



ABES ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL



R B C I A M B

Revista Brasileira de Ciências Ambientais
Volume 55, Número 2, junho de 2020

ISSN Eletrônico 2176-9478

Expediente

Editor Geral

Maurício Dziedzic

Editores Internacionais

Günter Gunkel - Alemanha

Jose Alfaro Joins - Estados Unidos

Manuela Morais - Portugal

Oscar Parra - Chile

Editores Nacionais

Adriana Marques Rossetto

Liliana Pena Naval

Marco Aurélio da Silva Carvalho Filho

Mário Augusto Gonçalves Jardim

Tadeu Fabrício Malheiros

Conselho Editorial

Arlindo Philippi Jr., Asher Kiperstock, Carlos Alberto Cioce Sampaio, Cleverson Vitorio Andreolli, Eliza Maria Xavier Freire, Fabiano Toni, Jorge Tenório, Leandro Gonçalves Oliveira, Luiz Carlos Beduschi Filho, Marco Antonio Almeida de Souza, Maria de Lourdes Florencio, Maria do Carmo Martins Sobral, Miguel Mansur Aisse, Valdir Fernandes, Wanderley da Silva Paganini

Coordenação

Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES

Presidente Nacional da ABES

Roberval Tavares de Souza

Secretaria Editorial

Soraia F. F. Fernandes

Produção Editorial

Zeppelini Publishers

www.zeppelini.com.br

Submissão de artigos, dúvidas e sugestões: rbciasm@abes-dn.org.br



[Instruções para autores, clique aqui](#)

Esta é uma publicação em parceria com o Instituto de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável - ICTR www.ictr.org.br

159 - CHUVAS EXTREMAS E EQUAÇÕES INTENSIDADE-DURAÇÃO-FREQUÊNCIA PARA O ESTADO DO ACRE

Extreme rainfall and intensity-duration-frequency equations for the state of Acre, Brazil

Álvaro José Back, Sabrina Baesso Cadornin

171 - CONSTRUÇÃO DE UM INDICADOR SOCIOAMBIENTAL E A RELAÇÃO COM O SISTEMA DE DRENAGEM URBANA

Construction of a socioenvironmental indicator and the relationship with the urban drainage system

Layara de Paula Sousa Santos, Klebber Teodomiro Martins Formiga, Nilson Clementino Ferreira

192 - ASSOCIATED FACTORS WITH ANTS OCCURRENCES IN URBAN SCHOOLS

Fatores associados à ocorrência de formigas em escolas urbanas

Junir Antônio Lutinski, Carin Guarda, Maria Assunta Busato

206 - AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS EM PARQUES EÓLICOS OFFSHORE E ONSHORE UTILIZANDO A MATRIZ DE LEOPOLD

Evaluation of environmental impact in offshore and onshore wind farms using the Leopold Matrix

Clayton Diego da Luz, Eliane Carvalho de Vasconcelos, Patrícia Bilotta, Marco Aurélio da Silva Carvalho Filho

226 - BIODIESEL PRODUCTION BY ETHYLIC AND METHYLIC ROUTE BASED ON FACTORIAL DESIGN

Produção de *biodiesel* por rota etílica e metílica a partir de planejamento fatorial

Laurênio Ferreira Lopes, Flávio Castro da Silva, Rita Colman Simões, Leandro Vahia Pontual, Luan Alves de Souza, Leomário Guedes do Nascimento, Carlos Michel dos Anjos dos Santos

242 - ESTOQUE DE CARBONO E AGREGAÇÃO DO SOLO SOB DIFERENTES SISTEMAS DE USO NO CERRADO

Carbon stock and soil aggregation under different use systems in the cerrado

Karina dos Santos Falcão, Felipe das Neves Monteiro, Jefferson Matheus Barros Ozório, Camila Beatriz da Silva Souza, Paulo Guilherme da Silva Farias, Roniedison da Silva Menezes, Elói Panachuki, Jean Sérgio Rosset

256 - COMPOSITES FORMED BY RECYCLED POLYPROPYLENE AND WET-BLUE LEATHER WASTE: A SUSTAINABLE PRACTICE

Composições formadas por polipropileno reciclado e resíduos de couro *wet-blue*: uma prática sustentável

Murilo Pitta Rizzato, Lilian Keylla Berto, Marla Corso, Ana Carolina Dias de Albuquerque, Thiago Dias Azenha, Luciana Cristina Soto Herek Rezende

268 - POTENCIAIS ALTERNATIVAS PARA REUTILIZAÇÃO DOS RESÍDUOS DA BANANICULTURA: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

Potential alternatives for the reuse of banana production residues: a systematic review

Nathan Roberto Lohn Pereira, Rachel Faverzani Magnago

CHUVAS EXTREMAS E EQUAÇÕES INTENSIDADE-DURAÇÃO-FREQUÊNCIA PARA O ESTADO DO ACRE

EXTREME RAINFALL AND INTENSITY-DURATION-FREQUENCY EQUATIONS FOR THE STATE OF ACRE, BRAZIL

Álvaro José Back 

Pesquisador na Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina – Urussanga (SC), Brasil.

Sabrina Baesso Cadorin 

Mestranda, Universidade do Extremo Sul Catarinense – Criciúma (SC), Brasil.

Endereço para correspondência:

Sabrina Baesso Cadorin – Estrada Municipal, s/nº – Santana – CEP: 88935-000 – Ermo (SC), Brasil – E-mail: bcadorin.sabrina@gmail.com

Recebido em: 11/11/2019

Aceito em: 28/04/2020

RESUMO

As chuvas intensas causam vários problemas, como alagamento, deslizamento e erosão do solo, sendo importante conhecer as informações sobre as relações intensidade-duração-frequência (IDF) de chuvas intensas locais. Em razão da carência dessas informações para o estado do Acre, este trabalho teve como objetivos analisar as séries históricas de chuvas e ajustar as equações IDF por meio da desagregação da chuva diária. Para o estudo utilizaram-se as estações pluviométricas da rede hidrológica da Agência Nacional de Águas de 11 municípios do Acre. As séries de máximas anuais apresentaram médias variando de 89,6 a 118,7 mm. Foram ajustados os parâmetros da distribuição de Gumbel e da distribuição generalizada de valores extremos (GEV), utilizando os métodos dos momentos, o método da máxima verossimilhança, o método dos momentos-L (MML) e, ainda, o método de Chow para a distribuição de Gumbel. A aderência das distribuições ajustadas às séries de máximas anuais foi avaliada pelos testes Kolmogorov-Smirnov e Anderson-Darling. A distribuição GEV com parâmetros estimados pelo MML destacou-se como a melhor distribuição para 73% das estações. Foi observada grande variação nos valores de chuva máxima diária entre as estações, evidenciando a necessidade de determinar os valores com dados locais. As equações IDF obtidas apresentaram bom ajuste, com coeficientes de determinação acima de 0,99. As equações ajustadas permitem estimativa da intensidade da chuva com duração de 5 a 1.440 minutos e período de retorno de dois a cem anos com erro padrão inferior 6,40 mm h⁻¹.

Palavras-chave: intensidade-duração-frequência; distribuição generalizada de valores extremos; precipitações intensas; conservação do solo.

ABSTRACT

Heavy rainfall causes various problems such as flooding, landslide and erosion, so it is important to know the information about the intensity-duration-frequency relationships of local heavy rainfall. Due to the lack of this information for the state of Acre, this study aimed to analyze historical rainfall series and to adjust the IDF equations by disaggregating daily rainfall. For the study, the rainfall stations of the Hydrological Network of the National Water Agency (ANA) of 11 municipalities in Acre were used. The average of annual maximum series ranged from 89.6 to 118.7 mm. The parameters of Gumbel and generalized extreme value (GEV) distributions were adjusted, using the methods of moments, the maximum likelihood method, the L-moments method, and the Chow method for Gumbel distribution. The adjusted distributions' adherence to the annual maxima series was evaluated by the Kolmogorov-Smirnov and Anderson-Darling tests. The GEV distribution with parameters estimated by the L-moments method stood out as the best distribution for 73% of stations. A large variation was observed in the maximum daily rainfall values between seasons, evidencing the need to determine the values with local data. The IDF equations obtained presented a good fit, with determination coefficients above 0.99. The adjusted equations allow estimation of rainfall intensity with a duration to 5 to 1,440 minutes and return period of 2 to 100 years with standard error of less than 6.40 mm h⁻¹.

Keywords: intensity-duration-frequency; generalized extreme value distribution; intense precipitation; soil conservation.

INTRODUÇÃO

A precipitação é um elemento-chave que tem o potencial de impactar consideravelmente os recursos hídricos, influenciando a disponibilidade de água para agricultura, indústria e uso doméstico. As chuvas intensas têm grande potencial para desencadear desastres naturais, como alagamentos, inundações e processos geológicos como deslizamentos de encostas e erosão do solo. Bork *et al.* (2017) destacam que os eventos extremos do clima, como falta ou excesso de precipitação, podem causar prejuízos econômicos de larga escala. Os autores ressaltam a preocupação com o aumento de frequência de eventos extremos na Região Sul do Brasil em função das mudanças climáticas.

Dessa forma, o conhecimento das características da chuva local é importante para a prevenção de desastres hidrológicos, o gerenciamento de recursos hídricos e o dimensionamento de estruturas de drenagem e obras de controle de erosão (CALOIERO, 2014; DENG *et al.*, 2017; HAZBAVI; SADEGHI, 2016; COELHO FILHO; MELO; ARAÚJO, 2017). Alves, Formiga e Traldi (2018) destacam a importância da caracterização quanto a distribuição temporal, volume precipitado e variações de intensidade para estudo da interceptação ocasionada pelas copas das árvores.

As chuvas intensas são definidas como fenômenos naturais e aleatórios, caracterizados normalmente por uma precipitação forte e contínua. Ocorrem em curto espaço de tempo, podendo variar de alguns minutos até dezenas de horas, e suas intensidades ultrapassam um valor preestabelecido (FIORIO *et al.*, 2012; DIAS; PENNER, 2019).

A caracterização da variabilidade temporal das chuvas intensas ao longo de sua duração é imprescindível para a estimativa do escoamento superficial, em situações onde não há dados medidos de vazão. O controle e a detecção de inundações, o planejamento de obras de engenharia, a modelagem de previsões de vazões são exemplos de aplicações dos dados de chuvas extremas (SOUZA *et al.*, 2012; DIAS; PENNER, 2019).

Quando não existem dados históricos de vazão ou estes se apresentam em quantidade reduzida, a estimativa das

chuvas intensas pode ser realizada por meio de um estudo da região com base nas curvas de intensidade-duração-frequência (IDF) (SILVEIRA, 2016). As equações IDF são importantes para o dimensionamento de obras de drenagem e de estruturas de controle de erosão. Algumas metodologias e alguns programas de cálculo da vazão de escoamento superficial baseiam-se na equação IDF representativa do local (GRIEBELER *et al.*, 2005).

A determinação das equações IDF por meio de dados obtidos dos registros com pluviógrafos apresenta grande dificuldade em razão da baixa densidade de pontos de coleta e do pequeno período de observações normalmente disponíveis para esses instrumentos (YIN *et al.*, 2015; ABREU; ANGELINI SOBRINHA; BRANDÃO, 2017). Algumas metodologias foram desenvolvidas no Brasil para obtenção de chuvas de menor duração com base em dados diários observados em pluviômetros. Tais metodologias empregam coeficientes para transformar chuva de 24 h em chuvas de menor duração, entre as quais estão o método das isozonas e o método da desagregação da chuva diária (SOUZA *et al.*, 2012; FECHINE SOBRINHO *et al.*, 2014; RANGEL; HARTWIG, 2017).

O estado do Acre tem 89% de sua área composta de remanescentes florestais que conferem ao solo boa proteção contra os efeitos erosivos da chuva (FUNCATE, 2004). O restante do estado, cerca de 11%, é ocupado por outros usos e outras coberturas da terra, como áreas urbanas, pecuária e cultivos agrícolas. Segundo Macêdo *et al.* (2013), a variação da precipitação, decorrente da sazonalidade da precipitação pluviométrica no Acre, causa extremos de vazão dos cursos d'água, que resultam em enchentes em anos de intensa precipitação. Esses eventos causam prejuízos às propriedades e atividades agropecuárias das populações locais que residem nas margens dos cursos d'água.

Como há carência de dados pluviográficos e também poucas informações de equações IDF atualizadas, o presente trabalho objetivou analisar as séries históricas de dados pluviométricos e determinar as equações IDF para o estado do Acre.

MATERIAIS E MÉTODOS

O Acre está localizado na região amazônica brasileira, fazendo fronteira com os estados brasileiros Amazonas

e Rondônia e com os países Bolívia e Peru. Está localizado no sudoeste da Região Norte do Brasil, entre as

latitudes de 7°06'56" S e 11°08'41" S e as longitudes 73°48'05" W e 68°42'59" W, situado num planalto cuja altitude média é de 200 metros. O clima é equatorial úmido, com chuvas bem distribuídas ao longo do ano (os índices pluviométricos variam de 2.000 a 2.500 mm), predominando os subtipos Af (equatorial chuvoso ou de floresta equatorial), sem estação seca, e Am (tropical de monção) com período seco muito curto (ALVARES *et al.*, 2013).

Para o estudo, utilizaram-se as estações pluviométricas da rede hidrológica da Agência Nacional de Águas. Foram selecionadas as estações que apresentavam séries de dados pluviométricos diários com mais de 15 anos de dados sem falhas nos registros. As estações usadas no trabalho constam da Tabela 1, e sua distribuição espacial está representada na Figura 1. Para cada estação foi determinada a série de máximas anuais de chuvas diárias, sendo excluídos da série os anos que apresentaram falhas nos registros.

As frequências observadas, referentes às chuvas diárias máximas anuais, foram obtidas por meio de distribuições teóricas de probabilidade, sendo avaliada a mais adequada para cada estação. Testaram-se as distribuições de extremos tipo I, também conhecidas como distribuição de Gumbel, e a distribuição gene-

ralizada de valores extremos (GEV). A distribuição de Gumbel tem a função densidade de probabilidade dada pela Equação 1:

$$f(x) = \alpha e^{-\alpha(x-\beta)-e^{-\alpha(x-\beta)}} \quad (1)$$

Em que:

a = o parâmetro de escala;

b = o parâmetro de locação da distribuição.

A distribuição GEV tem função densidade de probabilidade dada pela Equação 2:

$$f(x) = \frac{1}{\alpha} \left[1 + k \left(\frac{x-\beta}{\alpha} \right) \right]^{-\frac{(1+k)}{k}} \exp \left\{ - \left[1 + k \left(\frac{x-\beta}{\alpha} \right) \right]^{-\frac{(1+k)}{k}} \right\} \quad (2)$$

Em que:

a = parâmetro de escala;

b = parâmetro de posição;

k = parâmetro de forma.

Tabela 1 – Descrição das estações pluviométricas usadas.

N	Código	Município	Latitude (°S)	Longitude (°W)	Período	N. de anos	Clima
1	772003	Taruacá	7,85030	72,01920	1993–2016	20	Af
2	773000	Cruzeiro do Sul	7,43560	73,65220	1977–2011	29	Af
3	870002	Feijó	8,16360	70,35640	1981–2008	21	Af
4	872000	Marechal Thaumaturgo	8,93530	72,78500	1981–2018	32	Af
5	872001	Porto Walter	8,26750	72,73440	1983–2011	27	Af
6	967000	Rio Branco	9,97580	67,80000	1970–2016	45	Am
7	968004	Bujari	9,56670	68,28333	1996–2018	19	Am
8	972000	Marechal Thaumaturgo	9,40170	72,70250	1986–2018	28	Af
9	1067002	Plácido de Castro	10,32420	67,18860	1996–2017	18	Am
10	1067003	Capixaba	10,57580	67,67670	1996–2018	20	Am
11	1068000	Xapuri	10,64970	68,50670	1978–2013	31	Am

O ajuste dos parâmetros foi realizado pelo método dos momentos (MM), pelo método da máxima verossimilhança (MV) (NAGHETTINI; PINTO, 2007) e método dos momentos-L (MML) (QUEIROZ; CHAUDHAY, 2006). Para a distribuição de Gumbel também foi realizado o ajuste proposto por Chow, conforme descrito em Back e Bonetti (2014).

Para avaliar a aderência das distribuições foram usados os testes de Kolmogorov-Smirnov (KS) e de Anderson-Darling (AD). No teste de KS, comparam-se as frequências cumulativas $F(x)$ dos dados observados e das distribuições teóricas. A hipótese nula a ser testada é de que os dados observados seguem a distribuição teórica. A estatística do teste é dada pela maior diferença absoluta entre os valores de $F(x)$, isto é (Equação 3):

$$D_{m\acute{a}x} = |F(x) \text{ empírica} - F(x) \text{ teórica}| \quad (3)$$

O valor de $D_{m\acute{a}x}$ é comparado com valores críticos (D_{crit}) para dado nível de significância α e tamanho de amostra n . Se $D_{m\acute{a}x}$ calculado for maior que D_{crit} deve-se rejeitar a hipótese nula.

No teste de AD, avalia-se a hipótese de que dada amostra tenha sido retirada de determinada população com função de distribuição acumulada contínua $F(x)$. É um teste não paramétrico que procura ponderar mais fortemente as caudas das distribuições. A estatística do teste (A^2) é calculada pela Equação 4:

$$A^2 = -N \sum_{i=1}^N \frac{(2i-1) \{ \ln F_X(x_{(i)}) + \ln [1 - F_X(x_{(N-i+1)})] \}}{N} \quad (4)$$

Em que:

A^2 = a estatística do teste AD;

N = o número de observações na série;

$x_{(1)}, x_{(2)}, \dots, x_{(n)}$ = observações ordenadas em ordem crescente.

Na seleção da distribuição foi estabelecido um escore das distribuições considerando os métodos de estimativa dos parâmetros, tanto para o teste de KS como para o teste AD. O escore variou de 1 a 6 para cada teste de aderência, sendo 1 para a melhor distribuição e 6 para a de pior desempenho. A distribuição selecionada foi a que teve a menor soma dos escores dos dois testes, que poderia variar de 2 a 12.

Com a distribuição selecionada foram determinados os valores de chuva máxima diária com períodos de retorno de 2, 5, 10, 20, 25, 50 e 100 anos. A desagregação da chuva de um dia em chuvas de menor duração foi obtida pela metodologia estabelecida pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 1986). As intensidades de chuvas máximas com duração de 5, 10, 15, 20, 25, 30, 60, 360, 720

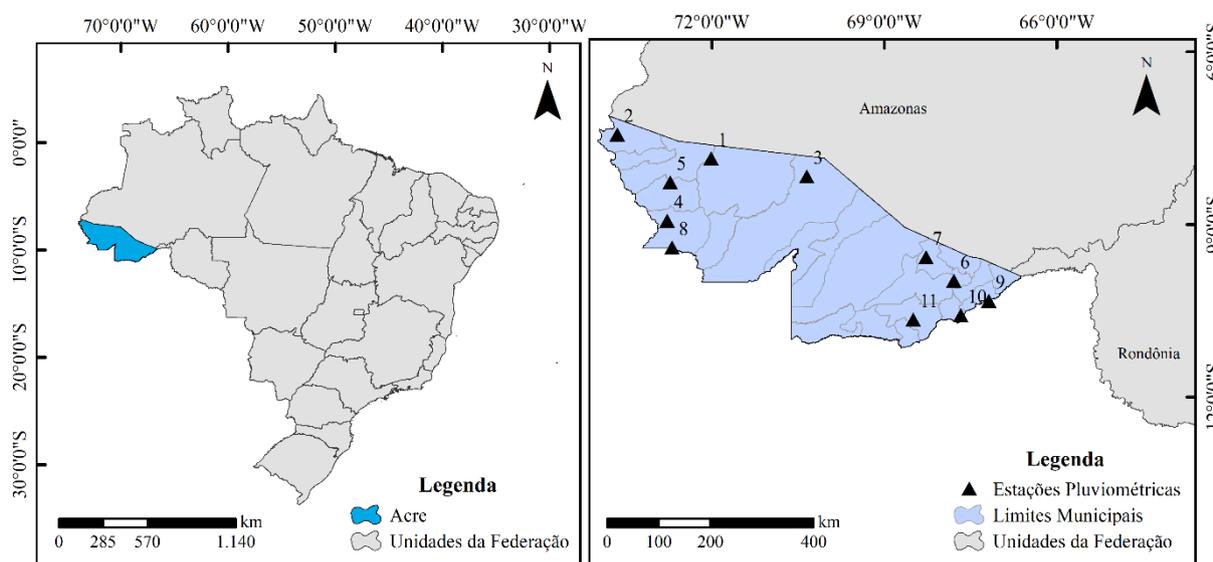


Figura 1 – Mapa de localização do Acre e distribuição espacial das estações pluviométricas utilizadas.

e 1.440 minutos foram estimadas usando as relações entre precipitações de diferentes durações, empregando os fatores de conversão apresentados na Tabela 2, conforme CETESB (1986).

Estabelecidas as alturas pluviométricas associadas a diferentes períodos de retorno e durações, as intensidades foram produzidas como relações entre as referidas alturas e durações (ALMEIDA; REIS; MENDONÇA, 2015). Sendo assim, foram ajustadas as equações IDF, dadas pela Equação 5:

$$I = \frac{KT^m}{(t + b)^n} \quad (5)$$

Em que:

I = a intensidade máxima média da chuva (mm h⁻¹);

K, m, b, n = os coeficientes da equação a serem ajustados;

T = o período de retorno (anos);

t = a duração da chuva (minutos).

O ajuste do modelo estabelecido por meio da Equação 5 foi realizado com auxílio da programação não li-

near (PNL), aplicada pelo programa Solver, disponível na planilha Microsoft Excel. Para a aplicação da PNL, buscou-se minimizar o erro total entre os valores de intensidade pluviométrica estimada pela distribuição de probabilidade selecionada e de intensidade obtida pela equação IDF. A função objetivo foi minimizada pela variação dos parâmetros K, m, b e n (ALMEIDA; REIS; MENDONÇA, 2015). Para o ajuste da equação utilizou-se a minimização do valor de erro médio quadrático da raiz (RMSE), dada pela Equação 6:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{j=1}^n (G_T^t - I_T^t)^2}{n}} \quad (6)$$

Em que:

G = intensidade da chuva com período de retorno de T anos e duração de t minutos estimada pela distribuição estatística selecionada;

I = intensidade da chuva com período de retorno de T anos e duração de t minutos obtida pela equação IDF ajustada.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No estado do Acre existem apenas 11 estações com séries de dados longas (iguais ou superiores a 15 anos) e que apresentam poucas falhas, localizadas em 10 municípios do total de 22 municípios acreanos. Tais estações estão concentradas nas regiões mais antropizadas, principalmente a leste e oeste do estado.

Observa-se ainda a carência de dados pluviométricos na região central, onde está localizada a maior parte das unidades de conservação estaduais e federais.

As séries de máximas diárias anuais apresentaram médias variando de 89,6 a 118,7 mm. O coeficiente de va-

Tabela 2 – Relações médias entre precipitação de diferentes durações.

Relação duração	Coeficientes	Relação duração	Coeficientes
5 min/30 min	0,34	1 h/24 h	0,42
10 min/30 min	0,54	6 h/24 h	0,72
15 min/30 min	0,70	8 h/24 h	0,78
20 min/30 min	0,81	10 h/24 h	0,82
25 min/30 min	0,91	12 h/24 h	0,85
30 min/1 h	0,74	24 h/1 dia	1,14

Fonte: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental (CETESB, 1986).

riação oscilou de 16,8 a 53,7%, sendo todas as séries com assimetria positiva, variando de 0,18 a 2,58 (Tabela 3). Nas séries com coeficiente de assimetria superior a 1,5 foram registrados valores de precipitação máxima diária acima de 200 mm.

Todas as distribuições testadas foram aceitas pelos testes de KS e de AD ao nível de significância de 5%. Com os escores pelo menor valor de $D_{máx}$ e AD, as distribuições Gumbel-MML, Gumbel-MV e Gumbel-MM mostraram-se melhores para uma estação cada (9%), e a distribuição GEV-MML para as outras oito estações (73%) (Tabela 4).

Abreu *et al.* (2018) verificaram que os testes de aderência podem indicar resultados diferentes quanto à adequação das distribuições de probabilidade testadas e concluíram que o teste de KS foi o menos rigoroso e admitiu aderência em todas as situações testadas. Naghettini e Pinto (2007) apontam como vantagem do teste de AD o fato de ponderar mais fortemente as caudas das distribuições, em que as observações extremas podem alterar a qualidade do ajuste. Mandal e Choudhury (2014) afirmam que a melhor distribuição de probabilidades para a estimativa da chuva máxima varia de local para local, sendo necessário avaliar a melhor distribuição para cada um de acordo com a série de dados observada.

A distribuição de Gumbel é muito usada na estimativa dos eventos extremos de chuva (RAY *et al.*, 2013; SANTOS *et al.*, 2014; MISTRY; SURYANARAYANA, 2019). Muitos autores usam a distribuição de Gumbel sem testar outras distribuições, justificando esse uso com base apenas no teste de KS (SILVA NETO *et al.*, 2017; PEREIRA; DUARTE; SARMENTO, 2017; OTTERO; CHARGEL; HORA, 2018), no entanto o teste de KS é criticado por alguns autores por não ser muito poderoso na rejeição da distribuição de probabilidades. A distribuição GEV tem se mostrado superior à distribuição de Gumbel em vários trabalhos (BESKOW *et al.*, 2015; NAMITHA; VINOTHKUMAR, 2019).

Back (2018), analisando estimativas de vazões máximas com diferentes distribuições de probabilidades, observou que para período de retorno de dez anos, as diferenças eram menores que 10%, porém, para período de retorno de cem anos, as diferenças podiam ser superiores a 20%. Essa observação ressalta a importância de uma análise mais criteriosa na seleção da distribuição de probabilidade quando se utilizam estimativas com período de retorno grande, como cem anos ou mais, comumente usadas em projetos de pontes em rodovias, importantes barragens, em que o período de retorno pode ser de até 10 mil anos.

Olofintoye, Sule e Salami (2009) destacam que existem muitas distribuições estatísticas que podem ser aplicadas para descrever os eventos extremos anuais de pre-

Tabela 3 – Resumo estatístico das séries de chuvas máximas diárias anuais.

Código	Média (mm)	Desvio (mm)	Assimetria	Maior (mm)	Menor (mm)
772003	94,7	50,9	1,70	259,2	19,0
773000	89,6	24,7	1,19	175,0	48,5
870002	90,8	44,5	1,14	222,6	28,2
872000	90,0	34,5	2,21	224,9	42,0
872001	90,8	20,3	1,13	146,4	54,3
967000	96,3	19,9	0,20	135,2	54,3
968004	96,1	16,2	0,68	130,6	73,2
972000	111,0	42,3	2,58	285,3	70,2
1067002	107,9	29,4	0,94	180,0	70,9
1067003	118,7	30,4	1,05	197,7	80,6
1068000	98,2	22,8	0,18	140,0	55,4

cipitação de determinado local, contudo a escolha do modelo adequado é um dos maiores problemas na prática da engenharia, pois não existe concordância geral sobre a distribuição ou as distribuições a serem usadas na análise de frequência de chuvas extremas. A seleção do modelo adequado depende principalmente das características dos dados de chuva disponíveis de uma estação particular. Por isso, é necessário avaliar várias distribuições no sentido de encontrar o modelo que melhor permite obter as estimativas de chuvas extremas.

Da Tabela 5 constam as chuvas máximas diárias para períodos de retorno de dois a cem anos, estimadas com as distribuições de probabilidade selecionadas para cada estação. Para período de retorno de dez anos, os valores variam de 117,3 a 158,6 mm, com diferenças de 35%. Para período de retorno de cem anos, essas diferenças são superiores a 64%, mostrando a importância de informações sobre a chuva do local para o adequado dimensionamento do projeto.

Na Tabela 6 estão os coeficientes da equação IDF ajustada, com os respectivos valores de RMSE e coeficiente de determinação (R^2). Todas as equações ajustadas apresentaram R^2 acima de 0,99, indicando bom ajuste das equações. O erro padrão de estimativa variou

de 1,76 a 6,40 mm h⁻¹. Observou-se maior variação no coeficiente K, que é diretamente proporcional à intensidade da chuva observada. Os valores do coeficiente m variaram de 0,1037 a 0,2501. Os valores do coeficiente b e n foram praticamente constantes, respectivamente 9,19 e 0,706. Essa pequena variação dos valores dos coeficientes b e n já foi relatada em outros estudos (OLIVEIRA *et al.*, 2005; CALDEIRA *et al.*, 2015; SOUZA *et al.*, 2012) sendo atribuída em parte ao processo de desagregação da chuva diária e ao método de ajuste dos parâmetros da equação IDF.

Da Tabela 7 constam as intensidades da chuva estimada com períodos de retorno de dez anos e diferentes durações. Não foi possível identificar um padrão de distribuição espacial que permitisse representar esses valores em mapas de intensidade de chuvas extremas para o estado do Acre. Essa constatação pode ser explicada pela baixa densidade de estações, especialmente na região central do estado, e também pela diferença no tamanho das séries de máximas anuais entre as estações usadas neste estudo. Em regiões com baixa densidade de estações pluviométricas, como é o caso do estado do Acre, cabe ao usuário analisar as informações disponíveis e adotar a estação que considera mais representativa das condições do local a ser uti-

Tabela 4 – Parâmetros das distribuições selecionadas.

Código	Distribuição e método de ajuste	Parâmetros da distribuição		
		α	β	k
772003	Gumbel-MML	0,0278	73,879	-
773000	GEV-MML	20,8455	79,748	0,1179
870002	GEV-MML	35,0374	71,689	0,0331
872000	GEV-MML	18,5650	73,977	-0,225
872001	Gumbel-MV	0,0637	81,944	-
967000	GEV-MML	18,9174	88,203	0,1763
968004	GEV-MML	13,0985	88,234	-0,020
972000	GEV-MML	22,0374	91,620	-0,235
1067002	Gumbel-MM	0,0436	95,0548	-
1067003	GEV-MML	20,4427	103,074	-0,162
1068000	GEV-MML	22,1239	89,094	0,1944

MML: método dos momentos-L; GEV: distribuição generalizada de valores extremos; MV: método da máxima verossimilhança; MM: método dos momentos.

Tabela 5 – Chuvas máximas diárias para diferentes períodos de retorno (mm).

Código da estação	Período de retorno (anos)						
	2	5	10	20	25	50	100
772003	87,1	127,8	154,8	180,7	188,9	214,2	239,4
773000	87,2	108,4	121,0	132,0	135,3	144,9	153,8
870002	84,5	123,0	147,7	170,8	178,0	199,9	221,2
872000	81,1	107,1	128,4	152,5	161,0	190,1	224,0
872001	87,7	105,5	117,3	128,6	132,2	143,2	154,2
967000	94,9	113,1	123,3	131,9	134,5	141,6	147,8
968004	93,1	108,2	118,4	128,3	131,5	141,4	151,3
972000	103,5	129,5	146,7	163,2	168,4	184,5	200,6
1067002	101,3	128,0	147,4	167,4	174,0	195,4	218,0
1067003	110,8	137,8	158,6	181,0	188,7	214,3	242,7
1068000	96,9	117,9	129,4	139,0	141,8	149,6	156,4

Tabela 6 – Coeficientes da equação intensidade-duração-frequência ajustada com respectivos valores de erro médio quadrático da raiz e coeficiente de determinação.

Estação	Coeficientes da equação IDF				RMSE (mm h ⁻¹)	R ²
	K	m	b	n		
772003	829,15	0,2242	9,19	0,7062	6,40	0,9945
773000	811,05	0,1316	9,20	0,7063	3,28	0,9971
870002	810,98	0,2123	9,19	0,7061	6,23	0,9941
872000	668,49	0,2501	9,19	0,7062	1,97	0,9993
872001	788,12	0,1359	9,20	0,7062	2,21	0,9986
967000	883,77	0,1037	9,19	0,7060	2,93	0,9976
968004	831,11	0,1189	9,19	0,7060	1,76	0,9991
972000	933,59	0,1569	9,19	0,7060	3,37	0,9980
1067002	884,86	0,1851	9,19	0,7061	2,82	0,9987
1067003	940,89	0,1935	9,19	0,7062	2,24	0,9993
1068000	909,46	0,1106	9,19	0,7061	3,46	0,9970

IDF: intensidade-duração-frequência; RMSE: erro médio quadrático da raiz; R²: coeficiente de determinação.

Tabela 7 – Intensidade da chuva (mm h^{-1}) com período de retorno de dez anos.

Estação	Duração da chuva (min)				
	5	15	30	60	1440
772003	213,4	146,4	104,2	69,7	8,1
773000	168,6	115,7	82,3	55,1	6,4
870002	203,1	139,4	99,1	66,4	7,7
872000	182,7	125,3	89,2	59,7	7,0
872001	165,5	113,6	80,8	54,1	6,3
967000	172,5	118,4	84,2	56,4	6,6
968004	168,0	115,3	82,0	54,9	6,4
972000	205,9	141,3	100,5	67,3	7,9
1067002	208,3	142,9	101,7	68,0	7,9
1067003	225,7	154,8	110,1	73,7	8,6
1068000	180,3	123,7	88,0	58,9	6,9

lizado. Para a chuva com duração de cinco minutos, a intensidade da chuva varia de 165,5 (estação 872001) a 225,7 mm h^{-1} (estação 1067003). A chuva com duração de cinco minutos tem aplicação prática no dimensionamento das estruturas de captação de água da chuva de telhados (BACK; BONETTI, 2014). Na ausência de informações locais é indicado o valor de 150 mm h^{-1} , que para o estado do Acre mostra-se subestimado.

No dimensionamento de terraços em gradiente é recomendada a utilização da intensidade da chuva com duração 15 minutos e período de retorno de dez anos (DE MARIA *et al.*, 2016), cujos valores para o Acre variam de 113,60 a 154,83 mm h^{-1} . Já para os terraços em nível é comum a utilização da chuva máxima diária com período de retorno de dez anos, cujos valores para o Acre variam de 117,3 a 158,6 mm (Tabela 5). A intensidade da chuva com duração de 30 minutos é um parâmetro necessário para a estimativa de perdas de solo por erosão no modelo hidrológico *soil and*

water assessment tool (CRUZ; VELASCO; CASTILLO, 2015). Os valores de chuva máxima com durações de 30, 60 e 1.440 minutos servem de referência para a aplicação dos coeficientes de desagregação da chuva para durações menores (CETESB, 1986). Dessa forma, com os valores da Tabela 7 e os valores dos coeficientes de desagregação da chuva apresentados na Tabela 2, podem-se obter as intensidades de chuva com período de retorno de dez anos e duração entre 5 e 1.440 minutos nas diferentes estações pluviométricas do estado do Acre.

Conhecer as relações de chuvas intensas é uma ferramenta importante para a gestão dos recursos hídricos, o controle de inundações, a elaboração de projetos agrícolas e o planejamento e dimensionamento de obras de engenharia, como barragens e drenagem urbana, sendo necessárias tais informações em diferentes durações e tempos de retorno, dependendo da sua aplicação e finalidade.

CONCLUSÕES

Todas as distribuições de probabilidades testadas foram aceitas pelos testes de aderência de KS e de AD, no entanto a distribuição GEV com parâmetros estimados pelo MML foi considerada a melhor em 73% das estações pluviométricas.

As equações IDF estimadas apresentaram bom ajuste, com coeficientes de determinação acima de 0,99. Essas equações permitem estimativa da intensidade da chuva com duração de 5 minutos a 24 horas e período de retorno de dois a cem anos com erro padrão de estimativa inferior 6,40 mm h^{-1} .

REFERÊNCIAS

- ABREU, F.G. de; ANGELINI SOBRINHA, L.; BRANDÃO, J.L.B. Análise da distribuição temporal das chuvas em eventos hidrológicos extremos. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, n. 2, p. 239-250, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522016146750>
- ABREU, M.C.; CECÍLIO, R.A.; PRUSKI, F.F.; SANTOS, G.R.; ALMEIDA, L.T.; ZANETTIM, S.S. Critérios para escolha de distribuições de probabilidade em estudos de Eventos extremos de precipitação. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 33, n. 4, p. 601-613, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-7786334004>
- ALMEIDA, K.; REIS, J.; MENDONÇA, A. Avaliação do desempenho dos métodos expeditos de determinação de equações de chuvas intensas. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 35, p. 63-77, 2015.
- ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Koppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. <https://dx.doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- ALVES, P.L.; FORMIGA, K.T.M.; TRALDI, M.A.B. Interferências de espécies arbóreas na Intercepção das águas pluviais urbanas. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 47, p. 89-100, 2018. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820180214>
- BACK, Á.J. Análise de frequência de vazões máximas para projetos de drenagem. *Revista Técnico-Científica de Engenharia Civil*, v. 1, n. 2, p. 1-14, 2018.
- BACK, Á.J.; BONETTI, A.V. Chuva de projeto para instalações prediais de águas pluviais de Santa Catarina. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 19, n. 4, p. 260-267, 2014. <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v19n4.p260-267>
- BESKOW, S.; CALDEIRA, T.L.; MELLO, C.R.; FARIA, L.C.; GUEDES, H.A.S. Multiparameter probability distributions for heavy rainfall modeling in extreme southern Brazil. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, v. 4, parte B, p. 123-133, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2015.06.007>
- BORK, C.; CASTRO, A.; LEANDRO, D.; CORRÊA, L.; SIQUEIRA, T. Índices de precipitação extrema para os períodos atual (1961-1990) e futuro (2011-2100) na Bacia do Rio Taquari-Antas, RS. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, v. 46, p. 29-45, 2017. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820170233>
- CALDEIRA, T.L.; BESKOW, S.; MELLO, C.R. de; VARGAS, M.M.; GUEDES, H.A.S.; FARIA, L.C. Daily rainfall disaggregation: an analysis for the Rio Grande do Sul State. *Revista Scientia Agraria*, v. 16, n. 3, p. 1-21, 2015. <http://dx.doi.org/10.5380/rsa.v16i3.46320>
- CALOIERO, T. Analysis of daily rainfall concentration in New Zealand. *Natural Hazards*, v. 72, p. 389-404, 2014. <https://doi.org/10.1007/s11069-013-1015-1>
- COELHO FILHO, J.A.P.; MELO, D.C.R.; ARAÚJO, M.L.M. Estudo de chuvas intensas para a cidade de Goiânia/GO por meio da modelação de eventos máximos anuais pela aplicação das distribuições de Gumbel e Generalizada de Valores Extremos. *Ambiência*, v. 13, n. 1, p. 75-88, 2017.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL (CETESB). *Drenagem urbana: manual de projetos*. São Paulo: DAEE/CETESB, 1986.
- CRUZ, H.R.; VELASCO, O.L.; CASTILLO, L.A.I. Estimación mensual de intensidad de la lluvia en 30 minutos a partir de datos pluviométricos. *Terra Latinoamericana*, v. 33, n. 2, p. 151-159, 2015.
- DE MARIA, I.C.; DRUGOWICH, M.I.; BORTOLETTI, J.O.; VITTI, A.C.; ROSSETTO, R.; FONTES, J.L.; TCATCHENCO, J.; MARGATHO, S.F. *Recomendações gerais para a conservação do solo na cultura da cana-de-açúcar*. Campinas: Instituto Agrônomo, 2016. (Série Tecnologia APTA. Boletim Técnico IAC, 216.)

- DENG, S.; LI, M.; SUN, H.; CHEN, Y.; QU, L. ZHANG, X. Exploring temporal and spatial variability of precipitation of Weizhou Island, South China. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, v. 9, p. 183-198, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2016.12.079>
- DIAS, É.C.; PENNER, G.C. Contabilização de Equações de Intensidade-Duração-Frequência Disponíveis no Brasil. *Anuário do Instituto de Geociências – UFRJ*, v. 42, n. 1, p. 209-216, 2019.
- FECHINESOBRINHO, V.; RODRIGUES, J.O.; MENDONÇA, L.A.R.; ANDRADE, E.M.; TAVARES, P.R.L. Desenvolvimento de equações Intensidade-Duração-Frequência sem dados pluviográficos em regiões semiáridas. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 18, n. 7, p. 727-734, 2014. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662014000700009>
- FIORIO, P.R.; DUARTE, S.N.; RODRIGUES, G.O.; MIRANDA, J.H.; COOKE, R.A. Comparação de equações de chuvas intensas para localidades do estado de São Paulo. *Engenharia Agrícola*, v. 32, n. 6, p. 1080-1088, 2012.
- FUNDAÇÃO DE CIÊNCIA, APLICAÇÕES E TECNOLOGIA ESPACIAIS (FUNCATE). *Uso e cobertura da terra na Floresta Amazônica: Subprojeto 106/2004 do PROBIO*. FUNCATE, 2004. 93 p.
- GRIEBELER, N.P.; PRUSKI, F.F.; TEIXEIRA, A.F.; OLIVEIRA, L.F.C. Software para o planejamento e a racionalização de sistemas de terraceamento em nível. *Engenharia Agrícola*, v. 25, n. 3, p. 841-851, 2005. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162005000300031>
- HAZBAVI, Z.; SADEGHI, S.H.R. Potential effects of vinasse as a soil amendment to control runoff and soil loss. *Soil*, v. 2, p. 71-78, 2016. <https://doi.org/10.5194/soild-2-767-2015>
- MACÊDO, M.N.C.; DIAS, H.C.T.; COELHO, F.M.G.; ARAÚJO, E.A.; SOUZA, M.L.H.; SILVA, E. Precipitação pluviométrica e vazão da bacia hidrográfica do Riozinho do Rôla, Amazônia Ocidental. *Ambi-Água*, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 206-221, 2013. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.809>
- MANDAL, S.; CHOUDHURY, B.U. Estimation and prediction of maximum daily rainfall at Sagar Island using best fit probability models. *Theoretical Applied Climatology*, v. 121, n. 1-2, 2014. <https://doi.org/10.1007/s00704-014-1212-1>
- MISTRY, P.B.; SURYANARAYANA, T.M.V. Estimation of Annual One Day Maximum Rainfall using Probability Distributions for Waghodia Taluka, Vadodara. *Global Research and Development Journal for Engineering*, p. 296-300, 2019.
- NAGHETTINI, M.; PINTO, E.J.A. *Hidrologia Estatística*. Belo Horizonte: CPRM, 2007.
- NAMITHA, M.R.; VINOTHKUMAR, V. Development of empirical models from rainfall-intensity-durations-frequency y curves for consecutive Day maximum rainfall using GEC distribution. *Journal of Pharmacognosy and Phytochemistry*, v. 8, n. 1, p. 2705-2709, 2019.
- OLIVEIRA, L.F.C.; CORTÊS, F.C.; WEHR, T.R.; BORGES, L.B.; SARMENTO, P.H.L.; GRIEBELER, N.P. Intensidade-duração-frequência de chuvas intensas para localidades no Estado de Goiás e Distrito Federal. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 35, n. 1, p. 13-18, 2005.
- OLOFINTOYE, O.O.; SULE, B.F.; SALAMI, A.W. Best-fit probability model for peak daily rainfall of selected Cities in Nigeria. *New York Science Journal*, v. 2, n. 3, p. 1-12, 2009.
- OTTERO, C.R.; CHARGEL, L.T.; HORA, M.A.G.M. Análise de frequência dos dados pluviométricos observados em 2011 a 2013 na região Serrana do Rio de Janeiro. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 33, n. 1, p. 131-139, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-7786331007>
- PEREIRA, D.C.; DUARTE, L.R.; SARMENTO, A.P. Intensity-duration-frequency curves determination of Ipameri – Goiás. *Revista Eletrônica de Engenharia Civil*, v. 13, n. 2, p. 233-246, 2017. <http://dx.doi.org/10.5216/reec.V13i2.43330>

QUEIROZ, M.M.F.; CHAUDHAY, F.H. Análise de eventos hidrológicos extremos, usando-se a distribuição GEV e momentos L.H. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 10, n. 2, p. 381-389, 2006. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662006000200020>

RANGEL, E.M.; HARTWIG, M.P. Análise das curvas de intensidade-duração-frequência para a cidade de Pelotas através de uma função de desagregação. *Revista Thema*, v. 14, n. 1, p. 63-77, 2017. <http://dx.doi.org/10.15536/thema.14.2017.63-77.353>

RAY, L.I.P.; BORA, P.K.; RAM, V.; SINGH, A.K.; SINGH, R.; FEROZE, S.M. Estimations of annual maximum rainfall for Central Meghalaya. *Indian Journal of Hill Farming*, v. 26, n. 1, p. 47-51, 2013.

SANTOS, W.O.; FEITOSA, A.P.; VALE, H.S.M.; COSTA, D.O.; BRITO, R.F.; QUEIROZ, R.F.; ESPÍNOLA SOBRINHO, J.; LEMOS FILHO, L.C. Chuvas Intensas para a Microrregião de Pau dos Ferros-RN. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 7, n. 6, p. 1093-1099, 2014. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v7.6.p1093-1099>

SILVA NETO, V.L.; VIOLA, M.R.; SILVA, D.D.; MELLO, C.R.; PEREIRA, S.B.; GIONGO, M. Daily rainfall disaggregation for Tocantins State, Brazil. *Ambiente & Água*, v. 12, n. 4, p. 605-6017, 2017. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.2077>

SILVEIRA, A.L.L da. Equações cumulativas sequenciais do hietograma do método de Chicago. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 21, n. 3, p. 646-651, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/2318-0331.011615094>

SOUZA, R.O.R.M.; SCARAMUSSA, P.H.M.; AMARAL, M.A.C.M.; PEREIRA NETO, J.A.; PANTOJA, A.V.; SADECK, L.W.R. Equações de chuvas intensas para o Estado do Pará. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 16, n. 9, p. 999-1005, 2012. <https://doi.org/10.1590/S1415-43662012000900011>

YIN, S.; XIE, B.; LIU, B.; NEARING, M.A. Rainfall erosivity estimation based on rainfall data collected over range of temporal resolutions. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 19, p. 4113-4126, 2015. <https://doi.org/10.5194/hess-19-4113-2015>



CONSTRUÇÃO DE UM INDICADOR SOCIOAMBIENTAL E A RELAÇÃO COM O SISTEMA DE DRENAGEM URBANA

CONSTRUCTION OF A SOCIOENVIRONMENTAL INDICATOR
AND THE RELATIONSHIP WITH THE URBAN DRAINAGE SYSTEM

**Layara de Paula
Sousa Santos** 

Mestre em Engenharia Ambiental e Sanitária, Universidade Federal de Goiás (UFG). Doutoranda em Ciências Ambientais, UFG – Goiânia (GO), Brasil.

**Klebber Teodomiro
Martins Formiga** 

Doutor em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (USP) – São Carlos (SP). Professor assistente da Escola de Engenharia Civil e Ambiental, UFG. Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, UFG – Goiânia (GO), Brasil.

**Nilson Clementino
Ferreira** 

Engenheiro Cartógrafo, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP). Doutor em Ciências Ambientais, UFG. Professor associado do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, UFG – Goiânia (GO), Brasil.

Endereço para correspondência:

Layara de Paula Sousa Santos –
Universidade Federal de Goiás –
Av. Esperança, s/n – Chácaras de
Recreio Samambaia – CEP: 74690-900
– Goiânia (GO), Brasil –
E-mail: layara0912@hotmail.com

Recebido em: 04/12/2019

Aceito em: 28/03/2020

RESUMO

Os indicadores socioambientais constituem uma base útil à tomada de decisões, porque permitem agregar informações consideradas importantes pelos gestores e pela comunidade. Este trabalho teve como objetivo correlacionar indicadores de vulnerabilidade socioambiental no estado de Goiás com o sistema de drenagem urbana. Os conjuntos de dados disponibilizados para as análises desenvolvidas nesta pesquisa referem-se aos resultados do Censo Demográfico 2010 do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Para o desenvolvimento das métricas foi utilizada a técnica de análise fatorial exploratória. Com base nos três índices desenvolvidos – fragilidade ambiental, qualidade infraestrutural e qualidade social –, foi desenvolvido um final, que engloba todas as variáveis. Os resultados mostraram que setores com melhores sistemas de drenagem (maiores proporções de domicílios com bueiro/boca-de-lobo e meio-fio/guia) tendem a apresentar maiores indicadores de qualidade social e infraestrutural e menores valores de fragilidade ambiental.

Palavras-chave: análise fatorial exploratória; vulnerabilidade; estado de Goiás.

ABSTRACT

Social and environmental indicators provide a useful basis for decision-making because they allow the aggregation of information considered important by managers and the community. This study aimed to correlate indicators of social and environmental vulnerability in the state of Goiás with the urban drainage system. The data sets available for the analyses developed in this research refer to the results of the 2010 Demographic Census of the Brazilian Institute of Geography and Statistics. For the development of the metrics the Exploratory Factor Analysis technique was used. From the 3 indices developed: environmental fragility, infrastructural and social quality, an end was developed that encompasses all variables. The results showed that sectors with better drainage systems (larger proportions of households with manhole/lobe mouth and curb/guide) tend to have higher indicators of social and infrastructural quality and lower values of environmental fragility.

Keywords: exploratory factor analysis; vulnerability; Goiás state.

INTRODUÇÃO

As inundações urbanas podem causar perdas econômicas e sociais, o que ocasiona impactos em vários aspectos da cidade, variando desde risco à saúde até perdas públicas e privadas. O desenvolvimento de uma área urbana que impermeabiliza a superfície do solo tem um efeito significativo nesses processos, visto que aumenta a quantidade de escoamento superficial em relação à infiltração (BUTLER; DAVIES, 2011).

No Brasil, observa-se a busca por um sistema de drenagem hidraulicamente eficiente, com foco na visão higienista. Para isso há a necessidade de criar estruturas de micro e macrodrenagem, no entanto nota-se que o resultado dessa abordagem provoca um distanciamento entre planejamento e sustentabilidade dos sistemas de drenagem (SOUZA, 2013).

Em municípios densamente urbanizados, como São Paulo (SP), Rio de Janeiro (RJ) e Belo Horizonte (MG), os córregos, rios e riachos desapareceram ou transformaram-se em canais, foram tampados, transpostos por pontes ou canalizados. Há constantes construções de avenidas e marginais em áreas de várzeas, que são espaços úmidos e alagadiços impróprios para construção. Esse aspecto favorece a ocorrência de enchentes (ARRUDA, 2008).

O redesenho da drenagem ocorre principalmente em razão do aumento permanente das vazões produzidas a montante e também em função da degradação da qualidade da água dos rios. Há despejos que são lançados sem tratamento nenhum. Com isso, observa-se a precariedade do saneamento agravada pela poluição ambiental e pela ocupação irregular das margens (GANDARA, 2017).

Alguns autores, como Neves e Tucci (2011), Lee *et al.* (2017), El Hawary e Shaban (2018), apresentaram estudos sobre qualidade da água do sistema de drenagem. As pesquisas demonstraram que a qualidade da água da rede pluvial depende de intensidade da precipitação, distribuição espacial e temporal, período do ano, tipo de uso do solo e limpeza urbana. Dessa forma, fica evidente a relação entre sistema de drenagem e saneamento básico.

A escolha do sistema de drenagem mais adequado pode ser realizada por meio da comparação de alternativas de projeto. Essas análises podem ser feitas com

base em indicadores. De acordo com Mitchell (1996), indicador é uma ferramenta que permite a obtenção de informações sobre determinada situação. O indicador pode ser entendido como um parâmetro selecionado e considerado isoladamente ou combinado com outros para refletir as condições do sistema analisado. De forma simplificada, índice é o valor agregado final de todo o procedimento de cálculo, no qual se utilizam, também, indicadores como variáveis que o compõem (SHIELDS; SOLAR; MARTIN, 2002). No caso desta pesquisa, a necessidade de estabelecer índices e indicadores relaciona-se à importância desses parâmetros como princípios técnicos para ordenamento do território.

O uso indevido do solo pode aumentar a vulnerabilidade dos indivíduos e das comunidades em relação às catástrofes naturais. Nesse âmbito, Bosco, Cardoso e Young (2019) avaliaram a vulnerabilidade socioambiental relativa à ocorrência de eventos geológicos, mais precisamente deslizamentos decorrentes de chuvas. Para isso, utilizaram indicadores construídos com base em variáveis socioeconômicas e ambientais.

Kolsky e Butler (2002) descreveram aspectos conceituais e práticos de indicadores de desempenho de drenagem. A pesquisa considerou abordagens práticas de desempenho, com base em experiências de campo na Índia. Assim, foram obtidas conclusões gerais sobre os indicadores de desempenho de drenagem, com foco no desafio de encontrar indicadores válidos, relativamente fáceis de medir e úteis para o tomador de decisão.

Berggren (2008) analisou indicadores que podem ser utilizados para descrever e comparar os impactos negativos e auxiliar na escolha de medidas de adaptação dos sistemas de drenagem urbana. Os impactos foram analisados por meio de indicadores que consideraram o comportamento do sistema durante e após um evento. Dessa forma, obtiveram-se a descrição de desempenho, a capacidade excedida e as consequências do excesso de vazão.

Malta, Costa e Magrini (2017) propuseram um índice de vulnerabilidade socioambiental construído por meio de análise multicritério de apoio à decisão. Foi proposto um índice composto de 15 indicadores formulados com base em pesquisas e discussões com especialistas das áreas de sociologia, economia, planejamento urbano, meio ambiente, saúde e segurança.

Observa-se que a avaliação ambiental da qualidade do sistema de drenagem urbana se consolidou como uma etapa importante no processo de planejamento, por conta da possibilidade de favorecer a formulação e a seleção de alternativas. Dessa forma, os indicadores podem ser utilizados, já que permitem o monitoramento das condições de vida de uma população.

O primeiro passo para construir indicadores é definir que tipo se deseja criar. Um dos procedimentos utilizados para transformar conceitos abstratos em indicadores consiste em elaborar índices. Para a construção de indicadores, o modelo utilizado deve ser capaz de estimar em que medida as correlações entre as variáveis observadas podem ser agrupadas em menor número de variáveis latentes. Depois, a fim de validá-lo inicialmente, o indicador criado pode ser ilustrado por meio de dados reais, com a obtenção de resultados satisfatórios (FIGUEIREDO FILHO *et al.*, 2013).

Nesse aspecto, o trabalho de Castro, Baptista e Cordeiro Netto (2004) teve como objetivo a proposição de indicadores para a avaliação do sistema de drenagem urbana. Para a validação, os indicadores foram aplicados e verificados por meio de análises multicritério em três estudos de caso, incluindo sistemas clássicos, intermediários e alternativos. Nesse estudo, nem todos os aspectos analisados apresentaram caráter quantitativo. Logo, alguns indicadores foram fundamentados em avaliações subjetivas. Os resultados mostraram-se potencialmente úteis como importante ferramenta de auxílio à tomada de decisão.

Alves (2006) teve como objetivo operacionalizar a categoria vulnerabilidade socioambiental no município de São Paulo. Para isso, foram construídos indicadores para representar suas dimensões: risco ambiental, degradação ambiental e vulnerabilidade social. Para construir o objeto de análise, o pesquisador operacionalizou a referida categoria por meio do mapa de vulnerabilidade social da população do município estudado.

Ojima e Mandarola Júnior (2010) realizaram uma pesquisa bibliográfica sobre construção de indicadores de sustentabilidade para ajudar a avaliar a vulnerabilidade. A finalidade do estudo foi possibilitar a identificação de lugares mais expostos a riscos, com o intuito de potencializar a eficiência e o alcance de políticas públicas.

Benzerra *et al.* (2012) desenvolveram uma metodologia para apoiar a gestão sustentável dos sistemas de

drenagem urbana. Os autores avaliaram o desempenho do sistema por meio do método da média ponderada para agregar indicadores ou critérios ponderados usando o processo de hierarquia analítica. A metodologia foi aplicada a um estudo de caso real na Argélia. Os resultados obtidos forneceram informações úteis para aplicativos operacionais e possibilitaram também identificar os objetivos que requerem melhorias.

Entre os autores que têm se dedicado a estudos de vulnerabilidade socioambiental, construção e validação de indicadores, encontram-se Guimarães *et al.* (2014), que formularam um indicador composto denominado de índice de vulnerabilidade socioambiental em locais propensos à ocorrência de inundações. Para a classificação dos municípios, os autores utilizaram procedimentos de análise multivariada. A validação nesse caso foi verificada por meio do teste de Kaiser-Meyer-Olkin (KMO), o qual resultou numa avaliação de adequabilidade do método utilizado, considerando-se o conjunto de dados utilizados.

Nesse contexto, no fim da década de 1980 e na década de 1990, surgiu o uso de programas computacionais estatísticos para estudos de vulnerabilidade, com destaque para Cutter (1996), que se dedicou ao estudo da vulnerabilidade por meio da análise fatorial de diferentes variáveis e indicadores, considerando as dimensões sociais, econômicas, políticas e culturais.

A análise fatorial tem como objetivo definir o relacionamento entre as variáveis de modo simples. Para isso, utiliza menor número de variáveis do que o número inicial, de forma a reduzir a dimensionalidade de um conjunto de variáveis por meio de suas intercorrelações (GUIMARÃES *et al.*, 2014). Essa técnica foi utilizada em razão de sua adequação para a construção de índices e sua capacidade de reduzir um grande conjunto de dados. Assim, facilitaram-se a construção e a consolidação dos indicadores.

Esta pesquisa considerou a hipótese de que o desenvolvimento sustentável, aliado ao sistema tradicional de drenagem urbana, deve acompanhar o processo de desenvolvimento da cidade, mantendo a funcionalidade. De acordo com Kemerich *et al.* (2013), o uso de indicadores constitui-se como instrumento relevante para gerenciar adequadamente as questões públicas, principalmente para obter diagnósticos e realizar monitoramentos ambientais.

O objeto de estudo foi o estado de Goiás, caracterizado pela ocorrência de alagamentos em diversas regiões da capital, o que se torna um problema iminente para a população. De acordo com Cardoso, Marcuzzo e Barros (2014), as regiões com maior volume de chuva no estado compreendem a região central do norte goiano e o município de Piracanjuba, no sudeste do estado. Nos estudos realizados por Machado *et al.* (2017), o recorte temporal da capital do estado de Goiás mostrou o aumento das áreas impermeabilizadas, dos processos

erosivos lineares e o conseqüente aumento das áreas de inundações e alagamentos. Esses problemas urbanos e ambientais são decorrentes principalmente do aumento populacional e da falta de planejamento urbano.

Considerando essa situação, este artigo teve como objetivo geral operacionalizar o conceito de vulnerabilidade socioambiental, por meio da construção e da validação de um indicador, a fim de correlacioná-lo com o sistema de drenagem urbana.

METODOLOGIA

Dados

Os conjuntos de dados disponibilizados para as análises desenvolvidas nesta pesquisa referem-se aos resultados do censo demográfico 2010. Tendo em vista a grande quantidade de informações e bases apresentada, de forma a facilitar o desenvolvimento dos indicadores, as informações foram filtradas e sumariadas em menor número de variáveis mais relevantes para a criação dos indicadores. Além disso, elas foram subdivididas nas categorias sociais, ambientais e de infraestrutura. Com relação aos dados, destaca-se ainda que, dos 9.434 setores censitários, 178 (1,89%) apresentaram alguma informação ausente e foram retirados da análise.

O *software* utilizado nas análises foi o R (versão 3.6.0), pacote de análise estatística que incorpora testes, modelos e análises estatísticas padrões, além de fornecer uma linguagem abrangente para gerenciar e manipular dados. Inicialmente, os pacotes utilizados para a prepa-

ração dos dados no *software* R, foram: *library(tidyverse)*, *library(data.table)* e *library(readxl)*. Após as manipulações, percebeu-se que os arquivos apresentaram a mesma ordenação com relação aos setores censitários. Posteriormente, foi realizada a agregação de todos os conjuntos de dados gerados em um único arquivo para o desenvolvimento dos indicadores.

Salienta-se que, para facilitar esse desenvolvimento, sobretudo pela metodologia de análise fatorial, as variáveis foram subdivididas manualmente nas categorias sociais, ambientais e de infraestrutura via critério dos pesquisadores. Mesmo com essa categorização ainda foi necessário retirar algumas variáveis da análise para simplificar a elaboração dos indicadores. Os pacotes estatísticos utilizados para a criação dos indicadores por meio da análise fatorial foram: *library(data.table)*, *library(psych)*, *library(Hmisc)*, *library(tidyverse)*, *library(psy)*, *library(nFactors)* e *library(readxl)*.

Análise de dados

Para compreensão do conjunto de variáveis, fez-se a análise descritiva por meio de medidas de posição, tendência central, dispersão e intervalo percentílico *bootstrap* de 95% de confiança para média, sendo o método *bootstrap* muito utilizado para realizar inferências quando não se conhece a distribuição de probabilidade da variável de interesse (EFRON; TIBSHIRANI, 1993).

Para o desenvolvimento dos indicadores, optou-se por utilizar a técnica de análise fatorial exploratória. Em seguida, a técnica foi planejada com base em três etapas:

- verificação da adequabilidade da base de dados;

- determinação da técnica de extração (componentes principais);
- tipo de rotação dos fatores (*Varimax*).

Para a criação de um indicador via análise fatorial, devem-se verificar três questões básicas: dimensionalidade, confiabilidade e validade (HAIR *et al.*, 2009). Essas questões são definidas por:

- Dimensionalidade: uma suposição inerente e exigência essencial para a criação de um indicador, é

que os itens sejam unidimensionais, significando que eles estão fortemente associados um com o outro e representam o mesmo conceito.

- **Confiabilidade:** é a avaliação do grau de consistência entre múltiplas medidas de um índice ou uma variável.
- **Validade:** é o grau em que uma escala ou um conjunto de medidas representa com precisão o conceito de interesse. Uma das formas mais aceitas se dá pela avaliação convergente, que avalia o grau em que duas medidas do mesmo conceito estão correlacionadas.

Para checar a dimensionalidade de cada índice, foi utilizado o critério da análise paralela, elaborado por Horn (1965). Esse critério retorna o número de fatores que devem ser retidos em uma análise fatorial, ou seja, a quantidade de dimensões do construto, indicador. Na impossibilidade de utilizar a análise paralela, quando os fatores são formados somente por duas variáveis, foi usado o critério de Kaiser (1958).

Na avaliação da validade convergente se empregou o critério da variância média extraída (AVE, da sigla em inglês *average variance extracted*), proposto por Fornell e Larcker (1981), que representa o percentual médio de variância compartilhada entre o construto latente e seus itens. Esse critério garante a validade convergente para valores de AVE acima de 50% (HENSELER; RINGLE; SINKOVICS, 2009), ou 40% no caso de pesquisas exploratórias (NUNNALLY; BERNSTEIN, 1994).

Para verificar a confiabilidade, foi utilizada a confiabilidade composta (CC) (CHIN, 1998). De acordo com Tenenhaus *et al.* (2005), a CC deve apresentar valores acima de 0,70 para uma indicação de confiabilidade do construto, ou valores acima de 0,60 no caso de pesquisas exploratórias. A CC tem sido apresentada como um indicador de precisão mais robusto, quando comparado ao coeficiente *alpha* (CRONBACH, 1951), isso porque, no cômputo da CC, as cargas fatoriais dos itens são passíveis de variação, enquanto no coeficiente *alpha* as cargas dos itens são fixadas para serem iguais. Nesse sentido, a CC tende a apresentar indicadores mais robustos de precisão por não estar atrelada a esse pressuposto (VALENTINI; DAMÁSIO, 2016).

Para avaliar se a utilização da análise fatorial é adequada aos dados, usou-se a medida de adequação da amostra KMO, que verifica a proporção da variância dos dados que pode ser considerada comum a todas as variáveis. Os valores dessa medida variam entre 0 e 1, e o uso da análise fatorial é adequado aos dados quando o KMO for maior ou igual 0,50, considerando que, quanto mais próximo de 1, mais apropriada é a amostra à aplicação da análise fatorial.

Para um índice ser validado via análise fatorial, espera-se que os construtos, indicadores, sejam unidimensionais, que as cargas fatoriais sejam maiores que 0,50, em módulo, que a CC seja de pelo menos 0,70, sendo também aceito em pesquisas exploratórias o valor de 0,60, que o KMO seja de pelo menos 0,50 e que a AVE seja maior que 0,40.

Para realizar a extração dos fatores, foi utilizada a técnica de análise de componentes principais (ACP), que converte uma matriz de dados com N observações e p variáveis em um novo conjunto de p variáveis ortogonais, de modo que a primeira delas tenha a máxima variância possível (NAGAR; BASU, 2002). Em síntese, o método da ACP busca explicar a estrutura de variância e covariância de um vetor aleatório, mediante combinações lineares das variáveis originais, sendo essas combinações não correlacionadas entre si e denominadas de componentes principais (MINGOTI, 2005).

Quando se considera somente a primeira componente, embora mais simples, geralmente se tem o problema de explicar apenas uma pequena parte da variabilidade. Já quando se consideram todas, consegue-se explicar 100% das variações. Dessa forma, considerando que, ao utilizar somente a primeira componente iria se perder parte da variabilidade dos dados, os indicadores foram criados sob a metodologia proposta por Nagar e Basu (2002), que calcula os indicadores sobre a média ponderada de todas as componentes principais obtidas na ACP, sendo os pesos as variâncias proporcionais de cada uma delas. Salienta-se ainda que foram selecionadas as variáveis com pesos significativamente diferentes de 0 por meio do intervalo percentílico *bootstrap*, e os indicadores foram padronizados para uma escala de 0 a 1.

Com a finalidade de simplificar a estrutura dos dados, empregou-se o método de rotação *Varimax*, que tem o objetivo de minimizar o número de variáveis que apre-

sentam alta carga em cada fator. De acordo com Reis (2001), *Varimax* é um método ortogonal cujo objetivo é maximizar a variação entre os pesos de cada componente principal.

Por fim, para verificar se o sistema de drenagem se relaciona com as características ambientais, sociais e de infraestrutura dos setores censitários, apresentaram-se as correlações entre os indicadores desenvolvidos e a proporção de domicílios particulares permanentes com bueiro/boca-de-lobo e a proporção de domicílios

particulares permanentes com meio-fio/guia. Essas informações estavam presentes no arquivo Entorno, porém salienta-se que, como mencionado no arquivo de descrição dos conjuntos de dados, os setores em que não houve coleta das informações do entorno obtiveram valor zero em todas as colunas. Após a retirada desses setores, juntamente com os que apresentaram observações ausentes, obtiveram-se 7.101 setores para a análise do relacionamento do sistema de drenagem e dos indicadores.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Criação de indicadores via análise fatorial

Indicador ambiental

A análise fatorial teve como objetivo verificar a necessidade de exclusão de algum item que não estivesse contribuindo para a formação dos fatores, uma vez que itens com cargas fatoriais menores que 0,50, em módulo, devem ser eliminados dos construtos, pois, ao não contribuir de forma relevante para a sua formação, prejudicam o alcance das suposições básicas para validade e qualidade dos indicadores criados para representar o conceito de interesse.

Com a avaliação de dimensionalidade, cargas fatoriais, validação convergente e confiabilidade, chegou-se ao indicador ambiental definido adiante, formado por três fatores de primeira ordem. Segundo a Tabela 1, todos os fatores que formam o indicador apresentaram carga fatorial superior a 0,50 e pesos positivos, ou seja, quanto maior o valor dos fatores, maior será o indicador.

Na Tabela 2, tem-se a análise fatorial dos fatores que formam o indicador ambiental. Nota-se que todas as cargas fatoriais foram superiores a 0,5 e todos os pesos

foram positivos. Ou seja, quanto maior o valor das variáveis que compõem o fator, maior ele será.

Dado que todas as variáveis e todos os fatores apresentaram pesos positivos, e considerando-se os significados das variáveis na listagem a seguir, pode-se entender esse indicador como de fragilidade ambiental. A descrição das variáveis encontra-se no Apêndice 1.

Na Tabela 3, apresenta-se a importância relativa de cada variável no indicador final de fragilidade ambiental. Pode-se destacar que V26, V61 e V82 foram as variáveis com maior importância relativa.

Por fim, a Tabela 4 apresenta as medidas de validade e qualidade dos fatores que formam o indicador e do próprio indicador final. Pode-se notar que:

- Tanto o indicador final como os fatores que formam o indicador apresentaram validação convergente (AVE > 0,4);

Tabela 1 – Análise fatorial: indicador ambiental.

Indicador Ambiental			
Fatores de 1ª ordem	CF	Com.	Peso
Fator 1	0,69	0,48	0,37
Fator 2	0,87	0,76	0,47
Fator 3	0,79	0,62	0,42

CF: carga fatorial; Com.: comunalidade.

Tabela 2 – Análise fatorial: fatores formadores do indicador ambiental.

Fator de 1ª ordem	Variáveis	CF	Com.	Peso
Fator 1	V72	0,96	0,92	0,19
	V75	0,98	0,96	0,20
	V78	0,93	0,87	0,19
	V42	0,93	0,87	0,19
	V24	0,81	0,66	0,17
	V43	0,59	0,35	0,12
	V46	0,54	0,30	0,11
Fator 2	V82	0,90	0,81	0,42
	V50	0,85	0,72	0,40
	V74	0,77	0,59	0,36
Fator 3	V61	0,88	0,78	0,57
	V26	0,88	0,78	0,57

CF: carga fatorial; Com.: comunalidade.

Tabela 3 – Importância relativa: fragilidade ambiental.

Variáveis	Importância relativa
V72	4,92%
V75	5,02%
V78	4,78%
V42	4,79%
V24	4,18%
V43	3,02%
V46	2,79%
V82	13,25%
V50	12,49%
V74	11,30%
V61	16,73%
V26	16,73%

- Tanto o indicador final como os fatores que formam o indicador apresentaram CC acima de 0,60. Ou seja, apresentaram os níveis exigidos de confiabilidade;
- Os ajustes da análise fatorial foram adequados, uma vez que todos os KMOs foram maiores ou iguais a 0,50;
- Todos os construtos foram unidimensionais (dimensionalidade), salientando-se que foi utilizado o critério da análise paralela no indicador ambiental e nos fatores 1 e 2. Já no fator 3 foi verificada a unidi-

mensionalidade via critério de Kaiser, visto que esse fator foi formado somente por dois itens.

Nesta pesquisa, observou-se que os resultados mostraram que os setores censitários com alta vulnerabilidade ambiental possuem condições sociais significativamente piores e maior concentração de crianças e jovens quando comparados a setores com baixa e média vulnerabilidade ambiental. Isso pode acontecer, porque áreas de degradação e risco ambiental são acessíveis à população de baixa renda, em razão da desvalorização no mercado imobiliário.

Indicador de infraestrutura

Com a avaliação de dimensionalidade, cargas fatoriais, validação convergente e confiabilidade, chegou-se ao indicador infraestrutural, definido na Tabela 5, formado por três fatores de primeira ordem. Segundo a Tabela 5, todos os fatores que formam o indicador apresentaram carga fatorial superior a 0,50 e pesos positivos, ou seja, quanto maior o valor dos fatores, maior será o indicador.

Na Tabela 6, tem-se a análise fatorial dos fatores que formam o indicador infraestrutural. Nota-se que todas as cargas fatoriais foram superiores a 0,5 e todos os pe-

sos foram positivos. Ou seja, quanto maior o valor das variáveis que compõem o fator, maior ele será.

Dado que todas as variáveis e todos os fatores apresentaram pesos positivos, e considerando-se os significados das variáveis apresentados no Apêndice 1, podemos entender esse indicador como um indicador de qualidade infraestrutural.

Na Tabela 7, apresenta-se a importância relativa de cada variável no indicador final de qualidade infraes-

Tabela 4 – Validação dos construtos: ambiental.

Construto	Quant. de itens	AVE	CC	KMO	Dim.
Indicador Ambiental	3	0,62	0,75	0,60	1
Fator 1	7	0,70	0,91	0,76	1
Fator 2	3	0,71	0,81	0,65	1
Fator 3	2	0,78	0,80	0,50	1

AVE: variância extraída; CC: confiabilidade composta; KMO: adequação da amostra; Dim.: dimensionalidade.

Tabela 5 – Análise fatorial: indicador de infraestrutura.

Indicador infraestrutura			
Fatores de 1ª ordem	CF	Com.	Peso
Fator 1	0,85	0,72	0,51
Fator 2	0,64	0,41	0,39
Fator 3	0,72	0,51	0,44

CF: carga fatorial; Com.: comunalidade.

trutural. Pode-se destacar que V63, V28, V47 e V48 foram as variáveis com maior importância relativa, possuindo conjuntamente 61,64%.

Por fim, a Tabela 8 apresenta as medidas de validade e qualidade dos fatores que formam o indicador e do próprio indicador final. Pode-se destacar que:

- Tanto o indicador final como os fatores que formam o indicador apresentaram validação convergente ($AVE > 0,4$);

- Tanto o indicador final como os fatores que formam o indicador apresentaram CC acima de 0,60. Ou seja, apresentaram os níveis exigidos de confiabilidade;
- Os ajustes da análise fatorial foram adequados, uma vez que todos os KMOs foram maiores ou iguais a 0,50;
- Todos os construtos foram unidimensionais (dimensionalidade), salientando que foi utilizado o critério

Tabela 6 – Análise fatorial: fatores formadores do indicador de infraestrutura.

Fator de 1ª ordem	Variáveis	CF	Com.	Peso
Fator 1	V39	0,98	0,95	0,18
	V62	0,98	0,95	0,18
	V40	0,92	0,85	0,17
	V70	0,97	0,94	0,18
	V58	0,93	0,86	0,17
	V23	0,91	0,83	0,17
Fator 2	V48	0,98	0,97	0,51
	V47	0,98	0,97	0,51
Fator 3	V28	1,00	1,00	0,50
	V63	1,00	1,00	0,50

CF: carga fatorial; Com.: comunalidade.

Tabela 7 – Importância relativa: qualidade infraestrutural.

Variáveis	Importância relativa (%)
V39	6,59
V62	6,59
V40	6,23
V70	6,55
V58	6,25
V23	6,14
V48	14,59
V47	14,59
V28	16,23
V63	16,23

da análise paralela no indicador de qualidade infraestrutural e no fator 1. Já nos demais fatores foi verifi-

cada a unidimensionalidade via critério de Kaiser, visto que estes foram formados somente por dois itens.

Indicador social

Seguindo a mesma metodologia de avaliação de dimensionalidade, cargas fatoriais, validação convergente e confiabilidade, chegou-se ao indicador social definido a seguir, formado por três fatores de primeira ordem. Segundo a Tabela 9, todos os fatores que formam o indicador apresentaram carga fatorial, em módulo, superior a 0,50. Nota-se que o fator 3 apresentou peso negativo, ou seja, quanto maior for este, menor tende a ser o indicador social.

Na Tabela 10, tem-se a análise fatorial dos fatores que formam o indicador social. Nota-se que todas as cargas fatoriais, em módulo, foram superiores a 0,5. Além disso, com exceção de V129 e V148, todas as demais variáveis apresentaram pesos positivos.

Dados os pesos das variáveis e dos fatores, bem como os significados das variáveis apresentados no Apêndice 1, podemos considerar esse indicador um indicador de qualidade social.

Na Tabela 11, encontra-se a importância relativa de cada variável no indicador final de qualidade social.

Pode-se destacar que V147, V128, V27 e V35 foram as variáveis com maior importância relativa, possuindo conjuntamente 65,15%.

Por fim, a Tabela 12 apresenta as medidas de validade e qualidade dos fatores que formam o indicador e do próprio indicador final. Pode-se destacar que:

- Tanto o indicador final como os fatores que formam o indicador apresentaram validação convergente ($AVE > 0,4$);
- Tanto o indicador final como os fatores que formam o indicador apresentaram CC acima de 0,60. Ou seja, apresentaram os níveis exigidos de confiabilidade;
- Os ajustes da análise fatorial foram adequados, uma vez que todos os KMOs foram maiores ou iguais a 0,50;
- Todos os construtos foram unidimensionais (dimensionalidade), salientando que foi utilizado o critério

Tabela 8 – Validação dos construtos: infraestrutura.

Construto	Quant. de itens	AVE	CC	KMO	Dim.
Indicador Infraestrutura	3	0,55	0,70	0,55	1
Fator 1	6	0,90	0,97	0,86	1
Fator 2	2	0,97	0,97	0,50	1
Fator 3	2	1,00	1,00	0,50	1

AVE: variância extraída; CC: confiabilidade composta; KMO: adequação da amostra; Dim.: dimensionalidade.

Tabela 9 – Análise fatorial: indicador social.

Indicador social			
Fatores de 1ª ordem	CF	Com.	Peso
Fator 1	0,78	0,62	0,46
Fator 2	0,68	0,47	0,40
Fator 3	-0,78	0,62	-0,46

CF: carga fatorial; Com.: comunalidade.

Tabela 10 – Análise fatorial: fatores formadores do indicador social.

Fator de 1ª ordem	Variáveis	CF	Com.	Peso
Fator 1	V151	0,89	0,79	0,15
	V130	0,90	0,81	0,16
	V134	0,87	0,76	0,15
	V133	0,81	0,66	0,14
	V149	0,79	0,62	0,14
	V19	0,65	0,42	0,11
	V129	-0,85	0,73	-0,15
	V148	-0,74	0,55	-0,13
	V132	0,65	0,43	0,11
Fator 2	V35	0,92	0,84	0,54
	V27	0,92	0,84	0,54
Fator 3	V128	0,92	0,839	0,55
	V147	0,92	0,839	0,55

CF: carga fatorial; Com.: comunalidade.

Tabela 11 – Importância relativa: qualidade social.

Variáveis	Importância relativa (%)
V151	4,32
V130	4,38
V134	4,24
V133	3,95
V149	3,84
V19	3,17
V129	4,16
V148	3,61
V132	3,18
V35	15,15
V27	15,15
V128	17,42
V147	17,42

da análise paralela no indicador de qualidade social e no fator 1. Já nos demais fatores foi verificada a unidimensionalidade via critério de Kaiser, visto que estes foram formados somente por dois itens;

Indicador final

Dados os três indicadores desenvolvidos via análise fatorial, fragilidade ambiental, qualidade infraestrutural e qualidade social, passa-se ao desenvolvimento de um indicador único que agrega esses três.

Observa-se que os valores utilizados para a elaboração dos indicadores referem-se a 2000, mas possivelmente ocorreram mudanças na distribuição percentual da população entre os grupos de vulnerabilidade ambiental.

Na Tabela 13, tem-se as cargas fatoriais, as comunalidades, os pesos e a importância relativa dos indicadores que formam o indicador final. Nota-se que todos apresentaram cargas fatoriais, em módulo, superiores a 0,5.

- Destaca-se que as medidas de validação e qualidade no indicador social e no fator 1 foram calculadas invertendo-se as cargas que apresentaram valores negativos.

Além disso, o indicador de fragilidade ambiental apresenta peso negativo, ou seja, quanto maior ele for, menor tende a ser o indicador final. Os indicadores de qualidade infraestrutural e social apresentaram pesos positivos.

Por fim, a Tabela 14 apresenta as medidas de validade e qualidade do indicador final. Pode-se destacar que:

- O indicador de qualidade geral apresentou validação convergente ($AVE > 0,4$) e CC acima de 0,6, ou seja, atingiu os níveis exigidos de confiabilidade;
- O ajuste da análise fatorial foi adequado, uma vez que o KMO foi maior que 0,50;

Tabela 12 – Validação dos construtos: social.

Construto	Quantidade de itens	AVE	CC	KMO	Dim.
Indicador social	3	0,57	0,71	0,63	1
Fator 1	9	0,64	0,91	0,76	1
Fator 2	2	0,84	0,85	0,50	1
Fator 3	2	0,84	0,85	0,50	1

AVE: variância extraída; CC: confiabilidade composta; KMO: adequação da amostra; Dim.: dimensionalidade.

Tabela 13 – Análise fatorial: indicador final.

Indicador	CF	Com.	Peso	Importância relativa (%)
<i>Environmental fragility</i>	-0,90	0,81	-0,38	33,81
<i>Infrastructural quality</i>	0,94	0,88	0,40	35,21
Qualidade social	0,82	0,68	0,35	30,98

CF: carga fatorial; Com.: comunalidade.

Tabela 14 – Validação do indicador de qualidade geral.

Quantidade de itens	AVE	CC	KMO	Dim.
3	0,79	0,86	0,67	1

AVE: variância extraída; CC: confiabilidade composta; KMO: adequação da amostra; Dim.: dimensionalidade.

- O indicador final foi unidimensional, via critério da análise paralela;
- Destaca-se que as medidas de validação e qualidade foram calculadas invertendo-se a carga de fragilidade ambiental, visto que esta foi negativa.

Segundo Gall (2007), vários estudos na área de vulnerabilidade socioambiental foram feitos no Brasil, mas não existe um consenso sobre quais variáveis devem ser utilizadas.

Licco (2013) destacou a necessidade de considerar fatores humanos em estudos de vulnerabilidade social e de

desastres naturais, já que influenciam na severidade do desastre. Entre os fatores abordados pelo autor, são considerados: riqueza, educação, governança, tecnologia, idade e gênero. De acordo com Licco (2013), a riqueza é importante pois pobres são menos capazes de pagar por moradias em locais com boa infraestrutura. A educação deve ser considerada porque indivíduos com maior nível educacional tendem a evitar ou reduzir impactos em comparação a indivíduos com níveis educacionais menores. A governança pode contribuir para a promoção de políticas que reduzam vulnerabilidades. A tecnologia pode contribuir para a melhoria da capacidade de previsão de eventos. Por fim, idade e gênero devem ser considerados porque crianças, idosos e mulheres tendem a ser mais vulneráveis por possuírem menos força física.

Relacionamento do sistema de drenagem e dos indicadores

Apresentam-se nesta seção as correlações entre os indicadores desenvolvidos e a proporção de domicílios particulares permanentes com bueiro/boca-de-lobo e a proporção de domicílios particulares permanentes com meio-fio/guia. Destaca-se que, após a retirada dos setores cuja informação do entorno não foi coletada, juntamente com os que apresentaram observações ausentes, se obtiveram 7.101 setores para a análise do relacionamento do sistema de drenagem e dos indicadores.

Inicia-se com a Tabela 15, que apresenta a análise descritiva das variáveis que caracterizam o sistema de drenagem. Nota-se, por exemplo, que a média com relação

à proporção de domicílios particulares permanentes com meio-fio/guia foi maior que aquela relacionada à proporção de domicílios particulares permanentes com bueiro/boca-de-lobo.

Na Tabela 16, tem-se as correlações de Pearson entre as variáveis do sistema de drenagem e os indicadores obtidos via análise fatorial. Nota-se que os indicadores de qualidade apresentaram correlações positivas com as variáveis de drenagem. Já o indicador de fragilidade apresentou correlações negativas. Esse fato é coerente com o significado dos indicadores e das variáveis do sistema de drenagem.

Tabela 15 – Análise descritiva do sistema de drenagem.

Variável	N	Média	DP	Mín.	1ºQ	2ºQ	3ºQ	Máx.
% de domicílios particulares permanentes com bueiro/boca-de-lobo	7101	0,23	0,31	0,00	0,00	0,06	0,41	1,00
% de domicílios particulares permanentes com meio-fio/guia	7101	0,82	0,31	0,00	0,80	0,99	1,00	1,00

DP: desvio padrão; Mín: mínimo; Máx.: máximo.

Tabela 16 – Correlações entre os indicadores de análise fatorial e a presença de bueiro/boca-de-lobo e meio-fio/guia

-	Bueiro/ boca-de-lobo	Meio-fio/guia	Frag. ambiental (AF)	Qual. infraest. (AF)	Qual. social (AF)
Bueiro/boca-de-lobo	1,00	0,37	-0,18	0,46	0,44
Meio-fio/guia	0,37	1,00	-0,42	0,50	0,44

Frag. ambiental: fragilidade ambiental; Qual. infraest.: qualidade infraestrutural; Qual. social: qualidade social; AF: análise fatorial.

CONCLUSÃO

Os resultados apresentados nesta pesquisa mostraram que o método de análise fatorial exploratória é adequado para a criação de um indicador socioambiental. Possibilitaram a compreensão de que as condições ambientais podem ser analisadas como fragilidades, já que apresentaram peso negativo. Por outro lado, os indicadores social e de infraestrutura obtiveram pesos de 0,35 e 0,40, respectivamente. Isso mostra que quanto maior, melhor, por isso foram identificados como indicadores de qualidade geral.

Para verificar se o sistema de drenagem se relaciona com as características ambientais, sociais e de infraestrutura dos setores censitários, foram realizadas correlações entre os indicadores desenvolvidos e a proporção de domicílios particulares permanentes com bueiro/boca-de-lobo e a proporção de domicílios particulares permanentes com meio-fio/guia. Conclui-se que setores com melhores sistemas de drenagem (maiores proporções de domicílios com bueiro/boca-de-lobo e meio-fio/guia) tendem a apresentar maiores indicadores de qualidade social e infraestrutural e menores valores de fragilidade ambiental. Destaca-se ainda que as variáveis do sistema de drenagem apresentaram correlação positiva de 0,37 e todas as correlações foram significativas.

De modo geral, a construção e a validação desse indicador contribuíram para a compreensão da relação existente en-

tre os aspectos socioambientais e o sistema de drenagem urbana. Demonstraram que aspectos básicos relacionados ao manejo de águas pluviais precisam ser melhorados, já que, em média, apenas 23% dos domicílios particulares permanentes possuem boca-de-lobo, cujos dados de eficiência, cabe ressaltar, ainda não estão disponíveis.

Ocorreram limitações para a operacionalização empírica da categoria vulnerabilidade socioambiental, que se devem ao fato de que a informação utilizada para medi-la está agregada por setor censitário. Essa agregação impede que a análise da vulnerabilidade seja feita na escala das famílias e dos domicílios. É necessário enfatizar que não foi medida a vulnerabilidade do território, mas sim a da população residente naquele território.

O método de construção de indicadores proposto pode ser aplicado por meio de censos atuais e antigos, além de fazer uso de diferentes escalas de análise. Para aplicação em outras regiões, sugere-se a inclusão ou substituição de indicadores de acordo com a realidade da região a ser analisada.

Para trabalhos futuros, recomenda-se apresentar por meio de mapas os indicadores obtidos, de forma a visualizar como estes se distribuem entre os setores censitários, auxiliando consequentemente na identificação de zonas críticas.

REFERÊNCIAS

ALVES, H. P. F. Vulnerabilidade socioambiental na metrópole paulistana: uma análise sociodemográfica das situações de sobreposição espacial de problemas e riscos sociais e ambientais, *Revista Brasileira de Estudos de População*, São Paulo, v. 23, n. 1, p. 43-59, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-30982006000100004>

ARRUDA, G. *A natureza dos rios: história, memória e territórios*. Curitiba: Editora UFPR, 2008.

BENZERRA, A.; CHERRARED, M.; CHOCAT, B.; CHERQUI, F.; ZEKIOUK, T. Decision support for sustainable urban drainage system management: A case study of Jijel, Algeria. *Journal of Environmental Management*, v. 101, p. 46-53, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.01.027>

BERGGREN, K. Indicators for urban drainage system-assessment of climate change impacts. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON URBAN DRAINAGE, Edimburgo, 2008. *Anais [...]*. 2008.

BOSCO, R. B.; CARDOSO, A. O.; YOUNG, A. F. Aplicação de análise multivariada para a construção de indicadores ambientais na relação entre precipitação e deslizamentos. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 52, p. 44-61, jun. 2019. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820190471>

BUTLER, D.; DAVIES, J. W. *Urban Drainage*. 3. ed. \New York: Spon Press, 2011.

- CARDOSO, M. R. D.; MARCUZZO, F. F. N.; BARROS, J. R. Classificação Climática de Koppen-Geiger para o Estado de Goiás e o Distrito Federal. *ACTA Geográfica*, Boa Vista, v. 8, n. 16, p. 40-55, jan./mar. 2014. <http://dx.doi.org/10.5654/acta.v8i16.1384>
- CASTRO, L. M. A.; BAPTISTA, M. B.; CORDEIRO NETTO, O. M. Análise Multicritério para a Avaliação de Sistemas de Drenagem Urbana Proposição de Indicadores e de Sistemática de Estudo. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 9, n. 4, 2004. <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v9n4.p5-19>
- CHIN, W. W. The partial least squares approach to structural equation modeling. In: MARCOULIDES, G. A. (org.). *Methodology for business and management: modern methods for business research*. Mahwah: Lawrence Erlbaum Associates Publishers, 1998. p. 295-336.
- CRONBACH, L. J. Coefficient alpha and the internal structure of tests. *Psychometrika*, v. 16, p. 297-334, 1951. <https://doi.org/10.1007/BF02310555>
- CUTTER, S. L. Vulnerability to environmental hazards. *Progress in Human Geography*, v. 20, n. 4, p. 529-539, 1996. <https://doi.org/10.1177%2F030913259602000407>
- EFRON, B.; TIBSHIRANI, R. J. *Introduction to the Bootstrap*. Boca Raton, Londres, Nova York, Washington, D.C.: Chapman & Hall, 1993.
- EL HAWARY, A.; SHABAN, M. Improving drainage water quality: Constructed wetlands-performance assessment using multivariate and cost analysis. *Water Science*, v. 32, n. 2, p. 301-317, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.wsj.2018.07.001>
- FIGUEIREDO FILHO, D. B.; PARANHOS, R.; ROCHA, E. C.; SILVA JÚNIOR, J. A.; MAIA, R. G. Análise de componentes principais para construção de indicadores sociais. *Revista Brasileira de Biometria*, São Paulo, v. 31, n. 1, p. 61-78, 2013.
- FORNELL, C., & LARCKER, D. F. Evaluating Structural Equation Models with Unobservable Variables and Measurement Error. *Journal of Marketing Research*, v. 18, n. 1, p. 39-50, 1981. <https://doi.org/10.2307/3151312>
- GALL, M. *Indices of Social Vulnerability to Natural Hazards: A Comparative Evaluation*. Los Angeles: University of South California, 2007.
- GANDARA, G. S. Rios: território das águas às margens das cidades: o caso dos rios de Uruaçu-GO. *Revista Franco-Brasileira de Geografia*, n. 31, 2017. <https://doi.org/10.4000/confins.12066>
- GUIMARÃES, R. M.; MAZOTO, M. L.; MARTINS, R. N.; CARMO, C. N.; ASMUS, C. I. F. Construção e validação de um índice de vulnerabilidade socioambiental para a vigilância e gestão de desastres naturais no Estado do Rio de Janeiro, Brasil. *Ciência & Saúde Coletiva*, Rio de Janeiro, v. 19, n. 10, p. 4157-4165, 2014. <https://doi.org/10.1590/1413-812320141910.08282014>
- HAIR, J. F.; BLACK, W. C.; BABIN, B. J.; ANDERSON, R. E.; TATHAM, R. L. *Análise Multivariada de Dados*. Porto Alegre: Bookman, 2009.
- HENSELER, J.; RINGLE, C. M.; SINKOVICS, R. R. The use of partial least squares path modeling in international marketing. *Advances in International Marketing*, v. 20, p. 277-319, 2009. [https://doi.org/10.1108/S1474-7979\(2009\)0000020014](https://doi.org/10.1108/S1474-7979(2009)0000020014)
- HORN, J. L. A rationale for the number of factors in factor analysis. *Psychometrika*, v. 30, p. 179-185, 1965. <https://doi.org/10.1007/BF02289447>
- IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Base de informações do censo demográfico 2010: Resultados do Universo por setor censitário*. Rio de Janeiro, 2011.
- KAISER, H. F. The varimax criterion for analytic rotation in factor analysis. *Psychometrika*, v. 23, p. 187-200, 1958. <https://doi.org/10.1007/BF02289233>

- KEMERICH, P. D. da C.; MARTINS, S. R.; KOBAYAMA, M.; BURIOL, G. A.; BORBA, W. F.; RITTER, L. G. Avaliação da Sustentabilidade Ambiental em bacias hidrográficas mediante a aplicação do modelo P-E-R. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, v. 10, n. 10, 2013. <http://dx.doi.org/10.5902/223611707658>
- KOLSKY, P.; BUTLER, D. Performance indicators for urban storm drainage in developing countries. *Urban Water*, v. 4, n. 2, p. 137-144, 2002. [https://doi.org/10.1016/S1462-0758\(02\)00011-0](https://doi.org/10.1016/S1462-0758(02)00011-0)
- LEE, M.; KIM, M.; KIM, Y.; HAN, M. Consideration of rainwater quality parameters for drinking purposes: A case study in rural Vietnam. *Journal of Environmental Management*, v. 200, p. 400-406, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.05.072>
- LICCO, E. A. Vulnerabilidade social e desastres naturais: uma análise preliminar sobre Petrópolis, Rio de Janeiro. *Revista de Saúde, Meio Ambiente e Sustentabilidade*, v. 8, n. 1, p. 25-41, 2013.
- MACHADO, A. S.; PAULA, H. J. M.; RODRIGUES, H. S. M. C.; FARIA, K. M. S. Avaliação dos efeitos da impermeabilização do solo urbano na alta bacia do Córrego Cascavel – Goiânia/GO. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA FÍSICA APLICADA, 18., 2017. *Anais [...]*. Instituto de Geociências, 2017.
- MALTA, F. S.; COSTA, E. M.; MAGRINI, A. Índice de vulnerabilidade socioambiental: uma proposta metodológica utilizando o caso do Rio de Janeiro, Brasil. *Ciência & Saúde Coletiva*, v. 22, n. 12, p. 3933-3944, 2017. <http://dx.doi.org/10.1590/1413-812320172212.25032017>
- MINGOTI, S. A. *Análise de dados através de métodos de estatística multivariada: uma abordagem aplicada*. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005.
- MITCHELL, G. Problems and fundamentals of sustainable development indicators. *Sustainable Development*, v. 4, n. 1, p. 1-11, 1996.
- NAGAR, A. L.; BASU, S. R. Weighting socio-economic indicator of human development: a latent variable approach. In: ULLAH, A.; WAN, A. T. K.; CHATURVEDI, A. (orgs.). *Handbook of Applied Econometrics and Statistical Inference*. New York: Marcel Dekker, 2002.
- NEVES, M. G. F. P.; TUCCI, C. E. M. Composição de resíduos de varrição e resíduos carreados pela rede de drenagem, em uma bacia hidrográfica urbana. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 16, n. 4, p. 331-336, 2011. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522011000400003>
- NUNNALLY, J.; BERNSTEIN, I. *Psychometric Theory*. Nova York: McGraw-Hill, 1994.
- OJIMA, R.; MANDAROLA JÚNIOR, E. Indicadores e políticas públicas de adaptação às mudanças climáticas: vulnerabilidade, população e urbanização. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 18, dez. 2010.
- REIS, E. *Estatística multivariada aplicada*. 2. ed. Lisboa: Silabo, 2001.
- SHIELDS, D.; SOLAR, S. V.; MARTIN, W. The role of values and objectives in communicating indicators of sustainability. *Ecological Indicator*, v. 2, n. 1, p. 149-160, 2002. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(02\)00042-0](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(02)00042-0)
- SOUZA, V. C. B. Gestão da drenagem urbana no Brasil: Desafios para a sustentabilidade. *Revista Eletrônica de Gestão e Tecnologia*, v. 1, n. 1, p. 57-72, 2013. <http://dx.doi.org/10.17565/gesta.v1i1.7105>
- TENENHAUS, M.; VINZI, V. E.; CHATELIN, Y. M.; LAURO, C. PLS path modeling. *Computational Statistics and Data Analysis*, v. 48, n. 1, p. 159-205, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.csda.2004.03.005>
- VALENTINI, F.; DAMÁSIO, B. F. Variância Média Extraída e Confiabilidade Composta: Indicadores de Precisão. *Psicologia: Teoria e Pesquisa*, v. 32, n. 2, p. 1-7, 2016. <https://doi.org/10.1590/0102-3772e322225>

Apêndice 1 – Apresentação das variáveis ambientais, variáveis de infraestrutura e variáveis sociais

Código	Descrição da variável
Apresentação das variáveis ambientais	
V24	% de domicílios particulares permanentes com abastecimento de água de poço ou nascente na propriedade em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V25	% de domicílios particulares permanentes com abastecimento de água da chuva armazenada em cisterna em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V26	% de domicílios particulares permanentes com outra forma de abastecimento de água em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V29	% de domicílios particulares permanentes com banheiro de uso exclusivo dos moradores ou sanitário e esgotamento sanitário via fossa séptica em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V30	% de domicílios particulares permanentes com banheiro de uso exclusivo dos moradores ou sanitário e esgotamento sanitário via fossa rudimentar em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V31	% de domicílios particulares permanentes com banheiro de uso exclusivo dos moradores ou sanitário e esgotamento sanitário via vala em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V32	% de domicílios particulares permanentes com banheiro de uso exclusivo dos moradores ou sanitário e esgotamento sanitário via rio, lago ou mar em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V33	% de domicílios particulares permanentes com banheiro de uso exclusivo dos moradores ou sanitário e esgotamento sanitário via outro escoadouro em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V42	% de domicílios particulares permanentes com lixo queimado na propriedade em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V43	% de domicílios particulares permanentes com lixo enterrado na propriedade em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V44	% de domicílios particulares permanentes com lixo jogado em terreno baldio ou logradouro em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V45	% de domicílios particulares permanentes com lixo jogado em rio, lago ou mar em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V46	% de domicílios particulares permanentes com outro destino do lixo em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V50	% de domicílios particulares permanentes sem energia elétrica em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V59	% de domicílios particulares permanentes com lixo coletado e abastecimento de água de poço ou nascente na propriedade em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V60	% de domicílios particulares permanentes com lixo coletado e abastecimento de água de chuva armazenada em cisterna em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V61	% de domicílios particulares permanentes com lixo coletado e outra forma de abastecimento de água em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes

Continua...

Apêndice 1 – Continuação

Código	Descrição da variável
V64	% de domicílios particulares permanentes com lixo coletado, banheiro de uso exclusivo dos moradores ou sanitário e esgotamento sanitário via fossa séptica em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V65	% de domicílios particulares permanentes com lixo coletado, banheiro de uso exclusivo dos moradores ou sanitário e esgotamento sanitário via fossa rudimentar em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V66	% de domicílios particulares permanentes com lixo coletado, banheiro de uso exclusivo dos moradores ou sanitário e esgotamento sanitário via vala em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V67	% de domicílios particulares permanentes com lixo coletado, banheiro de uso exclusivo dos moradores ou sanitário e esgotamento sanitário via rio, lago ou mar em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V68	% de domicílios particulares permanentes com lixo coletado, banheiro ou sanitário e esgotamento sanitário via outro escoadouro em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V69	% de domicílios particulares permanentes com lixo coletado e sem banheiro de uso exclusivo dos moradores e nem sanitário em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V71	% de domicílios particulares permanentes com outra forma de destino do lixo e abastecimento de água da rede geral em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V72	% de domicílios particulares permanentes com outra forma de destino do lixo e abastecimento de água de poço ou nascente na propriedade em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V73	% de domicílios particulares permanentes com outra forma de destino do lixo e abastecimento de água de chuva armazenada em cisterna em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V74	% de domicílios particulares permanentes com outra forma de destino do lixo e outra forma de abastecimento de água em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V75	% de domicílios particulares permanentes com outra forma de destino do lixo e banheiro ou sanitário em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V76	% de domicílios particulares permanentes com outra forma de destino do lixo, banheiro de uso exclusivo dos moradores ou sanitário e esgotamento sanitário via rede geral de esgoto ou pluvial em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V77	% de domicílios particulares permanentes com outra forma de destino do lixo, banheiro de uso exclusivo dos moradores ou sanitários e esgotamento sanitário via fossa séptica em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V78	% de domicílios particulares permanentes com outra forma de destino do lixo, banheiro de uso exclusivo dos moradores ou sanitário e esgotamento sanitário via fossa rudimentar em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V79	% de domicílios particulares permanentes com outra forma de destino do lixo, banheiro de uso exclusivo dos moradores ou sanitário e esgotamento sanitário via vala em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes

Continua...

Apêndice 1 – Continuação

Código	Descrição da variável
V80	% de domicílios particulares permanentes com outra forma de destino do lixo, banheiro de uso exclusivo dos moradores ou sanitário e esgotamento sanitário via rio, lago ou mar em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V81	% de domicílios particulares permanentes com outra forma de destino do lixo, banheiro de uso exclusivo dos moradores ou sanitário e esgotamento sanitário via outro escoadouro em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V82	% de domicílios particulares permanentes com outra forma de destino do lixo e sem banheiro de uso exclusivo dos moradores e nem sanitários em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
Apresentação das variáveis de infraestrutura	
V23	% de domicílios particulares permanentes com abastecimento de água da rede geral em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V28	% de domicílios particulares permanentes com banheiro de uso exclusivo dos moradores ou sanitários e esgotamento sanitário via rede geral de esgoto ou pluvial em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V39	% de domicílios particulares permanentes com lixo coletado em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V40	% de domicílios particulares permanentes com lixo coletado por serviço de limpeza em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V41	% de domicílios particulares permanentes com lixo coletado em caçamba de serviço de limpeza em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V47	% de domicílios particulares permanentes com energia elétrica em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V48	% de domicílios particulares permanentes com energia elétrica de companhia de distribuição em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V49	% de domicílios particulares permanentes com energia elétrica de outras fontes em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V51	% de domicílios particulares permanentes com energia elétrica de companhia de distribuição e com medidor de uso exclusivo em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V52	% de domicílios particulares permanentes com energia elétrica de companhia de distribuição e com medidor comum a mais de um domicílio em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V53	% de domicílios particulares permanentes com energia elétrica de companhia de distribuição e sem medidor em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V58	% de domicílios particulares permanentes com lixo coletado e abastecimento de água da rede geral em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V62	% de domicílios particulares permanentes com lixo coletado e banheiro de uso exclusivo dos moradores ou sanitário em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes

Continua...

Apêndice 1 – Continuação

Código	Descrição da variável
V63	% de domicílios particulares permanentes com lixo coletado, banheiro de uso exclusivo dos moradores ou sanitário e esgotamento sanitário via rede geral de esgoto ou pluvial em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V70	% de domicílios particulares permanentes com lixo coletado e banheiro em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
Apresentação das variáveis sociais	
V3	Média do número de moradores em domicílios particulares permanentes
V9	Valor do rendimento nominal médio mensal das pessoas de 10 anos ou mais de idade (com e sem rendimento)
V10	Variância do rendimento nominal mensal das pessoas de 10 anos ou mais de idade (com e sem rendimento)
V11	Valor do rendimento nominal médio mensal das pessoas de 10 anos ou mais de idade (com rendimento)
V12	Variância do rendimento nominal mensal das pessoas de 10 anos ou mais de idade (com rendimento)
V17	% de domicílios particulares permanentes próprios e quitados em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V18	% de domicílios particulares permanentes próprios em aquisição em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V19	% de domicílios particulares permanentes alugados em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V20	% de domicílios particulares permanentes cedidos por empregador em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V21	% de domicílios particulares permanentes cedidos de outra forma em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V22	% de domicílios particulares permanentes em outra condição de ocupação (não são próprios, alugados e nem cedidos) em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V27	% de domicílios particulares permanentes com banheiro de uso exclusivo dos moradores ou sanitários em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V34	% de domicílios particulares permanentes sem banheiro de uso exclusivo dos moradores e nem sanitários em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V35	% de domicílios particulares permanentes com banheiro de uso exclusivo dos moradores em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V38	% de domicílios particulares permanentes sem banheiro de uso exclusivo dos moradores em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V84	% de domicílios particulares permanentes com 5 moradores ou mais em relação à quantidade de domicílios particulares permanentes
V128	% de domicílios particulares sem rendimento nominal mensal domiciliar per capita em relação à quantidade de domicílios particulares

Continua...

Apêndice 1 – Continuação

Código	Descrição da variável
V129	% de domicílios particulares com rendimento nominal mensal domiciliar per capita de até 1 salário mínimo em relação à quantidade de domicílios particulares
V130	% de domicílios particulares com rendimento nominal mensal domiciliar per capita entre 1 e 5 salários mínimos em relação à quantidade de domicílios particulares
V131	% de domicílios particulares com rendimento nominal mensal domiciliar per capita de mais de 5 salários mínimos em relação à quantidade de domicílios particulares
V132	% de pessoas alfabetizadas com no máximo 34 anos de idade
V133	% de pessoas alfabetizadas com idade entre 35 e 49 anos de idade
V134	% de pessoas alfabetizadas com no mínimo 50 anos
V140	% de pessoas de até 10 anos de idade que tinham registro de nascimento
V141	% de pessoas de até 10 anos de idade que não tinham registro de nascimento
V142	% de pessoas de até 10 anos de idade que não sabiam se tinham registro de nascimento (inclusive sem declaração)
V143	% de pessoas de até 18 anos
V146	% de pessoas de no mínimo 50 anos
V147	% de pessoas de 10 anos ou mais de idade sem rendimento nominal mensal
V148	% de pessoas de 10 anos ou mais de idade com rendimento nominal mensal de até 1 salário mínimo
V149	% de pessoas de 10 anos ou mais de idade com rendimento nominal mensal entre 1 e 5 salários mínimos
V150	% de pessoas de 10 anos ou mais de idade com rendimento nominal mensal de no mínimo 5 salários mínimos
V151	% de pessoas responsáveis que são alfabetizadas



ASSOCIATED FACTORS WITH ANTS OCCURRENCES IN URBAN SCHOOLS

FATORES ASSOCIADOS À OCORRÊNCIA DE FORMIGAS EM ESCOLAS URBANAS

Junir Antônio Lutinski 

Professor from Postgraduate Program in Health Sciences, Universidade Comunitária da Região de Chapecó (Unochapecó) – Chapecó (SC), Brazil.

Carin Guarda 

Student from Postgraduate Program in Health Sciences, Unochapecó – Chapecó (SC), Brazil.

Maria Assunta Busato 

Professor from Postgraduate Program in Health Sciences, Unochapecó – Chapecó (SC), Brazil.

Corresponding author: Junir Antonio Lutinski. Avenida Senador Atílio Fontana Av., 591-E, Efapi - 89809-000, Chapecó, SC, Brazil. E-mail: junir@unochapeco.edu.br.

Received on: 12/24/2019

Accepted on: 04/23/2020

ABSTRACT

Schools consist of environments that offer favorable conditions for nesting by ants. This study aims to identify the factors associated with the occurrence of ants in four environments at schools located in urban areas. Sampling was conducted in kitchens, warehouses, dining rooms, and outdoor areas in twelve schools in four cities in the western region of the State of Santa Catarina, Brazil. For sampling, baits and manual collection were used. The environmental variables were obtained in each environment. Similarity between schools regarding ant composition and abundance was assessed by a Non-metric Multidimensional Scaling. We sampled 1,478 specimens of ants and identified 45 species. Similarities (60%) were observed in the abundance and composition of ant assemblages among schools in small towns (Caxambu do Sul, Guatambu, and Palmitos). The presence of outdoor areas with vegetation and green areas in the surroundings, size of constructed area, and frequency of insect control event contribute to the abundance of these insects in the schools environments. Ants are not recognized as potential vectors of pathogenic microorganisms in schools and are neglected if considered the periodicity of insect control.

Keywords: school environment; ants assemblage; infestation; pest control.

RESUMO

As escolas consistem em ambientes que oferecem condições favoráveis para a colonização por formigas. Este estudo objetiva identificar os fatores associados à ocorrência de formigas em quatro ambientes escolares localizados em áreas urbanas. A amostragem foi realizada em cozinhas, almoxarifados, refeitórios e áreas externas em doze escolas de quatro municípios da região oeste do estado de Santa Catarina, Brasil. Foram utilizadas iscas e coleta manual na amostragem. Variáveis ambientais foram obtidas em cada local. A similaridade entre as amostras quanto à composição e a abundância de formigas foi avaliada por meio de uma escala multidimensional não métrica (*non-metric multidimensional scaling* — NMDS). Foram amostrados 1.478 exemplares de formigas e identificados 45 espécies. Foi observada uma similaridade de 60% na abundância e composição das assembleias de formigas entre escolas de pequenas cidades (Caxambu do Sul, Guatambú e Palmitos). A presença de áreas externas com vegetação e áreas verdes no entorno, o tamanho da área construída e a frequência de eventos de controle de insetos contribuem para a abundância desses insetos nos ambientes escolares. As formigas não são reconhecidas como potenciais vetores de micro-organismos patogênicos nas escolas e são negligenciadas se considerada a periodicidade do controle de insetos.

Palavras-chave: ambiente escolar; assembleia de formigas; infestação; controle de pragas.

INTRODUCTION

Schools have predominantly horizontal constructions with numerous doors and windows for access (BRASIL, 2002; SANTOS; DELLA-LUCIA; DELABIE, 2002; FAGUNDES *et al.*, 2015). The structure provides shelter, and the presence of food provides suitable environments for nesting by ants (OLIVEIRA; CAMPOS-FARINHA, 2005; LUTINSKI *et al.*, 2014; LUTINSKI *et al.*, 2015). In the outdoor environment, the presence of gardens with trees also contributes to nesting by ants. Favorable conditions of temperature and humidity in addition to food resources and nesting sites are offered to ants in school environments (IOP *et al.*, 2009; CORIOLANO *et al.*, 2014; ESTRADA *et al.*, 2014). In a study conducted in 30 urban schools located in ten cities in the western region of the State of Santa Catarina (LUTINSKI *et al.*, 2014), the occurrence of 81 ant species was recorded in the outdoor areas (yards and gardens), evidencing the importance of schools for the occurrence of the urban ant fauna. Among the species identified, those that stand out regarding abundance in school environments are *Linepithema humile* (Mayr, 1868), *Monomorium floricola* (Jerdon, 1851), *Nylanderia fulva* (Mayr, 1862), *Wasmannia auropunctata* (Roger, 1863), and species of the genera *Brachymyrmex* Mayr, 1868, *Camponotus* Mayr, 1861, *Crematogaster* Lund, 1831, *Pheidole* Westwood 1840, *Solenopsis* Westwood, 1840 (LUTINSKI *et al.*, 2014), all taxa recognized by the potential to colonize urban environments and to become pest in these environments (LISE; GARCIA; LUTINSKI, 2006; CASTRO *et al.*, 2015).

Urban areas are characterized as regions of low biological diversity (MCKINNEY, 2002), which facilitates nesting by generalist ant species (MARTINS *et al.*, 2011). Due to lower competition and low ecological requirements, these species easily adapt to urban environments and colonize them (OLIVEIRA; CAMPOS-FARINHA, 2005). Habitats altered by human activities are more vulnerable as many predators and competitors are eliminated, creating opportunities for invasive species (CASTRO *et al.*, 2015).

The interior of the buildings provides a favorable microclimate for some ant species, since they offer food, water, and shelter (TANAKA; VIGGIANI; PERSON, 2007; CAMPOS, 2011). Food storage and meal preparation environments are more susceptible to invasion (LUTINSKI *et al.*, 2015). Foods, especially sugary substances and sources of proteins and oils are used by ants (BUENO; BUENO, 2007). When improperly stored, they allow the access of ants, serve as an attractive, and contribute to their presence in the environment (LUTINSKI *et al.*, 2015). When ants manage to access the trash cans, they can also use the waste as food sources.

Biological characteristics of ants as their small size, great mobility in search of food, and generalist diet, favor the exploration of internal environments (OLIVEIRA; CAMPOS-FARINHA, 2005; TANAKA; VIGGIANI; PERSON, 2007). Poorly preserved buildings have cracks in the floor, walls, and ceiling, which provide a warm and suitable environment for the development of their eggs, larvae, and pupae (SILVA; LOECK, 1999).

Conditions including the absence of waste management, lack of adequate storage conditions, food transportation (TANAKA; VIGGIANI; PERSON, 2007), lack of knowledge about the importance of environmental management to restrict shelter and food supply, ignorance of the biological and ecological aspects of ants, and the inadequate environmental management of outdoor areas (BUENO; CAMPOS-FARINHA, 1999) can favor the establishment of ants in schools. Schools environments located in urban areas are complex because of their location, type of building and around biotic characterization. The availability of resources at these sites for ant nesting makes it relevant to investigate the factors associated with the composition, richness, and abundance of these insects. In this context, the present study is aimed to identify the environmental factors associated with the ant assemblages in schools located in urban areas.

MATERIALS AND METHODS

This study was carried in 12 schools located in urban areas of cities of the western region of Santa Catarina State, Brazil, Chapecó (27°05'48" S; 52°37'07" W), Caxambu do Sul (27°09'17" S; 52°52'59" W), Guatambu

(27°08'5" S; 52°47'15" W), and Palmitos (27°04'20" S; 53°09'29" W). In all, six sampled schools are located in the municipality of Chapecó. The other six belong to Guatambu, Caxambu do Sul, and Palmitos,

two in each municipality. The schools are characterized by a built area that varies between 677 and 3,000 m². These measures were obtained in the schools,

Sampling

Ants were sampled in four school environments: outdoor areas, dining rooms, kitchens, and warehouses. Sampling was conducted in the period between September and October 2016, between 9 and 17 hours.

from the engineering project, during the collections. The outdoor areas range from 125 to 2,955 m² and the number of trees varied between zero and 80 (Table 1).

Ants' activities are regulated by climatic factors, especially temperature (HÖLLDOBLER; WILSON, 1990). In the southern region of Brazil, samples taken in seasons with higher temperatures (spring and summer)

Table 1 – Municipality, geographic coordinates, number of students, built area, external area, and number of trees at schools where the ants were sampled, from September to October 2016.

Municipality	School	Coordinates	Number of students	Building area (m ²)	Outside area (m ²)	Number of trees
Palmitos	1	27°4'14"S; 53°9'32"W	163	2,200	180	0
	2	27°4'37"S; 53°9'19"W	345	1,500	200	8
Caxambu do Sul	3	27°9'45"S; 52°52'48"W	280	1,595	2,955	20
	4	27°9'22"S; 52°52'55"W	360	1,266	2,000	50
Guatambu	5	27°7'57"S; 52°46'46"W	320	677	100	10
	6	27°7'55"S; 52°47'14"W	600	3,000	7,000	50
Chapecó	7	27°5'37"S; 52°37'50"W	900	2,000	450	30
	8	27°5'33"S; 52°40'27"W	500	695	260	55
	9	27°5'55"S; 52°40'15"W	600	2,455	85	25
	10	27°5'27"S; 52°37'30"W	170	800	1,000	75
	11	27°4'53"S; 52°38'24"W	243	950	900	80
	12	27°5'40"S; 52°38'45"W	258	850	600	40

allow greater richness and abundance (ROANI *et al.*, 2019). Therefore, these parameters can be maximized with samples obtained under such conditions. The sample period corresponds to spring, characterized by an elevation of the temperatures (up to 20°C) and by an average monthly rainfall of approximately 250 mm. Two sampling methods were used: baits and manual collection. In each environment, samples with sardine-based (two) and honey-based (two) were used (LUTINSKI *et al.*, 2014), which remained for one hour. In all, eight samples were obtained with sardine baits (~1 g per sample). Also, eight glucose (same product) baits (~1 g per sample) were used at each school. In the indoor environments, baits were placed on the floor, close to the walls, trying to keep as much distance between them as possible. In the outdoor environment, baits were distributed on the ground maintaining a distance of 10 m between them. In the case of small gardens, baits have been distributed in such a way as to matter as far as possible between one and another.

Environmental factors

General information about the school and the environment was collected, as well as the environmental and structural variables of each school environment as described below:

- general information about the school: time of existence (years), size of the constructed area (m²), number of students enrolled, number of meals prepared daily, time since the last disinsection (months), time since last maintenance (months), frequency of gardening services and waste collection;
- school environment: number of residences, number of vacant lots, number of green areas (squares,

Data analysis

Richness was defined as the number of ant species occurring in each of the samples. Abundance was defined based on the number of records of a given species in each bait or hand sample and not on the number of individuals. The number of records minimizes the effect of foraging habits and colony sizes and is more appropriate for ant assemblage studies (ROMERO; JAFFE, 1989). The richness and abundance of ants were presented in a descriptive way for each school. In addition,

Manual samplings were conducted indoors (kitchen, dining room, warehouse) and in the outdoor area, following a random path in each environment, totaling one hour (SARMIENTO, 2003). The ants were sampled manually with the aid of tweezers and packed in vials (10 mL) containing 70% alcohol and identified. Samples were sent to the Laboratory of Entomology of the Universidade Comunitária da Região de Chapecó (Unochapecó) for sorting and identification.

The identification was made based on identification keys of Gonçalves (1961), Kempf, Klingenberg and Sautter (1964; 1965), Watkins (1976), Della-Lucia (1993), Lattke (1995), Taber (1998), Bueno and Campos-Farinha (1999), and Fernández (2003). The classification followed Bolton (2019) and the sampled specimens were also compared with the specimens deposited in the Entomological Collection of the same university.

parks), number of forest fragments, number of trades and industries directly adjacent to schools;

- outdoor area: total area (m²), size of the area covered with vegetation (m²) (grass or other shrub or creeping vegetation), number of trees with breast height perimeter (BHP) greater than 20 cm, number of cracks in sidewalks and walls, number of trash cans, and number of places with food residues;
- indoor environments (kitchen, dining room, and warehouse): total area (m²), number of cracks in the floor, number of cracks in the walls, number of openings (doors and windows), number of open food portions, and number of trash cans.

the ecological diversity indicator (Shannon H') was used to compare these parameters between schools. To present the richness and abundance of ants in each school, a table was constructed with the number of occurrences of the species (Table 2).

A non-metric multidimensional scaling (NMDS) was applied to evaluate and illustrate the similarity between schools regarding the composition and abundance of ants' assemblages (LUTINSKI *et al.*, 2017b). The data

Table 2 – Sampled assemblages of ants, followed by their respective numbers of occurrences in 12 urban schools, in four cities in the west of the State of Santa Catarina. September and October 2016.

Taxon	Palmitos		Guatambu		Caxambu do Sul		Chapecó						Total	
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12		
Subfamily Dolichoderinae														
Tribe Leptomyrmecini														
<i>Dorymyrmex brunneus</i> (Forel, 1908)	1	1	1	2	4	3	1	3	2	2		1	21	
<i>Dorymyrmex</i> sp.		1											1	
<i>Linepithema humile</i> (Mayr, 1868)							1			1		1	3	
Subfamily Formicinae														
Tribe Camponotini														
<i>Camponotus personatus</i> (Emery, 1894)		1	1	1		1	1	1	1	2		1	10	
<i>Camponotus crassus</i> (Mayr, 1862)							2	1	1			1	5	
<i>Camponotus mus</i> (Roger, 1863)			1	1						3			5	
<i>Camponotus rufipes</i> (Fabricius, 1775)							1	1				1	3	
<i>Camponotus</i> sp. 1							1	1		1			3	
<i>Camponotus</i> sp. 2							1						1	
Tribe Myrmelachistini														
<i>Brachymyrmex coactus</i> (Mayr, 1887)				1			1					1	3	
<i>Brachymyrmex cordemoyi</i> (Forel, 1895)			1										1	
<i>Brachymyrmex</i> sp.	1	2	1	2	1	1	1	1		1	1	1	13	
Tribe Lasiini														
<i>Nylanderia fulva</i> (Mayr, 1862)				1								5	1	7
<i>Nylanderia</i> sp.										1				1
Subfamily Mirmicinae														
Tribe Attini														
<i>Acromyrmex subterraneus</i> (Forel, 1893)	1		1	1	1		1	1	2				8	
<i>Cephalotes pusillus</i> (Klug, 1824)							1						1	
<i>Cyphomyrmex rimosus</i> (Spinola, 1851)				1			1	1	1			1	5	
<i>Pheidole laevifrons</i> (Mayr, 1887)	1	1	1	1	4	2	2	3	1		1	2	19	
<i>Pheidole lignicola</i> (Mayr, 1887)									1	1	4	1	7	
<i>Pheidole pubiventris</i> (Mayr, 1887)		2	2	1	3	4	1	2	2	1	2	3	23	
<i>Pheidole</i> sp. 1		1											1	
<i>Pheidole</i> sp. 2			2		2	1	2		1	2		2	7	
<i>Pheidole</i> sp. 3	1	1	1	1	1	1		1	2	1	2	2	14	

Continue...

Table 2 – Continuation.

Taxon	Palmitos		Guatambu		Caxambu do Sul		Chapecó						Total
	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	S11	S12	
<i>Pheidole</i> sp. 4								2			1	2	5
<i>Pheidole</i> sp. 5								1					1
<i>Pheidole</i> sp. 6												1	1
<i>Pheidole</i> sp. 7	1	1	1	1	1	2	1	1			1		10
<i>Pheidole</i> sp. 8							1						1
<i>Pheidole</i> sp. 9	1	2	1	2	1	2	2	2	1	2	1	2	19
<i>Wasmannia auropunctata</i> (Roger, 1863)					1			1					2
<i>Wasmannia</i> sp.											1		1
Tribe Crematogastrini													
<i>Crematogaster acuta</i> (Fabricius, 1804)	1	1	1	1	1	1			1			1	8
<i>Crematogaster magnifica</i> (Satschi, 1925)							1	1		1		1	5
<i>Crematogaster</i> sp.												1	1
Tribe Pogonomyrmex													
<i>Pogonomyrmex naegelii</i> (Forel, 1878)	2	1	2	1	1	1		2	2	1		1	14
Tribe Solenopsidini													
<i>Monomorium floricola</i> (Jerdon, 1851)			1			1							2
<i>Monomorium pharaonis</i> (Linnaeus, 1758)				1	1	1	1						4
<i>Solenopsis saevissima</i> (F. Smith, 1855)		1	1	1	1	1	1	3		2		1	12
<i>Solenopsis schmalzi</i> (Forel, 1901)			1			2	1	1	1	1		1	8
<i>Solenopsis</i> sp. 1				1								1	2
<i>Solenopsis</i> sp. 2		1		2	1	2							6
Subfamily Ponerinae													
Tribe Ponerini													
<i>Pachycondyla striata</i> (F. Smith, 1858)									1				1
Subfamily Pseudomyrmecinae													
Tribe Pseudomyrmecini													
<i>Pseudomyrmex flavidulus</i> (F. Smith, 1858)									1				1
<i>Pseudomyrmex gracilis</i> (Fabricius, 1804)								1					1
<i>Pseudomyrmex termitarius</i> (F. Smith, 1855)								1					1
Richness	9	14	17	19	15	17	21	22	16	16	11	23	
Abundance	10	17	20	23	24	27	25	32	21	23	20	30	
Shannon (H')	2,2	2,6	2,8	2,9	2,5	2,7	2,9	3,0	2,8	2,6	2,2	3,1	

S1: School 1; S2: School 2; S3: School 3; S4: School 4; S5: School 5; S6: School 6; S7: School 7; S8: School 8; S9: School 9; S10: School 10; S11: School 11; S12: School 12.

matrix was previously transformed into $\text{Log}(x + 1)$ and Bray-Curtis was used as the association index. The analysis was run with the statistical software Primer 6.1.9 (CLARKE; GORLEY, 2005).

Ethical aspects

Sampling was authorized by ICMBio (Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation), "Authorization

To evaluate the influence of environmental factors on the richness and abundance of ants in schools, correlation analyses were run using the Pearson correlation coefficient. The Shapiro-Wilk test was used to test the normality of the data. These tests were performed using the Past software (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001).

for activities with scientific purpose", number 54250-1 of August 6, 2016.

RESULTS

We sampled 1,478 specimens of ants in 283 occurrences. Finally, 45 species were identified. The most abundant genera in the schools was *Pheidole* ($n = 108$), *Solenopsis* ($n = 28$), *Camponotus* ($n = 27$), *Dorymyrmex* ($n = 22$), and *Brachymyrmex* ($n = 17$) (Table 2).

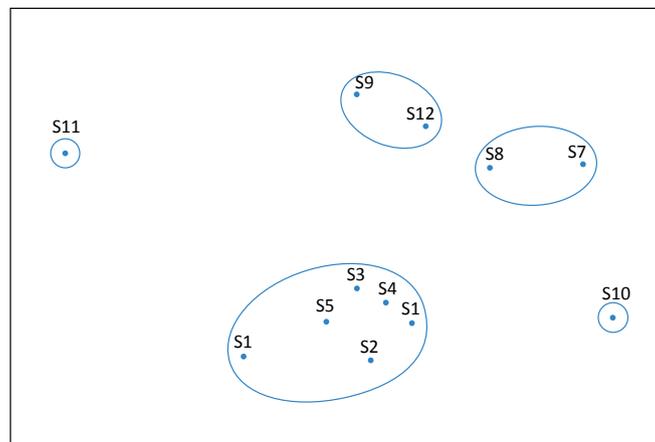
In the schools of Chapecó municipality, the genera *Pheidole* ($S = 11$; $n = 59$) and *Camponotus* ($S = 6$; $n = 21$) presented greater richness and abundance. In other cities, the most abundant genera were *Pheidole* ($S = 7$; $n = 49$) and *Solenopsis* ($S = 4$; $n = 15$) (Table 2).

In schools S8 and S12, there were the highest values of richness ($S = 22$), followed by S7 ($S = 20$). The lowest richness was recorded in schools S1 ($S = 9$) and S11 ($S = 11$), followed by schools S5 and S2 ($S = 14$). The schools with the highest abundances were S8

($n = 29$), S12 ($n = 27$), and S6 ($n = 24$), while lower values were observed in S3 ($n = 18$), S2 ($n = 10$), and S1 ($n = 10$) (Table 2).

Schools S1, S2, S3, S4, S5, and S6 presented similarity of 60% (Bray-Curtis index) to each other regarding the abundance and composition of ant assemblages, such as S7 and S8, and S9 and S12. The similarity in the composition and abundance of the ant assemblages between the schools indicates homogeneity on beta diversity. S10 and S11 differed from each other as well from the others (Figure 1).

The similarity (Figure 1) between abundance and composition of the ant fauna was 60% when compared the schools in the municipality of Chapecó and those in the other cities, indicating homogeneity among ant assem-



School 1: S1; School 2: S2; School 3: S3; School 4: S4; School 5: S5; School 6: S6; School 7: S7; School 8: S8; School 9: S9; School 10: S10; School 11: S11; School 12: S12.

Figure 1 – Similarity (Bray-Curtis) between ant assemblages sampled in 12 schools of cities in the western region of the State of Santa Catarina, Brazil. September and October 2016.

blies in schools in small towns. The number of trees (Figure 2) and the time from the last insect control event (Figure 3) showed a positive correlation with the abundance of ants, while the size of the constructed area (Figure 4) showed a negative correlation. All other variables evaluated did not present a significant correlation.

All the environmental and structural variables evaluated in the school environment and surroundings were

analyzed and none of them were correlated with ant richness. The abundance of ants presented a positive correlation ($r = 0.58, p < 0.05$) with the number of trees with BHP > 20 cm (Figure 2).

There was a positive correlation between time from the last disinsection and the abundance of ants ($r = 0.72, p < 0.05$) (Fig. 3).

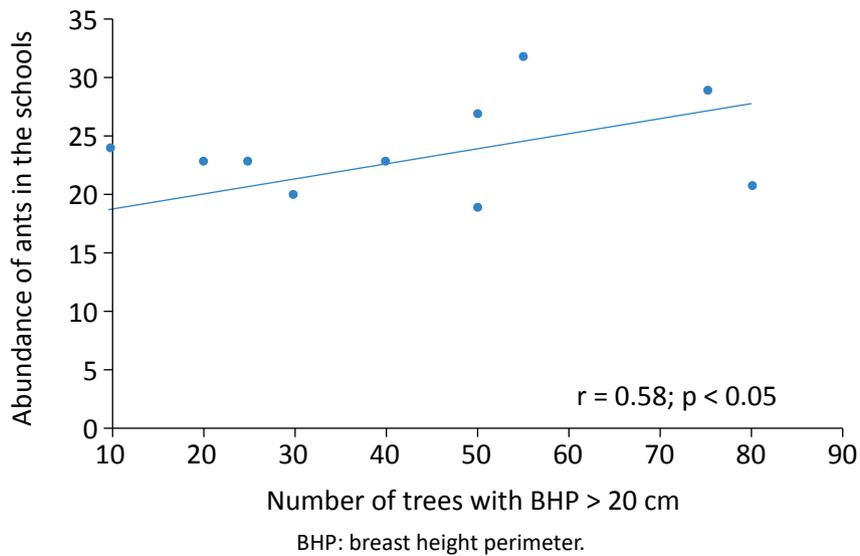


Figure 2 – Correlation between the abundance of ants in 12 schools of cities in the western region of the State of Santa Catarina, Brazil, and the number of trees with BHP greater than 20 cm. September and October 2016.

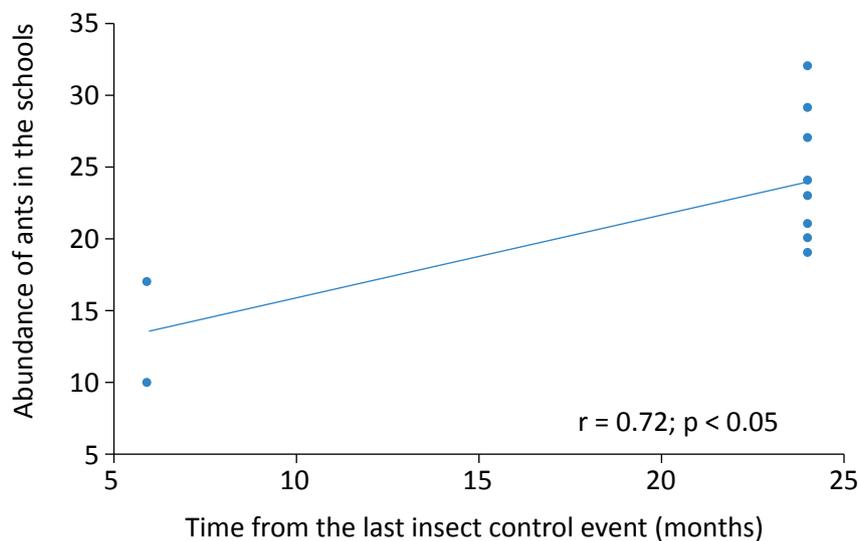


Figure 3 – Correlation between the abundance of ants in urban schools in the western region of the State of Santa Catarina, Brazil, and the time from the last insect control event (months). September and October 2016.

The abundance of ants presented a negative correlation with the constructed area (m^2) ($r = -0.59$, $p < 0.05$).

The smaller the constructed area of the school (m^2), the greater the abundance of ants (Figure 4).

DISCUSSION

Ant richness found in schools is representative when compared to other studies carried out in urban environments, conducted in the same region (LISE; GARCIA; LUTINSKI, 2006; LUTINSKI *et al.*, 2014; SCHWINGEL *et al.*, 2016; NEVES *et al.*, 2019; ROANI *et al.*, 2019). The diversity of ants resembles the results found by Lutinski *et al.* (2014), who investigated the ant fauna in 30 urban school's outer area located in ten cities in the same region. The assemblies regarding the richest and most abundant subfamilies and genders corroborated the Lutinski *et al.* (2014) and Roani *et al.* (2019) findings. In schools of Chapecó municipality (S7-S12), we recorded the highest values of richness and abundance, with emphasis on abundance of species of the genus *Pheidole*, *Solenopsis* and *Camponotus*.

The results indicate the importance of the external school areas as reservoirs for the urban ant fauna. The present study adds information about ant species occurring in school environments, increasing the knowledge about the occurrence of these insects in the western region of the State of Santa Catarina, Brazil (LISE; GARCIA; LUTINSKI, 2006; IOP *et al.*, 2009).

The greatest richness and abundance recorded in S8 and S12 can be explained by the presence of outdoor areas formed by lawns and gardens with a large number of trees ($n > 50$), once the presence of trees was one of the factors positively correlated with the abundance. Another factor that may have contributed to the increase in ant fauna diversity in these schools is their proximity to green areas and forest fragments. Both schools are adjacent to forest fragments. In cities, green areas contribute to conservation, acting as reservoirs for ant species and local diversity maintenance (MARTINS *et al.*, 2011; ESTRADA *et al.*, 2014). This relationship may explain the occurrence of ants of the genus *Pseudomyrmex* only in these schools. Ants of this genus are considered habitat specialists and their occurrence is associated with the presence of vegetation (MARTINS *et al.*, 2011; FEITOSA, 2015). Pseudomyrmecine ants are frequently recorded in samples in the southern region of Brazil (LUTINSKI *et al.*, 2017a; LUTINSKI *et al.*, 2018a; LUTINSKI *et al.*, 2018b), including urban environments (NEVES *et al.*, 2019; ROANI *et al.*, 2019). Ants of this genus forage in vegetation and are predators of small invertebrates (FEITOSA, 2015).

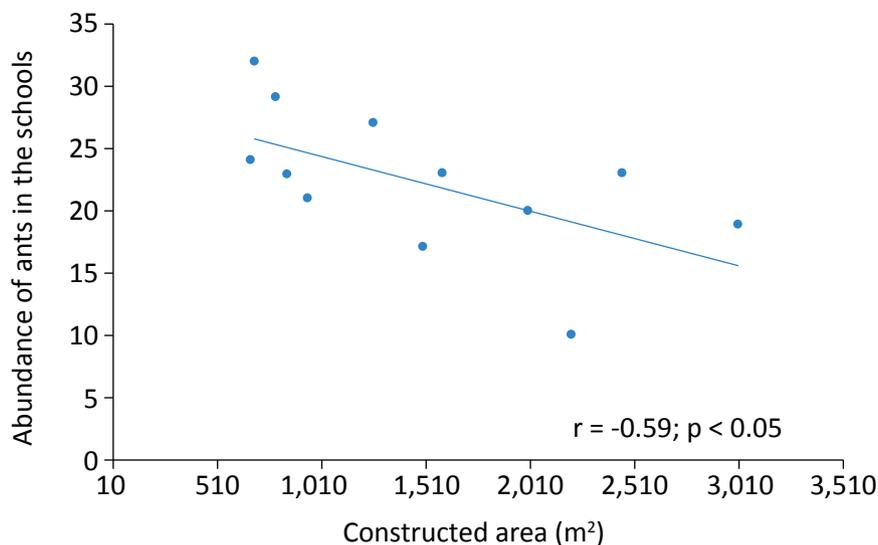


Figure 4 – Correlation between the abundance of ants in 12 urban schools in the western region of the State of Santa Catarina, Brazil, and the constructed area (m^2). September and October 2016.

The lower richness and abundance found in school S1 may be justified because this school presents conditions such as reduced external area, absence of trees and lawns. The lack of vegetation cover can cause changes in microclimatic conditions, such as temperature, luminosity, humidity, and wind speed in the environment that may influence the local ant fauna (MARTINS *et al.*, 2011; LUTINSKI *et al.*, 2017a). In this sense, the vegetation present in schools can offer food sources for species that depend on it like leaf-cutting ants (*Acromyrmex*) and shelter for other species, even for those that forage food inside buildings. Vegetated school yards, in this respect, can serve as reservoirs for the mirmecofauna and the associated biodiversity.

The schools belonging to the municipality of Chapecó were distinguished from the schools of the other cities according to the abundance and composition of the ant assemblages. It was observed the occurrence of 18 species exclusive to the schools of this municipality, with emphasis on the richness of the genera *Pheidole* and *Camponotus*. These two genera are rich and abundant in samples obtained from the Atlantic Forest Biome (RIZZOTTO *et al.*, 2019). They are general ants that use any food source, including sugars, proteins and fat in their diets (FEITOSA, 2015). Together with species of *Brachymyrmex*, *Linepithema*, *Monomorium*, *Nylanderia*, and *Solenopsis*, they are often recorded in urban environments, including indoor environments (LUTINSKI *et al.*, 2017b).

The variation in the abundance and composition of ant assemblages from Chapecó schools and those in the other cities suggests that they are under different environmental and structural conditions. Chapecó is considered a large city (more than 200,000 inhabitants). Its sampled schools have a longer time of existence and are located at different distances of the edge of the city. These factors may explain the difference between the composition and abundance of ants in schools in relation to the other sampled cities, considered small (less than 20,000 inhabitants). The results obtained allow to infer that the parameters of abundance and richness in urban school environments are independent of the city size. They are more influenced by intrinsic aspects related to afforestation, building area, and insecticide exposure.

In the indoor environments, inadequate waste management and lack of care with food storage and transportation (TANAKA; VIGGIANI; PERSON, 2007) favor the estab-

lishment of ants (OLIVEIRA; CAMPOS-FARINHA, 2005). In outdoor areas, the presence of buildings and sidewalks (LUTINSKI *et al.*, 2014) represent, for some species of the genera *Pheidole*, *Camponotus*, and *Solenopsis*, sites for nesting, contributing to the greater richness and abundance of these genera in these locations (GONÇALVES *et al.*, 2011; BACCARO *et al.*, 2015; FEITOSA, 2015).

The increase in the availability of ecological niches offered by the presence of trees in the outdoor areas of the schools can contribute to maintain the diversity of ants. The richness of ants is associated with the abundance and the diversity of the vegetation (MARTINS *et al.*, 2011; ESTRADA *et al.*, 2014). The presence of trees was positively associated with ant abundance in schools. This result corroborates the study of Estrada *et al.* (2014) in squares and urban parks, where these parameters of the mirmecofauna increase with the environment vegetation.

The time since the last insect control event had a positive influence on the abundance of the ants in the evaluated schools. The neglect with respect to pest control can be explained by the fact that ants are little recognized as agents that carry biological contaminants (PEREIRA; UENO, 2013). It is not considered that they feed on other dead animals and that they forage on contaminated environments and thus can transmit pathogenic microorganisms, such as *Escherichia coli* (Escherich, 1885) and *Staphylococcus aureus* (Rosenbach, 1884) (MÁXIMO *et al.*, 2014), therefore not considering the risks they offer (BUENO; CAMPOS-FARINHA, 1999; PEREIRA; UENO, 2013). Consequently, the presence of ants in the indoor school environments is often ignored and does not awaken the need for regular disinsection (BUENO; CAMPOS-FARINHA, 1999).

In schools with smaller constructed areas (m²), it is expected that the environments will be more homogeneous, which will contribute to the increase in ant abundance, as observed in this study. Generalist species belonging to the genera *Pheidole*, *Camponotus*, and *Dorymyrmex* have biological and ecological characteristics that favor the exploration of altered environments (SILVESTRE; BRANDÃO; SILVA, 2003) and were the ones that presented the highest number of occurrences in this study.

Ant assemblages occurring in schools differ from one school to another. The conditions of the environment

and the surroundings, as proximity to green areas, can influence the ant fauna in schools (ESTRADA *et al.*, 2014; LUTINSKI *et al.*, 2014). The richness found in the outer areas of the schools shows that these are contributing to maintain the ant diversity in urban areas. Nevertheless, the lack of disinsection in indoor environments deserves attention, as it may favor the presence of these and other insects that may pose a risk to the health of the school community by contaminating food.

Inside buildings, rooms for storage and preparation of meals usually present the highest infestations by ants (LU-

TINSKI *et al.*, 2015) due to the presence of food and residues that can be used as resources by the ants (TANAKA; VIGGIANI; PERSON, 2007; CAMPOS, 2011). However, the observed results were different and the occurrence of ants did not present correlation with these variables.

The presence of cracks and crevices in the walls and floor, which are normally used by ants as shelter and nesting site (SILVA; LOECK, 1999), also did not correlate with the richness or ant abundance. The same was observed for the number of doors and windows that are cited as access to the interior of the buildings (SILVA *et al.*, 2005).

CONCLUSIONS

The composition of ant assemblies in schools located in urban areas does not differ from assemblies sampled in other urban environments. It is composed mainly of tolerant and generalist species.

The richness and abundance of ants increases with the school afforestation and with the time interval be-

tween insecticide applications. It decreases as the proportion of building areas increases.

The results add distribution mirmecofauna information in urban environments, for the role of school environments as biodiversity reservoirs and for the management of these environments.

ACKNOWLEDGMENTS

To the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

REFERENCES

- BACCARO, F. B.; FEITOSA, R. M.; FERNANDEZ, F.; FERNÁNDES, O. M.; IZZO, T.; SOUZA, J. L. P.; SOLAR, R. *Guia para gêneros de formigas no Brasil*. Manaus: INPA, 2015. 388 p.
- BOLTON, B. *Synopsis and classification of Formicidae*. Gainesville: Memoirs of the American Entomological Institute, 2019. 370 p.
- BRASIL. Ministério da Educação. *Espaços educativos de ensino fundamental: subsídios para elaboração de projetos e adequação de edificações escolares*. Brasília: Fundo de Fortalecimento da Escola, 2002. n. 4, v. 1. 207 p.
- BUENO, O. C.; BUENO, F. C. B. Controle de formigas em áreas urbanas. In: PINTO, A. S.; ROSSI, M. M.; SALMERON, E. (orgs.). *Manejo de Pragas Urbanas*. Piracicaba: CP2, 2007.
- BUENO, O. C.; CAMPOS-FARINHA, A. E. C. As formigas domésticas. In: MARICONI, F. A. M. (org.). *Insetos e outros invasores de residências*. Piracicaba: FEALQ, 1999. p. 136-180.
- CAMPOS, A. E. C. Formigas causadoras de danos à saúde. In: MARCONDES, C. B. (org.). *Entomologia médica e veterinária*. 2. ed. São Paulo: Atheneu, 2011. p. 239-248.
- CASTRO, M. M.; PREZOTO, H. H. S.; FERNANDES, E. F.; PREZOTO, F. The ant fauna of hospitals: advancements in public health and research priorities in Brazil. *Revista Brasileira de Entomologia*, Curitiba, v. 59, n. 1, p. 77-83, 2015. <http://doi.org/10.1016/j.rbe.2015.02.011>

- CLARKE, K. R.; GORLEY R. N. *Primer: Getting started with v. 6*. Plymouth routines in multivariate ecological research. PRIMER-E Ltd., 2005. Available at: <http://updates.primer-e.com/primer7/manuals/Getting_started_with_PRIMER_7.pdf>. Accessed on: February 1, 2017.
- CORIOLOANO, R. E.; ESTRADA, M. A.; SANTOS, N. T.; CAIXEIRO, L. R.; VARGAS, A. B.; ALMEIDA, F. S. Mirmecofauna associada à arborização urbana no município de Três Rios, RJ, Brasil. *Revista Brasileira de Biociências*, v. 12, n. 4, p. 210-214, 2014.
- DELLA-LUCIA, T. M. C. *As formigas cortadeiras*. Viçosa: Folha da Mata, 1993. 262 p.
- ESTRADA, M. A.; CORIOLOANO, R. E.; SANTOS, N. T.; CAIXEIRO, L. R.; VARGAS, A. B.; ALMEIDA, F. S. Influência de Áreas Verdes Urbanas sobre a Mirmecofauna. *Floresta e Ambiente*, Rio de Janeiro, v. 21, n. 2, p. 162-169, 2014. <http://dx.doi.org/10.4322/loram.2014.035>
- FAGUNDES, J. F.; BANDEIRA, G. L.; SIQUEIRA, A. B.; NEIS, F. A.; KONFLANZ, T. L. Arborização e jardinagem na Escola Municipal de Ensino Fundamental Assis Brasil em Palmeira das Missões – RS. *Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental*, v. 19, n. 2, p. 1162-1173, 2015. <http://dx.doi.org/105902/2236117015041>
- FEITOSA, R. M. Formigas do alto Tietê - Parte II. In: SUGUITURU, S. S.; MORINI, M. S. C.; FEITOSA, R. M.; SILVA, R. R. (eds.). *Formigas do alto Tietê*. São Paulo: Canal 6, 2015. p. 101-437.
- FERNÁNDEZ, F. *Introducción a las hormigas de la región neotropical*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos, 2003. 398 p.
- GONÇALVES, C. R. O Gênero *Acromyrmex* no Brasil. *Studia Entomology*, v. 4, p. 113-180, 1961.
- GONÇALVES, M. G.; LOECK, A. E.; SILVA, E. J. E.; SILVA, W. P.; ROSADO, J. L. O.; BASTOS, C. P.; BASSANI, M. T. Associação entre formigas (Hymenoptera: Formicidae) e bactérias patogênicas em cinco hospitais do município de Pelotas, RS. *Arquivos do Instituto Biológico*, São Paulo, v. 78, n. 2, p. 287-295, 2011.
- HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. *Past: Palaeontological statistics software package for education and data analysis*. Version 1.37. 2001. Available from: <http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm>. Accessed on: Dec. 10, 2019.
- HÖLLDOBLER, B.; WILSON, E. O. *The Ants*. Cambridge: Belknap Press of Harvard University Press, 1990. 732 p.
- IOP, S.; CALDART, V. M.; LUTINSKI, J. A.; GARCIA, F. R. M. Formigas urbanas da cidade de Xanxerê, Santa Catarina, Brasil. *Biotemas*, v. 22, n. 2, p. 55-64, 2009. <http://doi.org/10.5007/2175-7925.2009v22n2p55>
- KEMPF, W. W.; KLINGENBERG, C.; SAUTTER, G. A revision of the Neotropical fungus-growing ants of the genus *Cyphomyrmex* Mayr. Part 1: Group of *strigatus* Mayr. *Studia Entomology*, v. 7, p. 1-44, 1964. <https://doi.org/10.15468/j9k3jk>
- KEMPF, W. W.; KLINGENBERG, C.; SAUTTER, G. A revision of the Neotropical fungus-growing ants of the genus *Cyphomyrmex* Mayr. Part II: Group of *rimosus* (Spinola) (Hym., Formicidae). *Studia Entomology*, v. 8, p. 161-200, 1965. <https://doi.org/10.15468/8xfelz>
- LATTKE, J. Revision of the ant genus *Gnamptogenys* in the New World (Hymenoptera: Formicidae). *Journal of Hymenoptera Research*, v. 4, p. 137-193, 1995.
- LISE, F.; GARCIA, F. R. M.; LUTINSKI, J. A. Association of ants (Hymenoptera: Formicidae) with bacteria in hospitals in the State of Santa Catarina. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, Uberaba, v. 39, n. 6, p. 523-526, 2006. <http://doi.org/10.1590/S0037-86822006000600002>

LUTINSKI, J. A.; AHLERT, C. C.; FREITAS, B. R.; TRAUTMANN, M. M.; TANCREDO, S. P.; GARCIA, F. R. M. Ants (Hymenoptera: Formicidae) in hospitals of southern Brazil. *Revista Colombiana de Entomologia*, v. 41, n. 2, p. 235-240, 2015. Available from: <<http://www.scielo.org.co/pdf/rcen/v41n2/v41n2a14.pdf>>. Accessed on: Dec. 05, 2019.

LUTINSKI, J. A.; GUARDA, C.; LUTINSKI, C. J.; DORNELES, F. E.; PEDROSO, J.; BUSATO, M. A.; GARCIA, F. R. M. Assembleias de formigas (Hymenoptera: Formicidae) respondem ao processo de recuperação de áreas de preservação permanente? *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 50, p. 112-127, 2018a. <http://doi.org/10.5327/Z2176-947820180402>

LUTINSKI, J. A.; ILHA, C.; LUTINSKI, C. J.; BAUCKE, L.; FILTRO, M.; BUSATO, M. A.; GARCIA, F. R. M. Ant fauna associated with areas under the direct impact of small hydropower plants in the state of Paraná, Brazil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 46, p. 2-13, 2017a. <http://doi.org/10.5327/Z2176-947820170196>

LUTINSKI, J. A.; LUTINSKI, C. J.; BELING, J. F.; BUSATO, M. A.; CORRALO, V. Ant assemblages (Hymenoptera: Formicidae) associated to environments of a rural property in the extreme western region of the state of Santa Catarina, *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 47, p. 12-23, 2018b. <http://doi.org/10.5327/Z2176-947820180180>

LUTINSKI, J. A.; LUTINSKI, C. J.; LOPES, B. C.; MORAIS, A. B. B. Efeitos microclimáticos e temporais sobre a assembléia de formigas (Hymenoptera: Formicidae) de áreas urbanas do oeste de Santa Catarina. In: LUTINSKI, J. A. (org.). *Formigas em ambientes urbanos de Santa Catarina*. Curitiba: CRV, 2017b. 126 p. p. 95-123.

LUTINSKI, J. A.; LUTINSKI, C. J.; LOPES, B. C.; MORAIS, A. B. B. Estrutura da comunidade de formigas (Hymenoptera: Formicidae) em quatro ambientes com diferentes níveis de perturbação antrópica. *Ecología Austral*, Córdoba, v. 24, p. 229-237, 2014. <http://www.scielo.org.ar/pdf/ecoaus/v24n2/v24n2a12.pdf>

MARTINS, L.; ALMEIDA, F. S.; MAYHÉ-NUNES, A. J.; VARGAS, A. B. Efeito da complexidade estrutural do ambiente sobre as comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae) no município de Resende, RJ, Brasil. *Revista Brasileira de Biotecnologia*, Porto Alegre, v. 9, n. 2, p. 174-179, 2011.

MÁXIMO, H. J.; FELIZATTI, H. L.; CECCATO, M.; CINTRA-SOLOWSKI, P.; BERETTA, A. L. R. Z. Ants as vectors of pathogenic microorganisms in a hospital in São Paulo county, Brazil. *BMC Research Notes*, v. 7, p. 1-5, 2014. <http://doi.org/10.1186/1756-0500-7-554>

MCKINNEY, M. L. Urbanization, biodiversity, and conservation. *BioScience*, v. 52, n. 10, p. 883-890, 2002. [http://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0883:UBAC\]2.0.CO;2](http://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0883:UBAC]2.0.CO;2)

NEVES, L.; LUTINSKI, J. A.; SABEDOT-BORDIN, S. M.; BUSATO, M. A. Formigas (Hymenoptera: Formicidae) que ocorrem em ambientes de reciclagem do município de Chapecó. *Revista NBC*, v. 9, n. 18, p. 67-82, 2019.

OLIVEIRA, M. F.; CAMPOS-FARINHA, A. E. C. Formigas urbanas do município de Maringá, PR, e suas implicações. *Instituto Biológico*, São Paulo, v. 72, n. 1, p. 33-39, 2005.

PEREIRA, R. S.; UENO, M. O. Presença de bactérias resistentes aos antimicrobianos em formigas de ambiente hospitalar. *Revista Biotecnologia*, Taubaté, v. 19, n. 2, p. 83-87, 2013.

RIZZOTTO, A. M.; ROANI, A. H.; GUARDA, C.; GIOVENARDI, R.; LUTINSKI, J. A. Mirmecofauna em áreas de preservação permanente e plantios florestais no noroeste do Rio Grande do Sul. *Ciência Florestal*, v. 29, n. 3, p. 1227-1240, 2019. <https://doi.org/10.5902/1980509836279>

ROANI, A. H.; RIZZOTTO, A. M.; GUARDA, C.; GIOVENARDI, R.; LUTINSKI, J. A. Formigas em ambientes urbanos da região noroeste do Rio Grande do Sul. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 51, p. 128-140, 2019. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820190464>

- ROMERO, H.; JAFFE, K. A comparison of methods for sampling ants (Hymenoptera: Formicidae) in Savanna. *Biotropica*, Caracas, v. 21, n. 4, p. 348-352, 1989. <https://doi.org/10.2307/2388285>
- SANTOS, M. F. S.; DELLA-LUCIA, T. M. C.; DELABIE, J. H. C. A ocorrência de formigas em hospitais de Viçosa, MG. *Biológico*, v. 64, n. 1, p. 1-122, 2002.
- SARMIENTO, M. C. E. Metodologías de captura y estudio de las hormigas. In: FERNÁNDEZ, F. (ed.). *Introducción a las hormigas de la región neotropical*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos, Biológicos Alexander von Humboldt, 2003. p. 201-210.
- SCHWINGEL, I.; LUTINSKI, J. A.; QUADROS, S. O.; BUSATO, M. A.; TEO, C. R. P. A. Formigas (Hymenoptera: Formicidae) em centros de saúde da família de Chapecó, SC. *Hygeia*, Uberlândia, v. 12, n. 23, p. 111-121, 2016.
- SILVA, E. J. E.; LOECK, A. E. Ocorrência de formigas domiciliares (Hymenoptera: Formicidae) em Pelotas, RS. *Revista Brasileira de Agrociência*, v. 5, n. 3, p. 220-224, 1999.
- SILVA, L. T.; PICHARA, N. L.; PEREIRA, M. A.; FIORINI, J. E. Formigas como veículo de patógenos no Hospital Universitário Alzira Velano, em Alfenas - MG. *Revista Médica de Minas Gerais*, v. 15, n. 1, p. 13-16, 2005.
- SILVESTRE, R.; BRANDÃO, C. R. F.; SILVA, R. R. Grupos funcionales de hormigas: el caso de los gremios del Cerrado. In: FERNÁNDEZ, F. (ed.). *Introducción a las hormigas de la región Neotropical*. Bogotá: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, 2003. p. 113-148.
- TABER, S. W. *The world of the harvester ants*. College Station: Texas A & M University Press, 1998.
- TANAKA, A. J. M.; VIGGIANI, A. M. F. S.; PERSON, O. C. Bactérias veiculadas por formigas em ambiente hospitalar. *Arquivos Médicos ABC*, São Paulo, v. 32, n. 2, p. 60-63, 2007.
- WATKINS, J. F. *The identification and distribution of New World army ants Dorylinae: Formicidae*. Waco: Markham Press Fund of Baylor University Press, 1976.



AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS EM PARQUES EÓLICOS OFFSHORE E ONSHORE UTILIZANDO A MATRIZ DE LEOPOLD

EVALUATION OF ENVIRONMENTAL IMPACT IN OFFSHORE AND ONSHORE WIND FARMS USING THE LEOPOLD MATRIX

Clayton Diego da Luz 

Mestrando na Universidade Positivo – Curitiba (PR), Brasil.

Eliane Carvalho de Vasconcelos 

Professor titular na Universidade Positivo – Curitiba (PR), Brasil.

Patrícia Bilotta 

Professor titular na Universidade Positivo – Curitiba (PR), Brasil.

Marco Aurélio da Silva Carvalho Filho 

Professor titular na Universidade Positivo – Curitiba (PR), Brasil.

Endereço para correspondência:

Marco Aurélio da Silva Carvalho Filho - Rua Professor Pedro Viriato Parigot de Souza, 5300 – CIC – CEP: 81280-330- Curitiba (PR), Brasil – E-mail: marccarv@gmail.com

Recebido em: 10/12/2019

Aceito em: 27/3/2020

RESUMO

Este trabalho propõe comprovar a veracidade da afirmação de que a modalidade eólica *offshore* causa menor impacto ambiental que a *onshore*. Após a avaliação e a valoração dos impactos ambientais nas duas modalidades, por meio da Matriz de Leopold, foi determinado para a modalidade eólica *offshore* o valor total de magnitude de 970. Para a classificação de Importância, em 22% a classificação foi alta, em 50% moderada e em 28% baixa. Para a classificação de significância em 50% a classificação foi grande, em 22% média e em 28% pequena. Para a modalidade eólica *onshore*, o valor total da magnitude foi de 1.477. Para a classificação de Importância, em 27% a classificação foi alta, em 54% moderada e em 19% baixa. Para a classificação de significância, em 58% a classificação foi grande, em 23% média e em 19% pequena. Com base nesses parâmetros, confirmou-se que, a modalidade eólica *offshore* é menos impactante ao meio ambiente que a modalidade eólica *onshore*.

Palavras-chave: eólica *offshore*; eólica *onshore*; matriz de Leopold; avaliação de impactos; valoração de impactos.

ABSTRACT

This paper proposes to prove the veracity of the statement that the offshore wind modality causes less environmental impact than the onshore one. After the assessment and measurement of environmental impacts in both modalities through the Leopold Matrix, the total value of Magnitude of 970 was determined for the offshore wind. In the Importance classification, 22% were classified as High, 50% as Moderate, and 28% as Low. In the Significance rating 50% were classified as Large, 22% as Medium and 28% as Small. For the onshore wind modality, the total Magnitude value was 1,477. In the Importance classification, 27% were classified as High, 54% as Moderate, and 19% as Low. In the Significance rating, 58% were rated Large, 23% Medium, and 19% Small. Through these parameters it was confirmed that the offshore wind modality is less environmentally impacting than the onshore wind modality.

Keywords: offshore wind; onshore wind; Leopold matrix; impact assessment; impact valuation.

INTRODUÇÃO

O cenário global atual aponta para demanda crescente do consumo de energia elétrica, em função do aumento da população e da produção de insumos cada vez mais acelerada. Os meios convencionais de geração de energia elétrica são usinas nucleares, termoelétricas e hidroelétricas, porém essas alternativas apresentam custos elevados de construção e operação, além de causarem diversos impactos ambientais.

Para Matulja *et al.* (2010), refletir sobre direitos fundamentais, mudanças climáticas e serviços essenciais é repensar a ocupação do solo nas cidades e no campo, os fluxos migratórios e a conservação da natureza para sustentabilidade de serviços e recursos.

Diante desse desafio, surge a necessidade do investimento em energias renováveis, tais como energia solar, eólica e por ondas marítimas (MARARAKANYE; BEKKER, 2019). A energia renovável não é vista apenas como escolha ambientalmente sustentável proveniente de um sistema de geração limpa, mas também como abordagem que trata de outras necessidades sociais. Entre essas necessidades, temos melhoria da manutenção da segurança energética, redução dos impactos ambientais resultantes da utilização de combustível fóssil e redução das alterações climáticas (WANG *et al.*, 2018).

Nos últimos dez anos ocorreu aumento significativo na utilização de energias renováveis no mundo, principalmente na Europa. Esse aumento é decorrente da redução de custos que ampliou a atratividade dessas fontes de energia e do Acordo de Paris, assinado em 2016, que visa à redução da emissão de gás carbono, dando maior visibilidade a fontes de emissão zero (ARANTEGUI; JÄGER-WALDAU, 2018).

Existem duas modalidades eólicas, *onshore* e *offshore*. Todo uso de energia gera impactos ambientais, sociais e econômicos, que resultam da utilização de recursos naturais, podendo alguns ser significativos em função das extensas áreas utilizadas para produção em grande escala (SILVA *et al.*, 2005). A modalidade *onshore* caracteriza-se pela implantação da infraestrutura eólica em terra, o que requer grandes extensões territoriais e pode causar impacto visual e sonoro na vizinhança, interferência em ondas eletromagnéticas e colisão de aves e morcegos com as pás eólicas. O sistema

offshore é apresentado como alternativa ao sistema *onshore*. Sua infraestrutura é instalada no mar, a determinada distância da costa marítima, de acordo com as especificações de projeto. Esse sistema possui maior capacidade de geração de energia elétrica, sendo apresentado como solução a diversos impactos causados pelo sistema *onshore* (BARBOSA, 2017), como eliminação dos impactos visuais e sonoros por não possuírem vizinhança, apesar de a modalidade *offshore* afetar visualmente a navegação de embarcações e as vibrações sonoras afetarem a vida marinha. Porém, as afirmações sobre energia eólica *onshore* e *offshore* são regidas por uma série de incertezas para o processo de concepção e gestão, em função da falta de pesquisas de metodologia de análise dos riscos e da confiabilidade do sistema, característica comum em tecnologias recentes com aplicação em larga escala (LEIMEISTER; KOLIOS, 2018).

Revistas, mídia e especialistas da área de geração de energia atribuem ao sistema eólico *offshore* menor impacto ambiental em relação ao sistema *onshore*, porém na revisão literária não foi encontrada nenhuma avaliação qualitativa ou quantitativa entre os dois modelos de produção de energia elétrica. Além da falta de comparação na literatura entre os dois modelos, também foram observados na revisão dos artigos, impactos ambientais não conhecidos até o momento de ocorrência nos empreendimentos *offshore*. Floeter *et al.* (2017) destacam que, em função da mudança da amplitude das marés, influenciadas pelas torres eólicas que servem como quebra-mar, e da sombra projetada pelas torres nas águas houve aumento da concentração de oxigênio e de clorofila na água, causando diferenciação na quantidade e no tipo de plâncton e na quantidade de matéria orgânica, porém não se observou mudança nos peixes. Hammar, Wikström e Molander (2014), em estudo de impacto ambiental (EIA), evidenciaram que na fase de construção do parque eólico *offshore* na costa de Kattegat, ocorreu interferência na vida dos bacalhau, em função do intenso fluxo marítimo de máquinas e navios para instalação dos parques eólicos, que ocasionou aumento de ruídos e distúrbios causados pelo trinçamento dos cabos. De acordo com Wilson *et al.* (2010), a instalação de turbinas eólicas *offshore* implica na perturbação do fundo do mar nas imediações da turbina, resultando liberação de

cascalho, material de granulometria fina, que permanece em suspensão na água até sedimentar. Keith *et al.* (2004) simularam o impacto climático das turbinas eólicas, alterando os coeficientes de arrasto da superfície em dois diferentes modelos gerais de circulação, mostrando que a energia eólica pode induzir mudanças climáticas nas escalas continentais, mas o efeito sobre a temperatura média da superfície é significativamente menor que as mudanças climáticas em escala continental. Em 2009, foi demonstrado o interesse nas estruturas subaquáticas das turbinas que funcionam como recifes artificiais (INGER *et al.*, 2009). A avaliação realizada por Castro, Santiago e Santana-Ortega (2002) determinou o efeito de estruturas flutuantes sobre o comportamento de agregação dos peixes, sugerindo

que os parques eólicos podem atuar como dispositivos de agregação desses animais.

O presente estudo, tem o intuito de confirmar ou não a afirmação de que o empreendimento eólico *offshore* apresenta menor impacto ambiental que o empreendimento *onshore*. A verificação dessa hipótese foi realizada por meio de avaliação e comparação dos impactos ambientais decorrentes de atividades nas modalidades eólicas *onshore* e *offshore*, considerando todos os impactos identificados pela literatura que possam existir nesses empreendimentos e desconsiderando particularidades de localidades de implantação, sendo os impactos quantificados pela Matriz de Leopold adaptada.

METODOLOGIA

O estudo foi realizado por meio da revisão bibliográfica de 69 artigos que abordaram impactos ambientais das atividades de construção e operação de empreendimentos eólicos *onshore* e *offshore*. Esses artigos foram selecionados com base na revisão sistemática da literatura, na qual se utilizou as combinações das palavras *Environmental Impact*, *Wind Energy*, *Wind Energy Offshore* and *Wind Energy Onshore*, *Matriz Leopold*, em pesquisa nas plataformas acadêmicas Coordenação

de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes), Scientific Electronic Library Online (SciELO) e ScienceDirect. Os artigos selecionados abordaram a questão da interação dos parques eólicos com o meio ambiente e de que forma essa interação poderia gerar impactos positivos ou negativos, dando respaldo para a análise dos impactos. Além dos artigos científicos, foram utilizados estudos de impactos ambientais em parques eólicos já existentes.

Reconhecimento dos impactos ambientais dos modais eólicos

O reconhecimento dos impactos ambientais iniciou-se com a análise dos empreendimentos eólicos nas suas diversas fases (construção, operação, manutenção e desativação), os quais foram identificados pela avaliação dos estudos de impacto ambiental e dos relatórios de impacto ambiental (EIA/RIMA), proporcionando assim o reconhecimento das etapas em que o impacto começa e termina e as causas de sua ocorrência, do período de término dos impactos e as características dessa causa, conforme Apêndices 1 e 2 deste trabalho. Os mecanismos de impactos ambientais e a atuação e consequência desses nos meios

físico, biológico e socioeconômico foram identificados com base nos apontamentos dos artigos técnicos e científicos da revisão de literatura e dos estudos de impacto ambiental.

As interações entre os mecanismos de impacto e o ambiente receptor auxiliam na compreensão da abrangência, temporalidade, classe, capacidade de reversão, incidência e frequência/probabilidade de como os impactos ocorrerão. Essa compreensão é responsável pelos critérios de classificação da Importância e da magnitude dos impactos.

Construção da matriz de Leopold

A matriz de Leopold adaptada foi desenvolvida por meio da concepção original da matriz de Leopold (LEOPOLD *et al.*, 1971) utilizando os meios de impacto (físico, biológico e socioeconômico) definidos por

Barbosa (2017). A adaptação foi necessária, pois a matriz de Leopold apresenta 100 meios de ocorrência dos impactos e o modelo de Barbosa (2017) utiliza apenas os meios afetados por empreendimentos eólicos.

A Importância dos impactos foi determinada por meio do somatório dos índices severidade e frequência/probabilidade. O índice severidade foi determinado por meio do somatório dos índices situação, abrangência, incidência, temporalidade e reversibilidade (ROCHA, 1997), conforme a Equação 1:

$$\text{Severidade} = S + A + I + T + R \quad (1)$$

Em que:

S = Situação;

A = Abrangência;

I = Incidência;

T = Temporalidade;

R = Reversibilidade.

Os valores para cálculo da Severidade são apresentados na Tabela 1.

Importância < 9: baixa

Os aspectos ambientais e os respectivos impactos com Importância *I* = 5 (situações normais e de risco)

Os coeficientes de frequência e de probabilidade foram determinados por meio dos parâmetros constantes da Tabela 2:

A pontuação da Importância foi feita por meio do somatório dos pontos referentes à severidade, frequência e probabilidade (ROCHA, 1997), conforme a Equação 2:

$$I = S + F * P \quad (2)$$

Em que:

I = Importância;

S = Severidade;

F = Frequência;

P = Probabilidade.

A análise da importância deu-se conforme os parâmetros a seguir, de acordo com o Levantamento de Aspectos e Impactos Ambientais (LAIA, 2017):

devem ser desprezados, já que na avaliação desse aspecto, há impacto com severidade baixa e frequência/

Tabela 1 – Matriz de Leopold: índices de severidade.

SEVERIDADE	
SITUAÇÃO Valor atribuído: 1 a 2	Normal = +1
	Risco = +2
ABRANGÊNCIA Valor atribuído: 1 a 3	Local = +1
	Regional = +2
	Global = +3
INCIDÊNCIA Valor atribuído: 1 a 2	Direta = +1
	Indireta = +2
TEMPORALIDADE Valor atribuído: 1 a 2	Temporário = +1
	Permanente = +2
REVERSIBILIDADE Valor atribuído: 1 a 2	Reversível = +1
	Irreversível = +2

Fonte: Rocha (1997).

probabilidade improvável de ocorrer (pouco frequente). Não podem ser desprezados os impactos que apresentem magnitude considerável no somatório de impactos similares, ou seja, que tenham efeito cumulativo, por

Importância > 16: alta

Para itens cuja pontuação da Importância $I > 16$, devem necessariamente ser estabelecidos objetivos e metas ambientais (ações concretas que resultem em redução dos impactos ambientais associados àqueles itens). Os impactos associados a situações de risco que apresentem Importância $I > 16$ são considerados inaceitáveis.

Importância entre 9 e 16: moderada

Para as situações de risco cujos impactos apresentarem severidade $S > 8$, devem ser previstas necessariamente medidas mitigadoras em um plano de ação de emergência ambiental.

Para as situações cuja análise resultar em severidade = 5 e cujas ações mitigadoras não puderem ser gerenciadas com recursos humanos e materiais da própria área, devem ser previstas necessariamente

Impacto não significativo

É considerado não significativo o impacto de severidade baixa ($S < 5$), cuja avaliação da importância resultar em $I < 9$ e que não possua requisitos legais ou outros requisitos ambientais, nem envolva partes interessadas.

O índice de magnitude foi determinado por meio do somatório dos índices situação, abrangência, incidência, temporalidade e reversibilidade, conforme a Equação 3:

$$\text{Magnitude} = S + A + I + T + R \quad (3)$$

exemplo: resíduos sólidos na área centralizadora de resíduos, emissões gasosas em áreas com maior ocorrência do aspecto, efluentes líquidos no tratamento final e aspectos similares numa mesma atividade.

Nesse caso, são atividades que devem ser executadas sob medidas preventivas ou tomadas providências imediatas para diminuir o nível do risco. Após a realização de tais medidas, a atividade deve ser novamente submetida à avaliação de aspectos e impactos ambientais para caracterização do risco remanescente.

medidas mitigadoras em um plano de ação de emergência ambiental.

Para as situações normais com Importância $I =$ entre 9 e 16, as ações mitigadoras devem ser sempre gerenciadas com recursos da própria área. Para as atividades cuja avaliação de aspectos e impactos ambientais em situações normais resultar Importância entre 9 e 16, as atividades devem atender a requisitos legais e metas ambientais.

Em que:

S = Situação;

A = Abrangência;

I = Incidência;

T = Temporalidade;

R = Reversibilidade.

Tabela 2 – Matriz de Leopold: coeficientes de frequência/probabilidade.

FREQUÊNCIA/PROBABILIDADE	
Frequência	Baixa = +1 - ocorre poucas vezes ou é improvável que ocorra Média = +2 - ocorrência recorrente e pode vir a ocorrer Alta = +3 - ocorrência recorrente ou permanente e que com certeza irá ocorrer
Probabilidade	Baixa = +1 - ocorre poucas vezes ou é improvável que ocorra Média = +2 - ocorrência recorrente e pode vir a ocorrer Alta = +3 - ocorrência recorrente ou permanente e que com certeza irá ocorrer

Fonte: Rocha (1997).

Os valores para o cálculo quantitativo da magnitude são apresentados na Tabela 3.

O valor total do somatório dos valores ponderados de cada atributo, somados ao fim, caracterizam valor total de magnitude do impacto avaliado. O somatório total de todos os mecanismos de impacto determina o valor total da significância do impacto ambiental do modal eólico, e com esse valor será possível definir o tipo de modelo de empreendimento eólico que apresenta menor impacto.

Para a melhor apreciação dos valores de magnitude, foi adotado o modelo de escala adaptado do *Environmental Evaluation System* ou Método de Battele (DEE *et al.*, 1973), que classifica a magnitude em três parâmetros: pequena, para valores de significância inferiores a 28, média, para valores entre 29 a 44, e grande, para valores superiores a 45.

Para facilitar a tomada de decisões com relação às medidas de controle de impactos, foi desenvolvida uma matriz de interação entre a quantificação dos coeficientes de importância e de magnitude, que é apresentada no Quadro 1.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para melhor apreciação dos resultados da avaliação, foram construídos os Quadros 2 e 3, que apresentam o resumo da avaliação das matrizes eólicas em terra e em mar aberto, respectivamente, bem como o resultado da avaliação final dos coeficientes de magnitude, importância e significância para cada mecanismo de impacto, em ordem decrescente.

Com base no exposto nos Quadros 2 e 3, podem ser identificados os impactos mais agravantes e que necessitam de maior atenção no plano de elaboração do empreendimento.

Pode-se observar que os impactos com maior índice de magnitude estão ligados àqueles classificados como impacto de risco e que possuem abrangência regional ou

Tabela 3 – Matriz de Leopold: índices de magnitude.

MAGNITUDE	
SITUAÇÃO Valor atribuído: 1 a 2	Normal = +1
	Risco = +2
ABRANGÊNCIA Valor atribuído: 1 a 3	Local = +1
	Regional = +2
	Global = +3
INCIDÊNCIA Valor atribuído: 1 a 2	Direta = +1
	Indireta = +2
TEMPORALIDADE Valor atribuído: 1 a 2	Temporário = +1
	Permanente = +2
REVERSIBILIDADE Valor atribuído: 1 a 2	Reversível = +1
	Irreversível = +2

Fonte: Rocha (1997).

Quadro 1 – Matriz de interação magnitude × importância.

Magnitude	Importância			
	Não significativa	< 9 (Baixa)	Entre e 16 (Moderada)	> 16 (Alta)
Pequena	Não significativa	Não significativa	Medidas mitigadoras	Medidas mitigadoras
Média	Medidas mitigadoras	Medidas mitigadoras	Medidas mitigadoras	Inaceitável
Grande	Medidas mitigadoras	Medidas mitigadoras	Medidas mitigadoras	Inaceitável

global, como, por exemplo, poluição química ou por óleo, causada por acidente em mar aberto. A classificação de Importância desses impactos como moderada dá-se por serem impactos que não devem ocorrer, que são decorrentes de falhas ou são ocorrências incomuns, ou seja, impactos que ocorrem com baixa probabilidade e frequência, porém a significância dos impactos é grande em função da magnitude da consequência ao ambiente.

Os impactos com alto grau de Significância são aqueles que afetam maior número de aspectos do ambiente receptor, estando fortemente ligados a atividades que modificam o ambiente, como, por exemplo, a construção dos parques eólico e a abertura e construção de estradas de acesso.

Os impactos com maior destaque na literatura, ruído, visual, impactos ligados à presença e ao funcionamento

do parque, colisão com aves etc. apresentam valor quantitativo de magnitude intermediário, porém bem abaixo dos impactos com maior magnitude, como, por exemplo, perturbação do fundo do mar e obras de infraestrutura. Pode-se afirmar com esses dados que possivelmente os estudos de impactos ambientais não estão dando a devida atenção aos impactos com significância grande, isso por que os impactos de ruído, visuais e referentes ao funcionamento dos parques são perceptíveis e de fácil mensuração, de modo diferente de impactos gerados pela construção dos parques, que dificilmente são perceptíveis após o empreendimento concluído, como o rebaixamento do lençol freático causado pela fundação das torres eólicas. Em geral, os impactos ligados à presença e ao funcionamento dos parques possuem valores médios por apresentarem

Quadro 2 – Análise de impactos da energia eólica offshore.

Mecanismo de Impacto	Magnitude	Importância	Significância
Poluição por óleo	171	Moderada	Grande
Poluição química	148	Moderada	Grande
Perturbação do fundo do mar por meio de amostragem	71	Baixa	Grande
Negócios locais e empregos, oportunidades	64	Alta	Grande
Presença física das superestruturas	63	Alta	Grande
Perturbação do fundo do mar por afundamento de detritos	56	Moderada	Grande
Perturbação do leito do mar e da coluna da água durante e após a dragagem	56	Baixa	Grande
Perturbação do fundo do mar e da coluna de água por meio da instalação das fundações	49	Moderada	Grande
Presença física de vasos e equipamentos/estruturas associadas	47	Moderada	Grande
Perturbação do fundo do mar e de outros usuários do mar por meio da instalação de cabos submarinos	45	Moderada	Média
Ruído e movimento da lâmina de turbina	35	Alta	Média
Poluição de águas superficiais e linha costeira por detritos flutuantes	40	Moderada	Média
Reversão para condições de linha de base	37	Baixa	Média
Maior atividade de vasos para manutenção	26	Moderada	Pequena
Aumento da atividade de vasos	20	Baixa	Pequena
Redução de gases com efeito de estufa e emissões de escape de combustão de combustível fóssil	18	Alta	Pequena
Distúrbios de ruído por meio do aumento de atividade de vaso e sonar/sísmica	12	Baixa	Pequena
Perturbação do fundo do mar e geração de ruído por meio atividades submersas	12	Moderada	Pequena

fatores de temporalidade e frequência altos, visto que ocorrerão por toda a vida útil do empreendimento.

Ao fim da análise, somados os coeficientes de magnitude dos mecanismos dos impactos, foi obtido valor final de magnitude que serve como valor de apreciação total do impacto de cada modalidade eólica. Mediante esses dois valores, determinou-se a matriz eólica que apresenta quantitativamente menor valor de impacto.

Para o empreendimento eólico *offshore*, o somatório dos mecanismos de impacto resultou valor total de magnitude de 970. Para a classificação de importância, em 22% dos impactos a classificação foi alta, em 50% moderada e em 28% baixa. Para a classificação de significância, em 50% a classificação foi grande, em 22% média e em 28% pequena.

Para o empreendimento eólico *onshore* o somatório dos mecanismos de impacto resultou valor

Quadro 3 – Análise de Impactos da Energia Eólica Onshore.

Mecanismo de Impacto	Magnitude	Importância	Significância
Incidente que leva a derrame de óleo/combustível	135	Moderada	Grande
Incidente que leva a derrame químico	132	Moderada	Grande
Abertura ou reabilitação dos principais acessos	130	Alta	Grande
Construção ou readequação de pontes ou bueiros.	102	Moderada	Grande
Obras de drenagem pluvial	95	Alta	Grande
Recuperação paisagística da área do canteiro de obras e das áreas da rede interna do parque	75	Moderada	Grande
Execução das escavações para construção das fundações das torres	71	Moderada	Grande
Acomodação dos colaboradores no município	63	Moderada	Grande
Construção da rede de energia interna do parque	60	Moderada	Grande
Perda de equipamento estrutural e componentes	55	Baixa	Grande
Moradias provisórias	54	Moderada	Grande
Presença e funcionamento dos aerogeradores	50	Alta	Grande
Existência de novos acessos e revitalização dos antigos	49	Alta	Grande
Presença da linha de transmissão de interligação do posto de seccionamento à subestação e de entrega da energia gerada à rede receptora	49	Alta	Grande
Preparação da plataforma para montagem e manutenção	45	Baixa	Média
Remoção e transporte dos equipamentos	40	Moderada	Média
Construção da subestação elevadora	40	Moderada	Média
Montagem dos aerogeradores	35	Baixa	Média
Averbação dos terrenos	30	Moderada	Média
Instalação de turbina	30	Baixa	Média
Presença de subestação, edifício de comando, posto de seccionamento e acessos	28	Alta	Pequena
Substituição de turbinas	24	Moderada	Pequena
Transporte das estruturas dos aerogeradores	20	Moderada	Pequena
Armazenamento temporário do material resultante das escavações	15	Baixa	Pequena
Manutenção de equipamentos	5	Moderada	Pequena

total de magnitude de 1.477. Para a classificação de Importância, em 27% dos impactos a classificação foi alta, em 54% moderada e em 19% baixa. Para a classificação de significância, em 58% a classificação foi grande, em 23% média e em 19% pequena.

Comparando os resultados obtidos, percebeu-se variação de 66% entre os valores encontrados na avaliação de magnitude. Essa diferença ocorreu em função de dois fatores: o número de mecanismos de impactos identificados, total de 26 para eólica *onshore* e 18 para eólica *offshore*, e a alteração ambiental decorrente de obras de infraestrutura dos empreendimentos eólicos *onshore*, os quais produzem alterações permanentes e irreversíveis, como construção de estradas, diferentemente dos empreendimentos eólicos *offshore*, que não necessitam realizar muitas modificações no ambiente.

A mesma analogia aplica-se para avaliação de significância e importância, na qual a matriz eólica *onshore* apresentou percentuais de impactos de significância grande e de Importância alta, enquanto a matriz eólica *offshore* apresentou valores percentuais elevados para os índices de significância moderada e Importância média. Esse resultado ocorreu porque os impactos gerados pelos empreendimentos eólicos *offshore* são em sua maioria impactos temporários, que deixam de atuar na conclusão das atividades que os desencadearam, ou são impactos reversíveis.

Sendo assim, os resultados indicam que o empreendimento eólico *offshore* apresenta menor índice de impacto no ambiente receptor do que o empreendimento *onshore*, com margem de 66,7% na avaliação, confirmando a afirmação de que a matriz eólica *offshore* é menos impactante que a matriz eólica *onshore*.

Comparando os resultados obtidos com as análises realizadas pelos autores citados neste artigo, percebe-se simetria na conclusão a respeito dos impactos ambientais; nos Apêndices 1 e 2, a relação impacto/autor é descrita. Por exemplo, autores como Klain *et al.* (2018), Wang *et al.* (2018) e Nedwell *et al.* (2003) ao avaliar a colisão de aves nas pás eólicas no sistema *onshore*, e autores como Drewitt e Langston (2006) e Percival (2001) ao analisarem os sistemas *offshore*, sugerem que o impacto de colisão por aves afeta apenas o local de instalação dos parques e imediações, podendo ser resolvidos ou evitados previamente por meio de análise de locação dos parques eólicos. Entretanto

a ocorrência desses eventos é preocupante e danosa, devendo receber alto grau de atenção, o que corrobora os dados encontrados neste trabalho, em que a presença e o funcionamento dos aerogeradores, os quais englobam ruídos, impactos visuais e colisão de aves, foram classificados como alta significância e grande Importância, em ambos os modelos eólicos.

Outro exemplo de comparação de análise dos autores citados que corrobora os resultados obtidos neste estudo, é a avaliação sobre a influência no *habitat* e nas espécies locais em função da presença e da construção dos empreendimentos eólicos. Enquanto Jaber (2013), Pacheco e Santos (2012), Staut (2011) e Barbosa Filho e Azevedo (2013) destacam a perda do *habitat* e o efeito prejudicial sobre espécies em empreendimentos *onshore*, classificados por esta análise com importância alta e significância grande, McCombs, Mulligan e Boegman (2014), Hammar, Wikström e Molander (2014) e Floeter *et al.* (2017) destacam o impacto do sistema *offshore* sobre o *habitat* e as espécies marinhas como grave apenas nas fases de execução, com possíveis vantagens para o ecossistema na fase de operação em função do aumento da concentração de oxigênio e clorofila na água, causando diferenciação na quantidade e no tipo de plâncton, na quantidade de matéria orgânica e na formação de corais.,

Pode-se afirmar que os resultados obtidos nessa análise estão em simetria com a análise apresentadas pelos artigos e trabalhos citados, sendo possível credenciar os empreendimentos eólicos *offshore* como mais vantajosos no âmbito ambiental que os empreendimentos *onshore*.

O desenvolvimento de novas tecnologias para produção de energia limpa não atingirá o seu objetivo se o uso pela sociedade não for eficiente. Modificar o modo de consumo da energia produzida é fundamental principalmente pelos grandes consumidores, por exemplo pelas instituições de ensino (SILVA; MOITA NETO; LIRA, 2018).

Vale ressaltar que a avaliação realizada é teórica e que avaliação utilizando empreendimentos reais pode apresentar diferentes resultados em função das particularidades de localização e de que muitos impactos apontados neste trabalho necessitam de maiores pesquisas para classificação e avaliação mais precisa.

CONCLUSÃO

No que concerne a esta pesquisa, o reconhecimento das fases de operação dos empreendimentos eólicos e a identificação dos impactos e das etapas de ocorrência, causas e consequências, possibilitadas pela revisão de literatura, permitiram observar que os impactos ambientais decorrentes desses empreendimentos não apresentam grande repercussão no ambiente, limitando-se em sua maioria a impactos locais de maneira não acumulativa, os quais são passíveis de ações de controle. A avaliação quantitativa dos coeficientes de magnitude, importância e significância evidenciou diferença de 66,7% entre os coeficientes de magnitude, e que os coeficientes de importância e significância apresentaram classificações percentuais mais elevadas para empreendimentos

onshore. Essa diferença nos coeficientes das duas modalidades eólicas ocorre pois parques eólicos *onshore* causam maiores modificações no ambiente onde são instalados, resultantes das obras de infraestrutura, e esses impactos são quase todos permanentes e irreversíveis. Em contrapartida, os empreendimentos *offshore* não apresentam grandes modificações ambientais, visto serem implantados na água, sem a necessidade de obras de infraestrutura de acesso e de tráfego de maquinários, sendo esses impactos em sua maioria temporários e/ou reversíveis. Com os dados obtidos, a hipótese do trabalho de que os empreendimentos eólicos *offshore* são menos impactantes ao ambiente que os empreendimentos *onshore* se faz verdadeira.

REFERÊNCIAS

- AQUARET. *Welcome to the Aqua-RET E-learning Tool*. Aquaret, 2018. Disponível em: <<http://www.aquaret.com/index-2.html>>. Acesso em: 3 jan. 2018.
- ARANTEGUI, R. L.; JÄGER-WALDAU, A. Photovoltaics and wind status in the European Union after the Paris Agreement. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 81, parte 2, p. 2460-2471, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2017.06.052>
- BARBOSA, A. C. L. *Avaliação Ambiental do uso da energia eólica para usuários de pequeno porte*. 115f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.
- BARBOSA, R. P. *Avaliação de risco e impacto ambiental*. São Paulo: Saraiva, 2017. (Série Eixos).
- BARBOSA FILHO, W. P.; AZEVEDO, A. C. S. de. *Impactos ambientais em usinas eólicas*. Itajubá: Agrener, 2013.
- BARGHINI, A.; MEDEIRO, B. A iluminação artificial e o impacto sobre o meio ambiente. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)*, n. 5, p. 4-15, 30 dez. 2006.
- BAT CONSERVATION TRUST. *Portal*. [2018?]. Disponível em: <<http://www.bats.org.uk/>>. Acesso em: 22 jun. 2018.
- BIELLO, D. *How wind turbines affect your (very) local weather*. 2010. Disponível em: <<https://www.scientificamerican.com/article/how-wind-turbines-affect-temperature/>>. Acesso em: 10 mar. 2018.
- BISHOP, I.; MILLER, D. Visual assessment of offshore wind turbines: the influence of distance, contrast, movement and social variables. *Renewable Energy*, v. 32, n. 5, p. 814-831, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2006.03.009>
- BISSET, R. Methods for environmental impact assessment: a selective survey with case studies. In: BISWAS, A. K.; GEPING, Q. (orgs.). *Environmental impact assessment for developing countries*. Londres: Tycoly International, 1987. p. 3-64.
- CASTRO, J. J.; SANTIAGO, J. A.; SANTANA-ORTEGA, A. T. A general theory on fish aggregation to floating objects: An alternative to the meeting point hypothesis. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, v. 11, p. 255-277, 2002.

- CHEN, S. Are wind farms changing the weather in China. *South China Morning Post*, 2010.
- DAILY, S. Wind farms impacting weather. 2005. Disponível em: <<http://www.sciencedaily.com/videos/2005/1012-wind-farms-impacting-weather.htm>>. Acesso em: 12 maio 2018.
- DEE, N.; BAKER, J.; DROBNY, N.; DUKE, K.; WHITMAN, I.; FAHRINGER, D. An environmental evaluation system for water resources planning. *Water Resources Research*, v. 9, n. 3, p. 523-535, 1973. <https://doi.org/10.1029/WR009i003p00523>
- DREWITT, A. L.; LANGSTON, R. H. W. Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis*, v. 148, supl. 1, p. 29-42, mar. 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2006.00516.x>
- FAYRAM, A. H.; RISI, A. de. The potential compatibility of offshore wind power and fisheries: an example using bluefin tuna in the Adriatic Sea. *Ocean & Coastal Management*, v. 50, n. 8, p. 597-605, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2007.05.004>
- FINUCCI, M. Metodologias utilizadas na avaliação do impacto ambiental para a liberação comercial do plantio de transgênicos. 2010. 230f. Dissertação (Mestrado) – Programa de Pós-graduação em Saúde Pública, Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, São Paulo-SP, 2010.
- FLOETER, J.; VAN BEUSEKOM, E. E.; AUCH, D.; CALLIES, U.; CARPENTER, J.; DUDECK, T.; EBERLE, S.; ECKHARDT, A.; GLOE, D.; HÄNSELMANN, K.; HUFNAGL, M.; JANSEN, S.; LENHART, H.; MÖLLER, K. O.; NORTH, R. P.; POHLMANN, T.; RIETHMÜLLER, R.; SCHULZ, S.; SPREIZENBARTH, S.; TEMMING, A.; WALTER, B.; ZIELINSKI, O.; MÖLLMANN, C. Pelagic effects of offshore wind farm foundations in the stratified North Sea. *Progress in Oceanography*, v. 156, p. 154-173, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.pocean.2017.07.003>
- FOGLIATTI, M. C.; FILIPPO, S.; GOUDARD, B. Avaliação de impactos ambientais: aplicação aos sistemas de transporte. Rio de Janeiro: Interciência, 2004
- GLOBAL WIND REPORT COUNCIL (GWRC). *Global Wind Report: annual market update 2016*. GWRC, 2016. Disponível em: <<http://files.gwec.net/files/GWR2016.pdf>>. Acesso em: 21 ago. 2017.
- GORAYEB, A.; BRANNSTROM, C. Caminhos para uma Gestão participativa dos recursos energéticos de matriz renovável (Parques Eólicos) no Nordeste do Brasil. *Mercator*, Fortaleza, v. 15, n. 1, p. 101-115, jan./mar. 2016. <https://doi.org/10.4215/RM2016.1501.0008>
- HAMMAR, L.; WIKSTRÖM, A.; MOLANDER, S. Assessing ecological risks of offshore wind power on Kattegat cod. *Renewable Energy*, v. 66, p. 414-424, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2013.12.024>
- HODOS, W. Minimization of motion smear: Reducing avian collisions with wind turbines: Period of Performance: July 12, 1999 to August 31, 2002. Report NREL/SR- 500-33249. Washington, D.C.: National Renewable Energy Laboratory, 2003.
- INGER, R.; ATTRILL, M.J.; BEARHOP, S.; BRODERICK, A.C.; GRECIAN, W.J.; HODGSON, D.J.; MILLS, C.; SHEEHAN, E.; VOTIER, S.C.; WITT, M.J.; GODLEY, B. J. Marine renewable energy: potential benefits to biodiversity? An urgent call for research. *Journal of Applied Ecology*, v. 46, n. 6, p. 1145-1153, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01697.x>
- JABER, S. Environmental Impact Wind Energy. *Journal of Clean Energy Technologies*, v. 1, n. 3, 2013.
- JOSIMOVIC, B.; PETRIC, J.; MILIJCIC, S. The Use of the Leopold Matrix in Carrying Out the EIA for Wind Farms in Serbia. *Energy and Environment Research*, Boca Raton, v. 4, n. 1, p. 43-54, 2014. <https://doi.org/10.5539/eer.v4n1p43>
- KEITH, D. W.; DECAROLIS, J. F.; DENKENBERGER, D. C.; LENSCHOW, D. H.; MALYSHEV, S. L.; PACALA, S.; RASCH, P. J. The influence of large-scale wind power on global climate. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 101, n. 46, p. 16115-16120, 2004. <https://doi.org/10.1073/pnas.0406930101>

KLAIN, S. C.; SATTERFIELD, T.; SINNER, J.; ELLIS, J. I.; CHAN, K. M. A. Bird Killer, Industrial Intruder or Clean Energy? Perceiving Risks to Ecosystem Services Due to an Offshore Wind Farm. *Ecological Economics*, v. 143, p. 111-129, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.06.030>

LANGSTON, R. H. W.; PULLAN, J. D. *Windfarms and birds: an analysis of windfarms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues*. Technical Report. Strasbourg: International to the Council of Europe (Bern Convention); Royal Society for Protection of Birds (RSPB)/Birdlife, 2003.

LEIMEISTER, M.; KOLIOS, A. A review of reliability-based methods for risk analysis and their application in the onshore wind industry. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 91, p. 1065-1076, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.04.004>

LEOPOLD, L. B.; CLARKE, F. E.; HANSHAW, B. B.; BALSLEY, J. R. A procedure for evaluating environmental impact. Washington: U. S. Geological Survey, 1971. 13p. (circular 645). <https://doi.org/10.3133/cir645>

LEVANTAMENTO DE ASPECTOS E IMPACTOS AMBIENTAIS (LAIA). *Base Naval de Aratu*. Marinha do Brasil, 2017. Disponível em: <<https://www.marinha.mil.br/bna/levantamento-de-aspectos-e-impactos-ambientais-bna>>. Acesso em: 25 mar. 2018.

MALHEIROS, A. L.; NOCKO, H. F.; GRAUER, A. *Estudo da dispersão atmosférica de poluentes, utilizando o modelo ISCST3 (Industrial Source Complex) para a usina termoeletrica de Agudos do Sul (município de agudos do sul/PR)*. Relatório KCC – geração de energia elétrica LTDA. Curitiba, 2009.

MARARAKANYE, N.; BEKKER, B. Renewable energy integration impacts within the context of generator type, penetration level and grid characteristics. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 108, p. 441-451, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2019.03.045>

MASDEN, E. A.; REEVE, R.; DESHOLM, M.; FOX, A. D.; FURNESS, R. W.; HAYDON, D. T. Assessing the impact of marine wind farms on birds through movement modelling. *Journal of the Royal Society Interface*, Londres, v. 9, n. 74, p. 2120-2130, 2012. <https://doi.org/10.1098/rsif.2012.0121>

MATULJA, A.; FAVARO, A.; GIARETTA, J.; PADILHA, M.; COUTINHO, S.; CEZARE, J.; PHILIPPI JR., A.; ROSSIN, A. Mudanças climáticas e serviços essenciais na América do Sul: uma experiência de reflexão coletiva. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)*, n. 18, p. 38-48, 2010.

MCCOMBS, M. P.; MULLIGAN, R. P.; BOEGMAN, L. Offshore wind farm impacts on surface waves and circulation in Eastern Lake Ontario. *Coastal Engineering*, v. 93, p. 32-39, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.coastaleng.2014.08.001>

MEDEIROS, S. S.; AQUINO, F. N. P. M.; BARROS, P. G. F.; MOURA, L. L. M.; ARAÚJO, A. E. Energia eólica: um estudo sobre a percepção ambiental no município de Currais Novos/RN. *Holos*, v. 3, 2009. <https://doi.org/10.15628/holos.2009.248>

MENDES, L.; COSTA, M.; PEDREIRA, M. J. *A energia eólica e o ambiente: guia de orientação para a avaliação ambiental*. Alfragide: Instituto do Ambiente, 2002. Disponível em: <<https://docplayer.com.br/11812951-A-energia-eolica-e-o-ambiente-guia-de-orientacao-para-a-avaliacao-ambiental.html>>. Acesso em: 25 mar. 2017.

MEYER, M. F.; SEIXAS, A. S.; MELO, I. M. L.; CASSIANO, L. J. S.; RAPOSO, L. Q. Energia Eólica e seus impactos ambientais. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE TECNOLOGIAS PARA O MEIO AMBIENTE. 4., 2014, Bento Gonçalves. *Anais [...]*. Bento Gonçalves, 2014.

MOURA-FÉ, M. M.; PINHEIRO, M. V. A. Os parques eólicos na zona costeira do Ceará e os impactos ambientais associados. *Revista Geonorte, Manaus*, v. 9, n. 1, p. 22-41, 2013.

NEDWELL, J. R.; LANGWORTHY, J.; HOWELL, D. *Assessment of sub-sea acoustic noise and vibration from offshore wind turbines and its impact on marine wildlife*: initial measurements of underwater noise during construction of offshore windfarms, and comparison with background noise. Subacoustech Report Reference: 544R0424. COWRIE, 2004. Disponível em: <<https://tethys.pnnl.gov/publications/assessment-sub-sea-acoustic-noise-vibration-offshore-wind-turbines-its-impact-marine>>. Acesso em: 21 maio 2018.

PACHECO, C. S. G. R.; SANTOS, R. P. Parques eólicos e transformações espaciais: uma análise dos impactos socioambientais na região de Sento Sé/BA. *Revista Brasileira de Geografia Física*, Recife, v. 5, n. 5, p. 1243-1258, 2012. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v5.5.p1243-1258>

PERCIVAL, S. M. *Assessment of the effects of offshore wind farms on birds*: Technical Report. Didcot: Department of Trade and Industry (DTI) Sustainable Energy Programmes; East Tennessee State University (ETSU), 2001.

PERES, M. B.; BERED, A. R. Critérios e procedimentos para o licenciamento de parques eólicos: considerações sobre os potenciais impactos ecológicos na planície costeira no Rio Grande do Sul, Brasil. In: CONGRESSO SOBRE PLANEJAMENTO E GESTÃO DAS ZONAS COSTEIRAS DOS PAÍSES DE EXPRESSÃO PORTUGUESA. 2., Recife. *Anais [...]*. Recife, 2003.

RAADAL, H. L.; VOLD, B. I.; MYHR, A.; NYGAARD, T. A. GHG emissions and energy performance of offshore wind power. *Renewable Energy*, v. 66, p. 314-324, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2013.11.075>

RELATÓRIO DE IMPACTO AMBIENTAL (RIMA). *Complexo Eólico Harmonia*. 2014a.

RELATÓRIO DE IMPACTO AMBIENTAL (RIMA). *Complexo Eólico Serra Azul*. 2015.

RELATÓRIO DE IMPACTO AMBIENTAL (RIMA). *Parques Eólicos Rosa dos Ventos I e II*. 2014b.

RIBEIRO, C. M. S. Construção de parques eólicos marítimos: processos e direção de obra. 2015. Dissertação (Mestrado em engenharia civil) – Faculdade de Engenharia Universidade do Porto, Porto, 2015

RICHIERI, S. Avaliação do impacto das mudanças climáticas globais nos mangues tropicais. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)*, n. 6, p. 14-20, 30 abr. 2007.

ROCHA, J. S. M. *Manual de projetos ambientais*. Santa Maria: Imprensa Universitária, 1997. 423 p.

SILVA, C.; GARRAFA, M.; NAVARENHO, P.; GADO, R.; YOSHIMA, S. A biomassa como alternativa energética para o Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)*, n. 2, p. 25-36, 30 dez. 2005.

SILVA, M. D. da. *Tipificação de fundações de torres eólicas em parques industriais, para diferentes tipos de solo*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Instituto Superior de Engenharia de Lisboa, Lisboa, 2014.

SILVA, O. A.; MOITA NETO, J.; LIRA, M. A. Análise envoltória de dados para a gestão energética em instituições de ensino superior *multicampi*. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)*, n. 50, p. 78-96, 2018. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820180401>

SIMAS, M.; PACCA, S. Energia eólica, geração de empregos e desenvolvimento sustentável. *Estudos Avançados*, São Paulo, v. 27n. n. 77, p. 99-116, [jan.]. 2013. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40142013000100008&lng=en&nrm=iso. Acesso em: 22 jun. 2018.

SOUSA, R. N.; VEIGA, M. M.; MEECH, J.; JOKINEN, J.; SOUSA, A. J. A simplified matrix of environmental impacts to support an intervention program in a small-scale mining site. *Journal of Cleaner Production*, v. 19, n. 6-7, p. 580-587, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2010.11.017>

SOVERNIGO, M. H. *Impacto dos aerogeradores sobre a avifauna e quiropteroфаuna no Brasil*. 60f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Ciências Biológica) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2009.

Spiropoulou, I. & Karamanis, D. & Kehayias, George. (2014). Offshore wind farms development in relation to environmental protected areas. *Sustainable Cities and Society*. 14. 10.1016/j.scs.2014.05.006.

STAMM, H. R. *Método para avaliação de impacto ambiental (AIA) em projetos de grande porte: estudo de caso de uma usina termelétrica*. 284f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-graduação em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

STAUT, F. *O processo de implantação de parques eólicos no nordeste brasileiro*. 164f. Dissertação (Mestrado) – Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2011.

SUSTAINABLE DEVELOPMENT COMMISSION (SDC). *Wind power in the UK: a guide to the key issues surrounding onshore wind power development in the UK*. Londres: Sustainable Development Commission, 2005.

THOMSEN, F.; LÜDEMANN, K.; KAFEMANN, R.; PIPER, W. *Effects of offshore wind farm noise on marine mammals and fish, biola*. Hamburgo: COWRIE LTD., 2006.

TOMMASI, L. R. *Estudo de impacto ambiental*. São Paulo: CETESB: Terragraph Artes e Informática, 1994.

VEGA, D.; MATTHEWS, J. C. G.; NORIN, L.; ANGULO, I. Mitigation Techniques to Reduce the Impact of Wind Turbines on Radar Services. *Energies*, v. 6, n. 6, p. 2859-2873, 2013. <https://doi.org/10.3390/en6062859>

WANG, B.; WANG, Q.; WEI, Y.-M.; LI, Z.-P. Role of renewable energy in China's energy security and climate change mitigation: An index decomposition analysis. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 90, p. 187-194, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2018.03.012>

WILLIS, C. K. R.; BARCLAY, R. M. R.; BOYLES, J. G.; BRIGHAM, R. M.; BRACK JR., V.; WALDIEN, D. L.; REICHARD, J. Bats are not birds and other problems with Sovacool's analysis of animal fatalities due to electricity generation. *Energy Policy*, v. 38, n. 4, p. 2067-2069, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.enpol.2009.08.034>

WILSON, J. C. Offshore wind farms: their impacts and potential habitat gains as artificial reefs, in particular for fish. M.Sc. Dissertation, University of Hull & The Institute of Estuarine and Coastal Studies, September 2007.

WILSON, J. C.; ELLIOTT, M.; CUTTS, N. D.; MANDER, L.; MENDÃO, V.; PEREZ-DOMINGUEZ, R.; PHELPS, A. Coastal and Offshore Wind Energy Generation: Is It Environmentally Benign? *Energies*, v. 3, n. 7, p. 1383-1422, 2010. <https://doi.org/10.3390/en3071383>



Apêndice 1 – Aspectos e impactos da energia eólica onshore.

Atividade	Mecanismo de impacto	Impacto Ambiental	Autores
Locação de trabalhadores	Acomodação dos colaboradores no município	Geração de resíduos e esgoto sanitário e industrial,	(GWRC, 2016); (MEDEIROS <i>et al.</i> , 2009); (MENDES; COSTA; PEDREIRA, 2002); (MEYER <i>et al.</i> , 2014); (PERES; BERED, 2003); (RIMA, 2014a; 2014b; 2015); (SILVA, 2014)
	Moradias provisórias	Aumento do consumo de água e energia elétrica	
Infraestrutura inicial para obras	Abertura ou reabilitação dos principais acessos	Geração de poeira e ruídos	(BARBOSA FILHO; AZEVEDO, 2013); (GORAYEB; BRANNSTROM, 2016); (JOSIMOVIC; PETRIC; MILIJIC, 2014); (MEDEIROS <i>et al.</i> , 2009); (MENDES; COSTA; PEDREIRA, 2002); (MEYER <i>et al.</i> , 2014); (PACHECO; SANTOS, 2012); (PERES; BERED, 2003); (RIMA, 2014a; 2014b; 2015); (SDC, 2005)
	Obras de drenagem pluvial	Alteração da qualidade da água superficial, Geração de poeira e ruídos, Erosão do solo	
	Construção ou readequação de pontes ou bueiros	Geração de resíduos de construção	
Fundação	Execução das escavações para construção das fundações das torres	Geração de poeira e ruídos	(GORAYEB; BRANNSTROM, 2016); (JABER, 2013); (MEYER <i>et al.</i> , 2014); (MOURA-FÉ; PINHEIRO, 2013); (RIMA, 2014a; 2014b); (SDC, 2005); (SILVA, 2014); (SOUSA <i>et al.</i> , 2011)
	Preparação da plataforma para montagem e manutenção	Interferência sobre a flora, Geração de poeira e ruídos, Erosão do solo	
	Armazenamento temporário do material resultante das escavações	Erosão do solo	
Transporte	Transporte das estruturas dos aerogeradores	Contaminação do solo por óleos e combustíveis. Geração de poeira e ruídos	(FOGLIATTI; FILIPPO; GOUDARD, 2004); (RIMA, 2014a; 2014b; 2015)
Montagem	Montagem dos aerogeradores	Geração de ruídos, Contaminação do solo por óleos e combustíveis, Geração de resíduos	(RIMA, 2014a; 2014b; 2015)

Continua...

Apêndice 1 – Continuação.

Atividade	Mecanismo de impacto	Impacto Ambiental	Autores
Construção de subestações de energia e infraestrutura	Construção da rede de energia interna do parque	Geração de resíduos da construção, Geração de poeira e resíduos, Contaminação do solo por óleos e combustíveis	(BARBOSA FILHO; AZEVEDO, 2013); (MEYER <i>et al.</i> , 2014); (RIMA, 2014a; 2014b; 2015)
	Construção da subestação elevadora	Geração de efluentes sanitários, Geração de resíduos sólidos e líquidos	
Recuperação da área	Recuperação paisagística da área do canteiro de obras e das áreas da rede interna do parque	Geração de empregos, Aumento de consumo de água e energia elétrica	(MEYER <i>et al.</i> , 2014); (RIMA, 2014a; 2014b; 2015); (SIMAS; PACCA, 2014)
Instalação da turbina	Instalação de turbina	Presença física das super estruturas	(DREWITT; LANGSTON, 2006); (RIMA, 2014a; 2014b; 2015)
Comissionamento	Averbação dos terrenos	Geração de renda aos proprietários das terras	(RIMA, 2014a; 2014b; 2015); (SOVERNIGO, 2009)
Subestações de energia	Presença da subestação, edifício de comando, posto de seccionamento e acessos	Geração de resíduos sólidos e líquidos (efluentes sanitários)	(DREWITT; LANGSTON, 2006); (MEDEIROS <i>et al.</i> , 2009); (PACHECO; SANTOS, 2012); (RIMA, 2014a; 2014b; 2015)
	Presença da linha de transmissão de interligação do posto de seccionamento à subestação e de entrega da energia gerada à rede receptora	Alteração da paisagem	
Operação	Presença e funcionamento dos aerogeradores	Geração de ruídos Impacto com aves Influência em ondas de rádio	(BARBOSA, 2008); (BARGHINI; MEDEIRO, 2006); (BIELLO, 2010); (CHEN, 2010); (DAILY, 2005); (DREWITT; LANGSTON, 2006); (HODOS, 2003); (JABER, 2013); (LANGSTON & PULLAN, 2003); (MEDEIROS <i>et al.</i> , 2009); (MEYER <i>et al.</i> , 2014); (MOURA-FÉ; PINHEIRO, 2013); (PACHECO; SANTOS, 2012); (RIMA, 2014a; 2014b); (SDC, 2005); (SOVERNIGO, 2009); (STAMM, 2003); (NEDWELL <i>et al.</i> , 2003); (VEGA, 2013); (WILLIS <i>et al.</i> , 2009)
	Existência de novos acessos e revitalização dos antigos	Melhoria da malha viária municipal	
	Manutenção de equipamentos	Geração de resíduos, Contaminação do solo por óleos, graxas e combustíveis	

Continua...

Apêndice 1 – Continuação.

Atividade	Mecanismo de impacto	Impacto Ambiental	Autores
Riscos ocasionais não previstos	Incidente que leva a derrame químico	Poluição química	(BARBOSA FILHO; AZEVEDO, 2013); (MEYER <i>et al.</i> 2014); (MOURA-FÉ; PINHEIRO, 2013); (SDC, 2005)
	Incidente que leva a derrame de óleo/combustível	Poluição por óleo	
	Perda de equipamento estrutural e componentes	Geração de detritos	
Desativação do empreendimento, remoção de maquinário	Remoção e transporte dos equipamentos	Contaminação do solo por óleos e combustíveis, Geração de poeira e ruídos	(BARBOSA FILHO; AZEVEDO, 2013); (BARBOSA, 2008); (BIELLO, 2010); (CHEN, 2010); (DAILY, 2005); (MEYER <i>et al.</i> , 2014); (PERES; BERED, 2003); (RIMA, 2014a; 2014b; 2015)
	Destinação a todos os elementos retirados	Geração de resíduos	
	Plano de recuperação final de todas as áreas afetadas.	Alteração da paisagem	
	Substituição de turbinas	Negócios locais e emprego oportunidades	

Apêndice 2 – Aspectos e impactos da energia eólica offshore.

Atividade	Mecanismo de impacto	Impacto ambiental	Autores
Levantamento	Perturbação do fundo do mar por meio amostragem	Perda localizada de substratos, plantas e animais no fundo do mar por meio de amostragens; Geração de empregos	(AQUARET, 2018); (CASTRO; SANTIAGO; SANTANA-ORTEGA 2002); (FAYRAM; RISI, 2007); (FLOETER <i>et al.</i> , 2017); (HAMMAR; WIKSTRÖM; MOLANDER, 2014); (SPIROPOULOU <i>et al.</i> , 2015); (NEDWELL; LANGWORTHY; HOWELL, 2004); (RIBEIRO, 2015); (WILSON <i>et al.</i> , 2010)
	Distúrbios de ruído por meio do aumento atividade de vaso e sonar/sísmico	Dano potencial para espécies de peixes; Perturbação do comportamento dos mamíferos marinhos	
	Perturbação do leito do mar e da coluna da água durante e após a dragagem	Aumento da turbidez da água; Remoção de plantas e animais; Perturbação de espécies protegidas; Interrupção temporária para outros usuários do mar	
Fundação e infraestrutura de instalação	Presença física de vasos e equipamentos/estruturas associadas	Perturbação potencial para mamíferos marinhos; Aumento do potencial risco de navegação para outros usuários do mar; Criação de zonas de exclusão para outros usuários incluindo pescadores	(AQUARET, 2018); (CASTRO; SANTIAGO; SANTANA-ORTEGA 2002); (FAYRAM; RISI, 2007); (FLOETER <i>et al.</i> , 2017); (HAMMAR; WIKSTRÖM; MOLANDER, 2014); (JABER, 2013); (MCCOMBS; MULLIGAN; BOEGMAN, 2014); (MEDEIROS <i>et al.</i> , 2009); (NEDWELL; LANGWORTHY; HOWELL, 2004); (WILSON, 2007); (WRATTEN <i>et al.</i> , 2005)
	Perturbação do fundo do mar e geração de ruído por meio da acumulação	Impacto local localizado no fundo do mar sobre espécies e habitat	
	Perturbação do fundo do mar e da coluna de água por meio de instalação das fundações	Alterações hidrológicas e padrões de sedimentação; As instalações podem atuar como recifes artificiais e dispositivos de agregação de peixe; Aumento do potencial de risco de navegação para outros usuários do mar; Interferência nos padrões de migração	
	Perturbação do fundo do mar e de outros usuários do mar por meio da instalação de cabos submarinos	Suspensão de sedimentos e matéria particulada na coluna de água	

Continua...

Apêndice 2 – Aspectos e impactos da energia eólica offshore.

Atividade	Mecanismo de impacto	Impacto ambiental	Autores
Instalação de turbina	Presença física da superespacial estruturas	Criação de sombra de vento a favor das estruturas instaladas; Mudanças na paisagem e no mar, Intrusão visual, Interferência da navegação recreativa; Colisão entre pássaros e turbinas (tanto migratórias quanto residentes)	(AQUARET, 2018); (BAT CONSERVATION TRUST, 2018); (BISHOP; MILLER, 2007); (DREWITT; LANGSTON, 2006); (HODOS, 2003); (LANGSTON & PULLAN, 2003); (MASDEN <i>et al.</i> 2012); (PERCIVAL, 2001); (KLAIN <i>et al.</i> , 2018); (WILLIS <i>et al.</i> , 2009)
Extração de vento geração de energia.	Movimento da lâmina de turbina	Interferência por meio de instalações de radar, telecomunicações e televisões	(BAT CONSERVATION TRUST, 2018); (BIELLO, 2010); (GWRC, 2016); (HAMMAR; WIKSTRÖM; MOLANDER, 2014); (HODOS, 2003); (LANGSTON & PULLAN, 2003); (MALHEIROS; NOCKO; GRAUER, 2009); (MASDEN <i>et al.</i> 2012); (PERCIVAL, 2001); (RAADAL <i>et al.</i> , 2014); (RICHIERI, 2007); (KLAIN <i>et al.</i> , 2018); (VEGA, 2013); (WILSON, 2007)
	Ruído gerado por turbinas	Redução da poluição atmosférica e gás estufa Redução de efeitos ecológicos resultantes de emissões de gases de efeito estufa e poluição do ar Energia limpa produzida ajudando a atender metas nacionais / internacionais	
	Redução de gases com efeito de estufa e emissões de escape de combustão de combustível fóssil	Os campos eletromagnéticos (EMF) podem afetar mamíferos marinhos que passam pela vizinhança da instalação	
Transmissão de eletricidade por meio de cabo submarino			
Incidente que leva a derrame químico	Poluição química	Mudanças locais/generalizadas na água e em sedimentos químicos. A poluição por óleo pode afetar outros usuários do mar exemplo: piscicultores, turistas e marinheiros etc. Espécies e habitat podem ser prejudicados e danificados pela poluição química	(CASTRO; SANTIAGO; SANTANA-ORTEGA 2002); (FAYRAM; RISI, 2007); (GWRC, 2016); (HAMMAR; WIKSTRÖM; MOLANDER, 2014); (NEDWELL; LANGWORTHY; HOWELL, 2014); (NEDWELL <i>et al.</i> , 2004)
Incidente que leva a derrame de óleo/combustível	Poluição por óleo	Tábuas de petróleo transitórias em águas superficiais e risco de poluição no fundo do mar no decorrer do prazo; Espécies e habitat podem ser prejudicados e danificados pela poluição por óleo; A poluição por óleo pode afetar outros usuários do mar, por exemplo: piscicultores, turistas e marinheiros etc.	(CASTRO; SANTIAGO; SANTANA-ORTEGA 2002);(FAYRAM; RISI, 2007); (GWRC, 2016); (HAMMAR; WIKSTRÖM; MOLANDER, 2014); (NEDWELL; LANGWORTHY; HOWELL, 2014)

Continua...

Apêndice 2 – Aspectos e impactos da energia eólica offshore.

Atividade	Mecanismo de impacto	Impacto ambiental	Autores
Perda de equipamento/ componentes estruturais	Perturbação do fundo do mar do por afundamento de detritos	Mudanças no perfil do fundo do mar e composição do fundo do mar; Perigo adicional para a navegação, interrupção de pescaria; Interrupção localizada das espécies e dos habitats do fundo do mar	(BISSET, 1987); (CASTRO; SANTIAGO; SANTANA-ORTEGA 2002); (FAYRAM; RISI, 2007); (GWRC, 2016); (HAMMAR; WIKSTRÖM; MOLANDER, 2014); (NEDWELL; LANGWORTHY; HOWELL, 2014); (THOMSEN <i>et al.</i> , 2006); (NEDWELL <i>et al.</i> , 2004)
	Poluição de águas superficiais e linha costeira por detritos flutuantes	Perturbação dos habitats costeiros por meio de sufocação e danos às espécies por meio de ingestão/ emaranhamento; Risco de liberação de óleos, combustíveis e outros poluentes; Risco de liberação de substâncias (fluidos hidráulicos)	
Remoção total de instalação	Reversão para condições de linha de base	Perturbação potencial dos ecossistemas estabelecida e adaptada para pós-instalação condições hidrográficas; Impactos em espécies de peixes serão erradicados; Dispersão de qualquer sedimento acumulado em torno da instalação; Perda de áreas de sombra de vento em torno da instalação; Perda de qualquer efeito calmante em torno da instalação (movimento atual e ação de onda)	(BISHOP; MILLER, 2007); (FAYRAM; RISI, 2007); (HAMMAR; WIKSTRÖM; MOLANDER, 2014); (JABER, 2013); (MASDEN <i>et al.</i> , 2012); (MCCOMBS; MULLIGAN; BOEGMAN, 2014); (PERCIVAL, 2001); (THOMSEN <i>et al.</i> , 2006)
Substituição de turbinas	Aumento da atividade de vasos	Perturbação potencial para mamíferos marinhos	(CASTRO; SANTIAGO; SANTANA-ORTEGA 2002); (FINUCCI, 2010); (HAMMAR; WIKSTRÖM; MOLANDER, 2014); (SPIROPOULOU <i>et al.</i> , 2015); (THOMSEN <i>et al.</i> , 2006)
	Negócios locais e emprego oportunidades	Potenciais benefícios econômicos da utilização de recursos locais, empresas de suporte e serviços	

BIODIESEL PRODUCTION BY ETHYLIC AND METHYLIC ROUTE BASED ON FACTORIAL DESIGN

PRODUÇÃO DE BIODIESEL POR ROTA ETÍLICA E METÍLICA A PARTIR DE PLANEJAMENTO FATORIAL

Laurênio Ferreira Lopes

Master's student of the Graduate Program in Biosystems Engineering (PGEB), Universidade Federal Fluminense (UFF) – Niterói (RJ), Brazil.

Flávio Castro da Silva

Doctor Professor in Agricultural Engineering, UFF – Niterói (RJ), Brazil.

Rita Colman Simões

Doctor Professor in Chemical Engineering, UFF – Niterói (RJ), Brazil.

Leandro Vahia Pontual

PhD student of the Graduate Program in Civil Engineering, UFF – Niterói (RJ), Brazil.

Luan Alves de Souza

Master's student of the PGEB, UFF – Niterói (RJ), Brazil.

Leomário Guedes do Nascimento

Undergraduate student in Chemical Engineering, Centro Universitário Anhanguera de Niterói – Niterói (RJ), Brazil.

Carlos Michel dos Anjos dos Santos

Undergraduate student in Mechanical Engineering, Centro Universitário Anhanguera de Niterói – Niterói (RJ), Brazil.

Correspondence address:

Laurênio Ferreira Lopes – Avenida Jornalista Roberto Marinho, 255 – Colubandê – CEP: 24451-045 – São Gonçalo (RJ), Brazil – E-mail: laurenio_lopes@id.uff.br

Received on: 11/11/2019

Accepted on: 05/01/2020

RESUMO

A análise realizada nesta pesquisa teve como objetivo o desenvolvimento de um processo para a produção de *biodiesel* em escala de bancada. A reação foi realizada pelo método de transesterificação alcalina, em que os reagentes foram submetidos à temperatura de $60 \pm 2^\circ\text{C}$ mantendo constante agitação mecânica. Por meio de um planejamento experimental fatorial, avaliaram-se os níveis máximos e mínimos de três variáveis: catalisador, razão molar e tempo de reação, combinando seus efeitos sem alterar a qualidade da resposta, verificando os rendimentos e interpretando com base nos tratamentos estatísticos as possíveis variações para justificar o melhor desempenho. Como ponto principal, foram utilizados dois álcoois, um obtido mediante importação, com alta qualidade no processo; e outro, com grande capacidade de produção nacional, metanol e etanol, respectivamente. A pesquisa surgiu como forma de aumentar o quantitativo quanto à afirmação de que o *biodiesel* é uma das soluções para amenizar os impactos ambientais e contribuir socioeconomicamente para o país, entretanto o custo de produção é superior ao processamento de diesel pelo petróleo. Assim, a verificação das melhores condições do processo diminuirá os custos operacionais e para o consumidor final. A variável que mais influenciou foi a quantidade de catalisador na síntese dos biodieseis etílicos e metílicos, porém os rendimentos para os ensaios B2 e B8 não apresentaram diferença significativa no nível de 5% pelo teste Tukey, e o maior rendimento foi realizado pelo ensaio B7 (97,44%), utilizando metanol em razão molar 1:9, 0,5% de catalisador em 90 minutos de reação. Depois de pesquisas para determinar melhores condições de processo para promover a produção e o uso de biocombustíveis, concluiu-se que, na produção de *biodiesel* via rota metílica, os resultados são mais satisfatórios e os rendimentos são maiores.

Palavras-chave: *biodiesel*; transesterificação; planejamento experimental.

ABSTRACT

The analysis carried out in this research had as objective the development of a process for the bench-scale production of biodiesel. The reaction was produced by the alkaline transesterification method, in which the reagents were subjected to a temperature of $60 \pm 2^\circ\text{C}$, maintaining constant mechanical agitation. From a factorial experimental design, we evaluated the maximum and minimum levels of three variables: catalyst, molar ratio, and reaction time, combining their effects without altering the response quality, verifying the yields, and interpreting the possible variations based on statistical treatments to justify which one has the best performance. As the main point, two alcohols were used, one imported (methanol) that underwent a high-quality process, and another with a large national production capacity (ethanol). The research emerges as a way to reinforce the statement that biodiesel is one of the solutions to mitigate environmental impacts and socioeconomically contribute to the country. However, the production cost

is higher than that of diesel derived from petroleum; thus, ensuring the best process conditions will decrease the operational costs and the costs for the end consumer. The variable with the most influence was the amount of catalyst for the synthesis of ethyl and methyl biodiesel. However, the yields for the B2 and B8 tests did not show a significant difference at the 5% level according to the Tukey test, and the highest yield was achieved by the B7 test (97.44%), using methanol at a 1:9 molar ratio and 0.5% catalyst in 90 minutes of reaction. After the research to determine the best process conditions to promote the production and use of biofuel, we concluded that the methyl route led to more satisfactory results and higher yields.

Keywords: biodiesel; transesterification; experimental design.

INTRODUCTION

Fossil fuels significantly contribute to the emission of pollutant gases, sulfur compounds, and particulate matter, whether from stationary sources — industries — or mobile sources — combustion in Otto and Diesel cycle engines. Mineral diesel, derived from the distillation of petroleum, is one of the fuels that harm the atmosphere and the health of the population, becoming an obstacle in political-economic and environmental issues, since it has been part of the energy matrix in Brazil and the world. A potential substitute is biodiesel, a renewable and less polluting fuel, whose participation in the energy matrix has been growing since the oil crises of the 1970s, which made commercial relations unfeasible given the high prices of oil barrels. The percentage of biodiesel added to mineral fuel is increasing annually due to significant public policy participation and popular support.

Incentives such as the National Program of Biodiesel Production and Use (Programa Nacional de Produção e

Uso do Biodiesel — PNPB) boosted production on a significantly large scale, making biomass one of the main energy sources in the country, which has contributed to the growth of the national industry. As a result, Brazil became the second-largest producer of biodiesel, with the possibility of reaching the leading position in a short time according to the growth rate established by the National Agency of Petroleum (*Agência Nacional do Petróleo* — ANP) criteria. Biodiesel production grows about 0.83% per year and had a processing capacity of 7.7 billion liters in 2018. In the matter processing, it is important to pay attention to the production quality as well as include new ways to improve the process and the product.

In this study, we used a three-factor two-level (2^3) factorial design (catalyst, molar ratio, and time) for each alcohol (methanol and ethanol) to optimize the reaction parameters and obtain the best yield in the biodiesel production by transesterification.

THEORETICAL FRAMEWORK

Biodiesel

Biodiesel has been increasingly studied since the 1973 oil crisis, which contributed to the rise in barrel prices, but it was not until 1920 that Brazil took a significant role in the search for new biomass knowledge. From the mid-2000s onwards, the country started to develop new biodiesel production technologies due to its higher significance in the composition of the Brazilian energy matrix (FERNANDES *et al.*, 2015). However, biodiesel production has barriers caused by the cost of the raw material, which may be impractical when the intent is increasing production and consumption turnover (SUOTA *et al.*, 2018).

According to ANP (2016), biodiesel is a renewable fuel obtained from a chemical process called transesterification. Through this process, triglycerides present in animal oils or fat react with primary alcohol, methanol, or ethanol, generating two products: ester and glycerin. According to Gonçalves *et al.* (2019), gas chromatography made it possible to identify the predominance of acids in biodiesel and their relation to the oils used. Using this fuel is important because of its lower contribution to adverse effects on the well-being of humans and the environment, such as the lower emission of pollutant gases, mitigating environmental impacts and ensuring higher income for

the smallholder rural category through public policies (ALMEIDA; DUARTE; NETO, 2018).

In this case, cleaner production (CP) can be adopted, as the tool is able to reduce the negative impacts to the environment and thereby increase the competitive advantage

Transesterification reaction

According to Taketa *et al.* (2013), transesterification, shown in Figure 1, consists of a reaction between triglyceride and alcohol, resulting in a new ester and glycerol (MENEGETTI; MENEGETTI; BRITO, 2013). Transesterification is the most common method for biodiesel production in industries when using an alkaline catalyst due to some advantages, such as higher yield, being more selective and less corrosive, its low cost, and the lower amount of catalyst required (VIEIRA *et al.*, 2018; GERIS *et al.*, 2007). The main

Alcohol

The choice of alcohol is as relevant as temperature conditions, molar ratio, reaction time, and catalyst percentage. Short-chain alcohols should be chosen, such as methanol, ethanol, propanol, butanol, and amyl alcohol (DANTAS *et al.*, 2016). Nogueira *et al.* (2018) compared the advantages and disadvantages of using ethanol in biodiesel production. Ethanol requires a higher stoichiometric ratio, higher temperature, longer reaction time, makes production more expensive, and produces higher amounts of

Catalyst

In the development of their research, Rossi *et al.* (2018) explain that catalysts increase the rate of reagent consump-

(RODRIGUES; PADILHA; MATTOS, 2011). The use of this biofuel is essential when comparing gaseous emissions, since petroleum-derived diesel has the potential to release harmful gases into the atmosphere while biodiesel has low sulfur and aromatic content, in addition to being biodegradable and renewable (MORAIS *et al.*, 2013).

reagents with better conversion results are methyl alcohol, soybean oil, and alkaline catalyst (TEBAS *et al.*, 2017).

According to Paula *et al.* (2017), the characteristic reaction molar ratio is 1:3, that is, every mol of triacylglycerol requires 3 moles of alcohol for the stoichiometric balance of the reaction molar ratio, leading to a complete transesterification reaction and ensuring that all oil is consumed in the process.

soap emulsions. In contrast, it is derived from renewable sources, is biodegradable, has low toxicity, provides greater lubricity, results in higher cetane numbers, and has consolidated production in Brazil. For Uribe, Alberconi and Tavares (2014), methanol has high toxicity; however, its advantages include the greater use in biofuel plants for biodiesel production, since it is more reactive than ethanol and relatively cheaper, the shorter reaction time, and the lower molar ratios.

tion and product formation. The choice of catalysis should be based on the raw material used. Heterogeneous basic

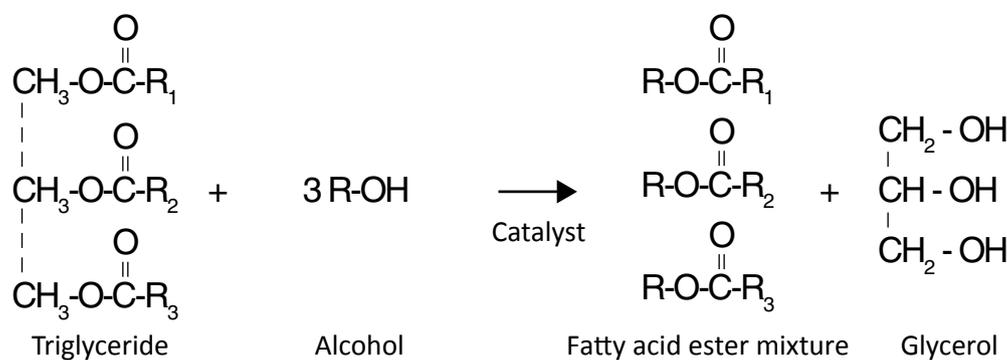


Figure 1 – Global transesterification reaction of soybean oil with primary alcohol, producing biodiesel and glycerol.

catalysts require the use of excess alcohol to obtain a good yield. In contrast, heterogeneous acid catalysis has lower corrosivity and toxicity than alkaline catalysis but presents diffusivity and high-cost problems. There are also enzymatic catalysts that facilitate washing and reuse but gradually lose their efficiency. Homogeneous catalysis is mainly used in transesterification reactions with oils high in fatty acids. However, the homogeneous alkaline transesterification

process requires high-purity raw materials, with practically no free fatty acids, phosphatides, and water. These impurities react with traditional basic catalysts, leading to the formation of soaps and the consumption of part of the catalyst. Consequently, the process requires excess catalyst to guarantee catalytic efficiency. Also, separating glycerin and biodiesel at the end of the process is more difficult (OLIVEIRA; CARNEIRO JUNIOR; ALVES, 2015).

Factorial Design

The factorial design method is an analytical strategy to select the most relevant variables in a given process, generally used in studies that cover many variables, and an essential tool for optimization. It is used in several research fields, especially in chemistry, chemical engineering, food engineering, and biotechnology. The most used experimental designs in Brazil are the factorial and central composite designs (SILVA *et al.*, 2008; CAMARGO; MOREIRA; VACCARO, 2009; VICENTINI *et al.*, 2011).

For Cunico *et al.* (2008), factorial design is the most suitable to study the effects of two or more influencing variables, as in each trial, all possible combinations between the levels of each variable are investigated. The assessment of the effects and interactions of the variables is extremely important to understand the processes monitored in a given system. As the number of factors (variables) grows, making observations in all possible level combinations large enough to allow statistical inference becomes more difficult (PEREIRA-FILHO; POPPI; ARRUDA, 2002; SILVA; SANT'ANNA, 2007).

According to Pereira and Pereira-Filho (2018), factorial design systems have many advantages and applications, for example:

- simultaneously evaluating the effect of many variables, based on a small number of experiments;
- saving financial resources;
- obtaining results with greater chemical and statistical reliability;
- possibility of building a mathematical model that will allow making predictions under conditions that have not been tested (CUNICO *et al.*, 2008).

Ruschel *et al.* (2016) declare that the literature presents, among countless applications, the use of experimental design as an efficient way of evaluating and improving biodiesel synthesis methods, aiming at maximizing yields through the optimization of multivariate models of experimental conditions, allowing the study of several variables simultaneously with the aid of statistical, mathematical, and computational methods to extract as much information as possible (LIMA *et al.*, 2017).

METHODOLOGY

Bench-scale production was carried out in the General Chemistry Laboratory of the Centro Universitário Anhanguera in Niterói. The inputs required for biodiesel production were methanol (CH₃OH) and ethanol (C₂H₅OH) with 99.8% purity from the Exodus brand, refined non-residual soybean oil from the Soya TYPE 1 brand, purchased from a local supermarket, and sodium hydroxide (NaOH) in Micro Pearl P.A. with 99.2% content from the Neon brand, as an alkaline catalyst. The study of the variables involved a 2³ factorial design in random order of experiments, performed in triplicate, to evaluate the influence of the independent variables, such as molar ratio (oil/alcohol) (grams), NaOH concentration (grams), and reaction time (minutes), on reaction yield.

According to Arruda *et al.* (2017), these levels are coded as +1 and -1, for the highest and lowest levels, respectively, to determine the effect and influence of the levels of each factor on the proposed system. For data treatment, we used the Excel[®] software to create electronic calculation spreadsheets that were converted into a graph to compare the biodiesel yields via ethyl and methyl. The Statistica software (version 10) was used to calculate the variance (ANOVA) through the multiple comparison technique between the means of experimental treatments and obtain results of the effects and interactions of the variables that influence the biodiesel yield in the construction of both the Pareto chart, at a 5% significance level for the effect of

the variables on the biodiesel synthesis process, and a linear graph for yield showing predicted and observed values, determining the quality of the adjustment.

Sisvar 5.6 is a free Brazilian statistical analysis software copyrighted by the Universidade Federal de Lavras (UFLA) and the most used in the country, either directly in the statistical analysis of scientific data from the most different areas of knowledge or in the teaching of basic and experimental statistics. In the present study, it was used for statistical analysis, comparing the means by the Tukey test (5% significance) and the average yields of the ethyl and methyl biodiesel tests to identify the best production (FERREIRA, 2008; NASCIMENTO; NEIDE; GONZATTI, 2016; DENARI; SACIOTO; CAVALHEIRO, 2016; REIS; PINTO; SOARES, 2016; ZORZO *et al.*, 2018). Table 1 presents the variables evaluated for both types of alcohol.

The production started by preparing the catalyst. The chosen catalysis method was homogeneous alkaline, that is, the alcohol (methanol and ethanol) was subjected to solubilization with sodium hydroxide forming sodium methoxide. Next, both the catalyst solution and oil were heated in a hotplate until they reached the temperature range of $55 \pm 2^\circ\text{C}$, since, at lower temperatures, the transesterification reaction speed decreases, according to the Arrhenius law. However, when the temperature exceeds 55°C , the reaction speed may decrease due to the ethanol loss caused by evaporation (MENDOW *et al.*, 2012).

After reaching the intended temperature, the oil was added to the Erlenmeyer flask and mixed with methoxide at a constant temperature until the desired reaction time. Following completion of the reaction, the formed products — biodiesel and glycerin — were placed in separatory funnels to partition the phases, after 24 h of absolute rest. Once all glycerin had been removed, the purification process started with neutralization with a 37%

hydrochloric acid solution and finished with deionized water at a temperature range of $60 \pm 2^\circ\text{C}$ until the wash water became transparent, and the pH was close to 7.0 — verified with a pH tape for qualitative analyses.

According to Victorino, Pereira, and Fiaux (2016), this crude glycerin proved to be a suitable raw material for the *Aspergillus niger* biotechnological process. The technological use of these two environmental liabilities — glycerin and residual cooking oil — contributes to reducing the environmental and economic impacts of their generation and disposal.

The biodiesel was then oven-dried at 110°C for 3 hours to remove traces of water. Concluding the process, the biodiesel mass was assessed, and its percentage yield (m/m) was calculated according to Equation 1, described by Galina (2018). Figures 2A and 2B show the processes of bench-scale biodiesel production from methanol and ethanol, respectively, with the main difference being the decantation stage. Methyl biodiesel presents a heterogeneous mixture facilitating glycerin extraction, while in ethyl biodiesel, the excess carbon in the molecules makes the esters miscible with glycerin, hindering the purification process and reducing mass yield due to loss of biodiesel during the washing process.

$$\text{Yield} = \frac{\text{biodiesel mass}}{\text{biomass mass}} \quad (1)$$

In which:

Biodiesel mass = experimental biodiesel mass obtained after the purification process (g);

Biomass mass = vegetable oil mass (g).

All 8 experiments were performed in triplicate, totaling 24 experiments, to evaluate the combination of the

Table 1 – 2³ Experimental Design.

Variables	Methanol		Ethanol	
	-1	+1	-1	+1
Catalyst	0.5	1.5	0.5	1.5
Molar ratio	1:3	1:9	1:12	1:18
Time	30	90	30	90

best conditions based on the average yield of the three samples produced by each biodiesel. The factorial design investigated the influences of all experimental variables of interest and the interaction effects on the response or responses. The effects of each variable, their main impacts, and their interactions (presented in Equation 2) were calculated (TEÓFILO; FERREIRA, 2006). According to Teófilo and Ferreira (2006), the coefficient b_0 is the average population value of all re-

sponses obtained, b_1 , b_2 , and b_3 are the coefficients related to the variables x_1 , x_2 , and x_3 , respectively, and ε is the random error associated with the model. The values for x_1x_2 , x_1x_3 , and x_2x_3 correspond to the effects of second-order interactions, and $x_1x_2x_3$ represents the third-order effect.

$$y = b_0 + b_1 x_1 + b_2 x_2 + b_3 x_3 + b_{12} x_1 x_2 + b_{13} x_1 x_3 + b_{23} x_2 x_3 + b_{123} x_1 x_2 x_3 + \varepsilon \quad (2)$$

RESULTS AND DISCUSSION

After producing the biodiesel in triplicate, we calculated the yields (η) of each reaction, the average (μ), the standard deviation (σ), and the coefficient of variation (CV), which evaluated the dispersion of the results in relation to the average. According to Tables 2 and 3,

all CV values are lower than 10%, indicating that the yield data of each biodiesel are homogeneous and less dispersed around the average.

Table 4 shows the analysis of average results obtained from the studied variables in the factorial design: cat-

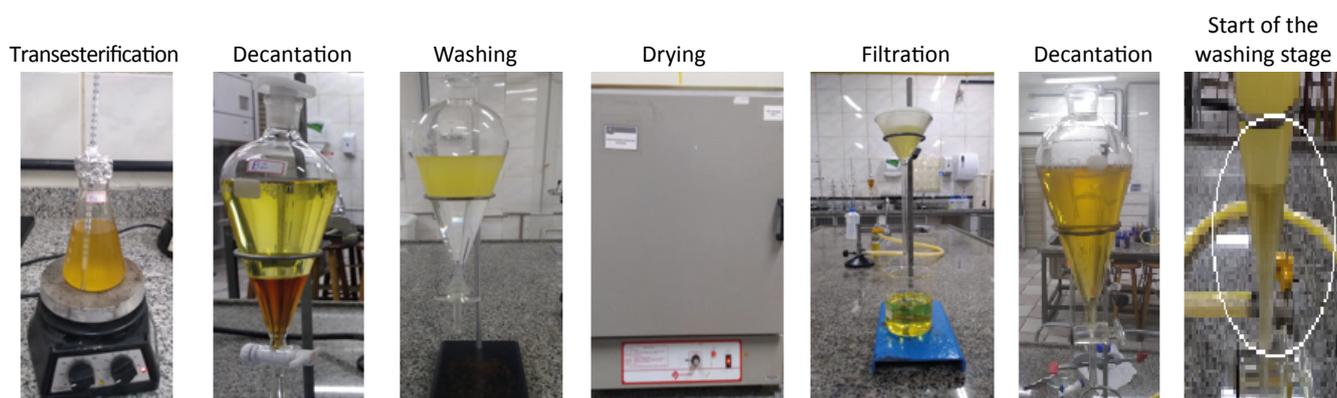


Figure 2 – Synthesis steps of (A) methyl and (B) ethyl biodiesel.

Table 2 – Analysis of methanol biodiesel experimental results.

Biodiesel	η_1	η_2	η_3	μ	σ	CV (%)
B1	92.88	93.44	94.51	93.61	0.8282	0.8847
B8	21.02	20.40	21.22	20.88	0.4275	2.0470
B3	87.32	87.54	87.87	87.58	0.2768	0.3161
B7	58.30	57.90	59.00	58.40	0.5568	0.9533
B2	95.20	95.54	94.38	95.04	0.5963	0.6274
B6	40.25	40.10	39.92	40.09	0.1652	0.4121
B4	97.25	97.32	97.75	97.44	0.2707	0.2778
B5	80.20	80.15	80.49	80.28	0.1836	0.2287

CV: coefficient of variation.

alyst percentage (% Cat.), alcohol/oil molar ratio (MR), and time (t). The difference in methanol use revealed that higher amounts of catalyst influenced the reaction yield — B8 (20.88%), B7 (58.40%), and B6 (40.09%). However, B5 had an increase in yield with the catalyst at 1.5% because the other variables, such as molar ratio and time, were at higher levels. Regarding ethanol, the catalyst remains the most important variable, as it has the strongest influence on the reaction yield; the B1 and B2 biodiesel had yields above 90%. The per-

formance of the *t*-test and construction of the Pareto chart are necessary to reach the best experimental conditions (ARRUDA *et al.*, 2017).

The interaction effect of each variable was calculated, with x1 corresponding to the main catalyst effect, x2 to alcohol-related molar ratio, and x3 to time. Table 5 presents the test at a 5% significance level; within this limit, p-value = 0.0141 was related to the catalyst mass percentage, considerably affecting the yield of the transesterification reaction.

Table 3 –Analysis of ethanol biodiesel experimental results.

Biodiesel	$\eta 1$	$\eta 2$	$\eta 3$	μ	σ	CV (%)
B1	92.55	92.88	92.01	92.48	0.4392	0.475
B8	20.75	21.42	21.06	21.08	0.3353	1.591
B3	76.45	76.35	76.40	76.40	0.0500	0.065
B7	30.50	30.22	30.63	30.45	0.2095	0.688
B2	95.09	95.12	95.03	95.08	0.0458	0.048
B6	27.50	27.70	28.47	27.89	0.5121	1.836
B4	87.43	87.60	87.86	87.63	0.2166	0.247
B5	50.65	50.44	51.31	50.80	0.4540	0.894

CV: coefficient of variation.

Table 4 – Factorial experimental design with mass yields for each alcohol.

Experiments	Random Order	Independent variables			Average mass yields (%) Methanol	Average mass yields (%) Ethanol
		% Cat.	MR	T (min)		
1	B1	-	-	-	93.61	92.48
2	B8	+	-	-	20.88	21.08
3	B3	-	+	-	87.58	76.40
4	B7	+	+	-	58.40	30.45
5	B2	-	-	+	95.04	95.08
6	B6	+	-	+	40.09	27.89
7	B4	-	+	+	97.44	87.63
8	B5	+	+	+	80.28	50.80

% Cat.: catalyst percentage; MR: alcohol/oil molar ratio; t: time.

Table 6 presents the coefficient values that represent the experimental model of ethyl biodiesel synthesis via homogeneous NaOH catalysis. Based on these values, a polynomial function describing the response variables was obtained.

Considering the main coefficients and interactions until the second order, the coefficient of determination had a value of $R^2 = 0.999956$. Teófilo and Ferreira (2006) argue that the

R^2 value represents the fraction of the variation explained by the lack of model fit. The closer the coefficient value is to 1, the better the model fits the observed responses.

Figure 3 shows the Pareto chart representing the effects of each first- and second-order variables and their influence at a 5% significance level, with p -value < 0.05 on the reaction yield. The Pareto chart presents the effects of the

Table 5 – Statistical analysis of effects at a 95% significance level for ethanol.

Effect Estimates: Yield (%); $R^2 = 0.99956$; Ethanol MS Residual = 3.013513										
	Effect	Standard Error	t (1)	p-value	-95% Cnf. Limit	+95% Cnf. Limit	Coef.	Standard Error Coef.	-95% Cnf. Limit	+95% Cnf. Limit
Average	60.23	0.61	98.13	0.0065	52.43	68.02	60.23	0.62	52.43	68.02
(1) Catalyst	-55.34	1.23	-45.08	0.0141	-70.94	-39.74	-27.67	0.62	-35.47	-19.87

Cnf.: confidence; Coef.: coefficient.

Table 6 – Results of main and interaction effects of ethyl biodiesel.

Average	Coefficient	Coefficient
	60.23	β_0
x1	-27.70	β_1
x2	1.094	β_2
x3	5.124	β_3
x1x2	6.976	β_{12}
x1x3	1.666	β_{13}
x2x3	2.771	β_{23}

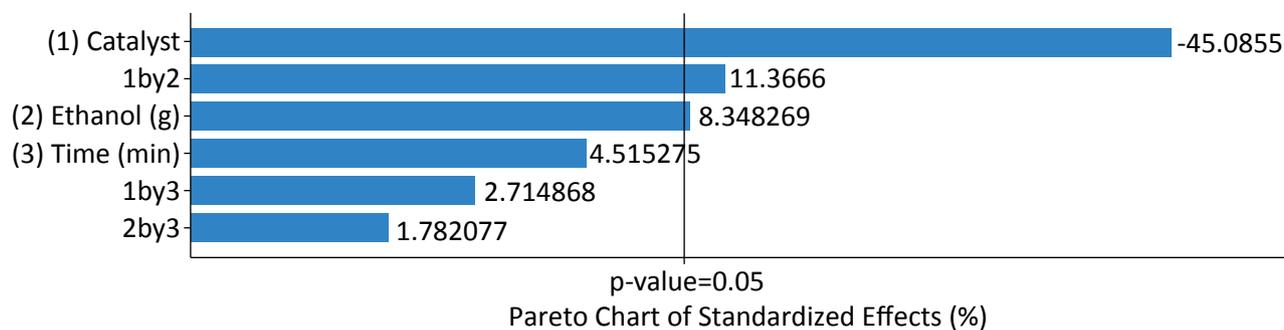


Figure 3 – Pareto chart of standardized effects for ethyl biodiesel variables.

studied variables, and the variables with the most effective influence are in longer bars (PAGAN; LUZ; FERREIRA, 2016).

Regarding the first-order effects presented in the diagram, the variable that most influenced the increase in yield was the catalyst. The negative sign indicates that moving from level +1 (1.5%) to -1 (0.5%) increases the yield. Pagan, Luz, and Ferreira (2016) confirmed this finding when they used residual oil in their tests and found that ethyl transesterification has good conversions (93.87%) in a low percentage of catalyst (0.5% NaOH).

Alkaline homogeneous catalysts, at concentrations of 0.5 mass% and 1.5 mass% relative to oil mass, competitively activate saponification reactions reasonably faster due to the availability of free fatty acid in the medium and transesterification, which decreases the reaction yield (LIMA *et al.*, 2010). The positive sign of the variables time and ethanol, corresponding to the molar ratio, shows that larger values promote higher reaction yields, which do not present significant contributions when below 5%. Nevertheless, in the tests conducted by Silva Neto *et al.* (2018), the variables molar ratio of coconut oil/ethanol and percentage of catalyst at high levels showed the greatest influence for results above 95% conversion. As for the second-order effects, positive values indicated that the reaction yield increases when the level rises from -1 to +1, but all of them were below the significance level.

The experimental design was developed by other authors analyzing variables not investigated in this work. Lima *et al.* (2010), in the transesterification reaction of corn oil triglycerides with ethanol, found that the or-

der of significance for the effects of process factors is: catalyst concentration > molar ratio > type of catalyst > rotation speed > time > temperature. Biodiesel with the lowest percentage of catalyst has the best results.

Disregarding the influence of variables below the 95% significance level, Equation 3 defines the work of ethyl biodiesel synthesis. After performing the experiments and obtaining the answers related to each experimental point, we adjusted a mathematical function to describe the behavior of the responses according to the variation of the levels of the studied variables. (NOVAES *et al.*, 2017).

$$y(x_1, x_2, x_3) = 60.23 - 27.70x \quad (3)$$

Figure 4 represents the relationship between the experimentally observed values and the predicted theoretical values of the reaction process to determine the yield. Thus, the proximity of the values demonstrates a distancing from the experimental error, increasing the confidence in the results.

For methyl biodiesel, the main coefficients and interactions until the second order presented a very significant determination coefficient, $R^2 = 0.999928$, for mass yield. As the R^2 is close to the theoretical value, we can infer that the values obtained for the modeling proved to be adequate. Table 7 presents the effects and, among them, the catalyst (x_1), methanol (x_2), and the interaction (x_{12}) had a 5% significance level (p -value < 0.05).

Second-order interactions are also described to study the factor effect on the response, which we must make vary and observe the result of the variation. This situation im-

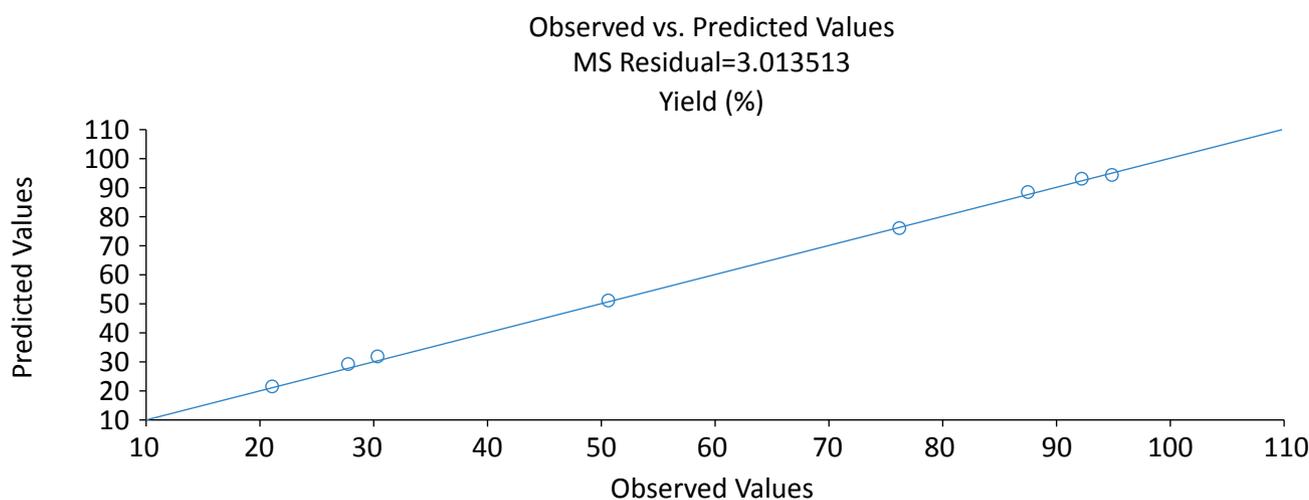


Figure 4 – Linear graph for ethyl biodiesel yield.

plies testing on at least two-factor levels. The design in which all variables are studied at only two levels is, therefore, the simplest of them all (MARINHO; CASTRO, 2005).

Table 8 presents the coefficient values to describe a polynomial model related to the use of methanol, showing the intensity of the effect of the variables on the mass yield of the reaction.

According to Castro (2013), the use of factorial design and statistical analysis allowed expressing the process yield as a linear model, and the answer could be written as a function of the significant variables (Equation 4) with factors that had influence at a 95% level of significance; the remaining effects were neglected for presenting values above p -value > 0.05 . Thus, concerning catalyst use, the molar ratio (alcohol) and interaction between these two factors had a significant effect on the reaction yield.

$$y(x_1, x_2, x_3) = 71.67 - 21.80x_1 + 9.26x_2 + 10.14x_1x_2 \quad (4)$$

The order of significance found for the effects of process factors on the soybean oil transesterification reaction, regardless of the algebraic sign, is as follows: catalyst concentration $>$ catalyst/molar ratio (alcohol) $>$ alcohol $>$ time $>$ catalyst/time $>$ molar ratio (alcohol)/time.

Starting with the first-order variables, the higher the percentage of catalyst, the lower the conversion, as stated by Bernardo, Oliveira Junior, and Fagundes (2015) in the research that carried out tests to optimize the production process of biodiesel from soy via methyl route. According to the results obtained, they identified a greater influence of the amount of catalyst, which showed a reduction in yield in concentrations above 1.2%. Consequently, in Figure 5, the catalyst pres-

Table 7 – Statistical analysis of effects at a 95% significance level for methanol.

Effect estimates: Yield (%); $R^2 = 0.999928$; Methanol MS Residual = 4.1472										
	Effect	Standard Error	t (1)	p	-95% Cnf. Limit	+95% Cnf. Limit	Coef.	Standard Error Coef.	-95% Cnf. Limit	+95% Cnf. Limit
Average	71.66	0.72	99.53	0.0064	62.52	80.81	71.66	0.72	62.52	80.81
(1) Catalyst	-43.50	1.44	-30.21	0.0211	-61.80	-25.21	-21.75	0.72	-30.90	-12.60
(2) Methanol	18.52	1.44	12.86	0.0494	0.22	36.82	9.26	0.72	0.11	18.41
Catalyst/Methanol	20.33	1.44	14.12	0.0450	2.04	38.63	10.17	0.72	1.02	19.32

Cnf.: confidence; Coef.: coefficient.

Table 8 – Results of main and interaction effects of methyl biodiesel.

Average	Coefficient	Coefficient
	71.67	β_0
x1	-21.80	β_1
x2	9.26	β_2
x3	6.54	β_3
x1x2	10.17	β_{12}
x1x3	3.72	β_{13}
x2x3	1.38	β_{23}

ents a negative sign, indicating that the yield increases at lower levels. However, the influence of methanol is considerable with the increase in positive levels (1:9), since time is below 5%; therefore, methanol does not cause a significant effect on the reaction yield, contrary to part of the research by Schneider *et al.* (2009), who observed proportions of 1:8 oil-methanol leading to the maximum conversion of the frying oil used in methyl esters, with a low percentage of catalyst and temperature, but with 3 hours of reaction.

Martins *et al.* (2015) declare that the temperature and concentration of the catalyst used in the reaction must be at moderate levels to optimize the transesterification process of soybean oil through a 2³ factorial design, resulting in excellent yields. As to the second-order catalyst/time and catalyst/molar ratio effects, they are below 5% and have no significant level of reaction yield. The opposite happened with the catalyst/molar ratio,

which showed a positive value Y ++, growing with increasing levels and within the significance level.

Figure 6 presents a graph proposed by Statistics as a way to analyze the quality of the model and have a linear correlation close to ideal. Noticeably, the predicted and observed values are similar to the observed versus predicted value of the model, representing another way to analyze the quality of the studied model.

The column graph in Figure 7 shows that, when comparing the average yields of different types of biodiesel, in general, the production via methyl is more viable, being superior in most of the experiments, except B8 and B2, which become equal due to the proximity of the values, with a mass percentage difference of 0.95 and 0.04%, respectively. The greatest conversion of soybean oil into methyl esters was in the B4 test — 97.44% when using a 0.5% catalyst, 1:9 molar ratio in 90 minutes of reaction. Carvalho *et al.* (2009) achieved

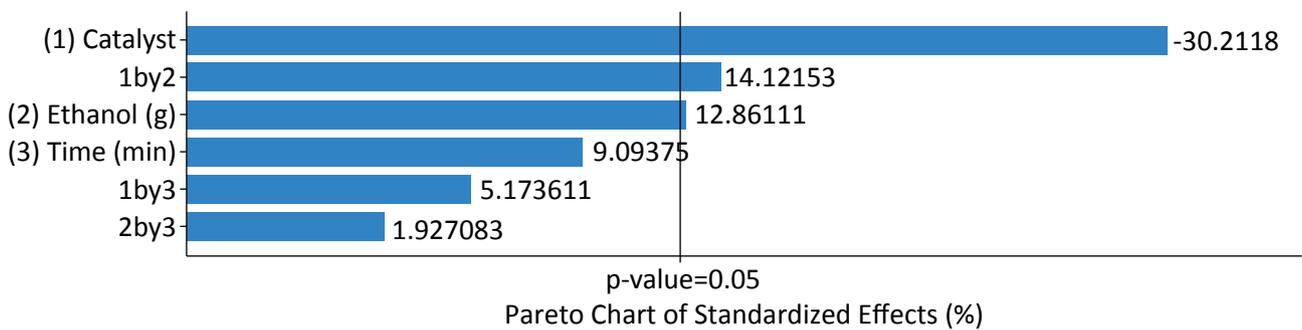


Figure 5 – Pareto chart of standardized effects for methyl biodiesel variables.

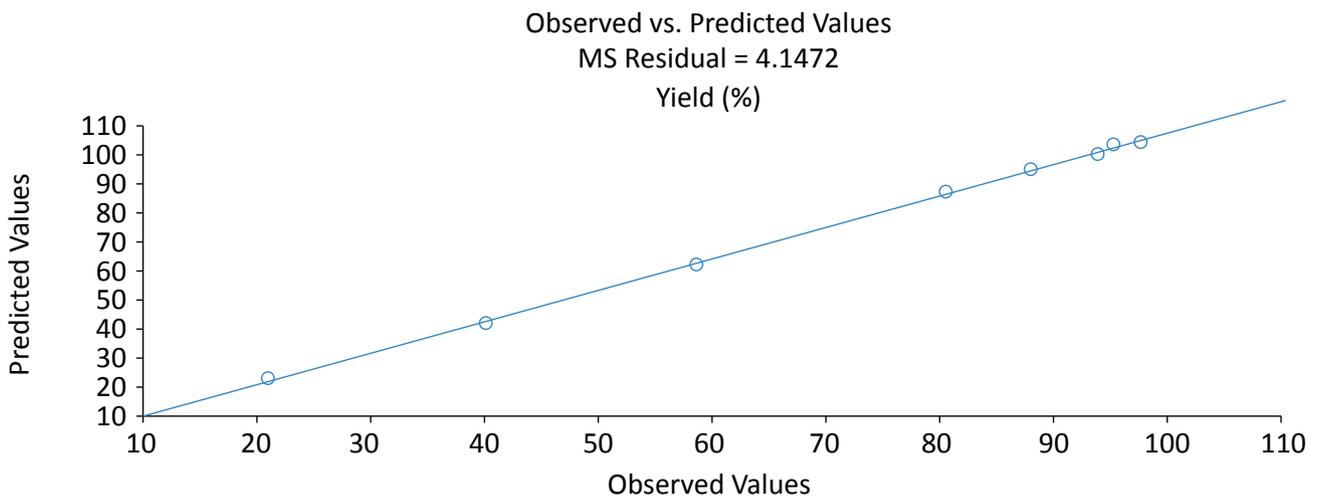


Figure 6 – Linear graph for methyl biodiesel yield.

similar results when using experimental design for the synthesis of biodiesel from cotton and revealed that the best conversion result occurred under the following conditions: 1:8 molar ratio, temperature of 40°C, and 1% catalyst, reaching a conversion of 96.79%; changing the percentage of catalyst to 0.5% led a yield of 96.656%, a reduction of approximately 0.14%.

The best ethanol conversion happened in test B2 (0.5% catalyst, 1:12 molar ratio in 90 minutes of reaction) — 95.08%. Several authors obtained excellent results, but under different conditions than the one presented in this work.

For Arruda *et al.* (2017), the influence of variables on the transesterification of pequi oil by ethyl route showed best results with the use of KOH as a catalyst in a molar ratio inversely proportional to the reaction temperature. Thus, in a 12:1 molar ratio and a temperature of 60°C, the maximum yield was 73%, while at a molar ratio of 6:1 and a temperature of 80°C, the conversion was 70%. When using NaOH, the yields were below 50%. By modifying the biomass and using corn oil in smaller percentages of catalyst, either KOH or NaOH, as well as variations in rotation during the process, the reaction was inversely proportional to the molar ratio when using KOH and di-

rectly proportional when using NaOH, presenting conversions of 96.18 and 92.88%, respectively (LIMA *et al.*, 2013). According to Borges *et al.* (2015), the evaluation of the fractional factorial experimental design of operational variables in ethyl transesterification in soybean oil showed growth in yield when the rotation, molar ratio, and temperature (55°C) increased in a short time reaction with KOH catalyst compared to NaOH.

To make the yield analysis safer, we performed a comparison test — Tukey test — to demonstrate the statistical difference (5% significance). According to Oliveira (2008), the Tukey test, based on the total studied amplitude (Studentized range), can be used to compare any contrast between two treatment averages. The test is accurate and very simple to use when the number of repetitions is the same for all treatments. Table 9 presents the results obtained for each biodiesel yield processed by methanol and ethanol. The results showed no statistical difference (5%) between the methanol and ethanol biodiesel samples (B2 and B8), but the average yields of the other samples differed significantly and presented better results when using methanol.

CONCLUSIONS

The result of the production based on experimental design to combine the studied variables, reducing the number of samples together with statistical graphs, was satisfactory. The average yields of the transesterification reaction by both ethyl and methyl route

presented values above 90%, which are considered excellent results. However, when comparing the two types of alcohol, methanol proved to be more viable because, as the production costs are high, maximizing yields may be a solution to make the process feasible.

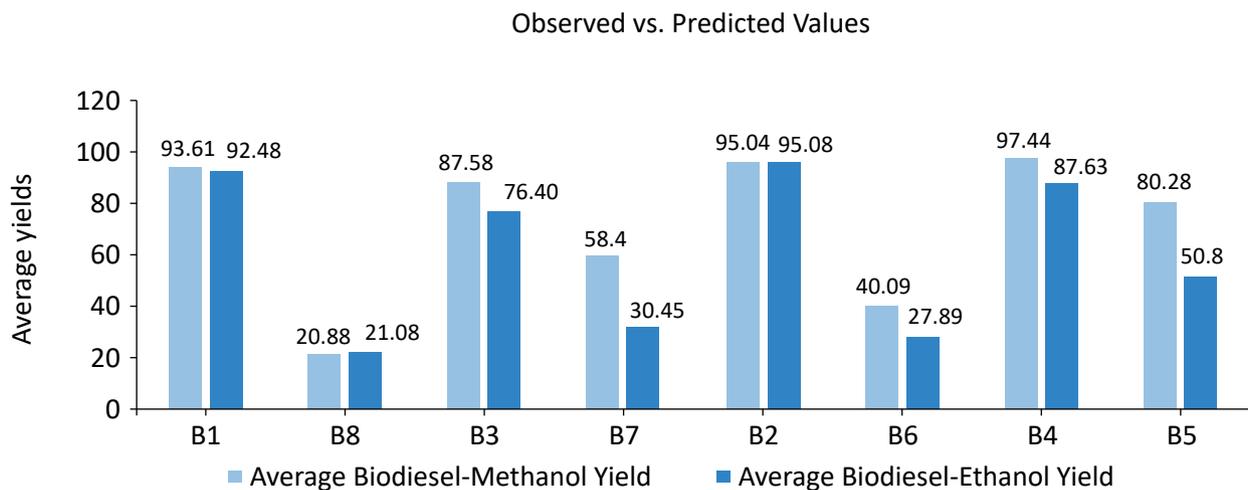


Figure 7 – Column chart comparing yields of ethyl and methyl biodiesel.

Table 9 – Tukey test (5% significance level) between yields of each biodiesel (methanol and ethanol).

Biodiesel	Alcohol	
	Methanol Yields	Ethanol Yields
B1	93.61 Bf	92.48 Ag
B2	95.04 Ag	95.08 Ah
B3	87.58 Be	76.40 Ae
B4	97.44 Bh	87.63 Af
B5	80.28 Bd	50.80 Ad
B6	40.09 Bb	27.89 Ab
B7	58.40 Bc	30.45 Ac
B8	20.88 Aa	21.08 Aa

ACKNOWLEDGMENTS

We thank the Fundação Nacional de Desenvolvimento do Ensino Superior Particular (FUNADESP) for funding the scientific initiation scholarship.

REFERENCES

- AGÊNCIA NACIONAL DO PETRÓLEO, GÁS E BIOCOMBUSTÍVEIS (ANP). *Dados estatísticos em relação a produção de biodiesel em metros cúbicos em escala comercial no Brasil*. Brasília: Ministério de Minas e Energia, 2016. Available at: <<http://www.anp.gov.br/dados-estatisticos>>. Accessed on: July 22, 2019.
- ALMEIDA, H. M. L.; DUARTE, E. S. A.; NETO, J. G. V. Síntese de Biodiesel pela Reação de Transesterificação Básica com Óleo de Soja. *Processos Químicos*, v. 12, n. 23, p. 95-98, 2018. <https://doi.org/10.19142/rpq.v12i23.434>
- ARRUDA, A. P.; FRAGA, I. M.; SOUSA, D. de A.; ITOKAGI, D. M.; PEREIRA, C. S.; PEREIRA, N. G. Planejamento fatorial para otimização das condições da reação de transesterificação alcalina do óleo de pequi (*Caryocar brasiliense* Cambess). *Engvista*, v. 19, n. 1, p. 132-145, 2017. <https://doi.org/10.22409/engvista.v19i1.809>
- BERNARDO, J. da S.; OLIVEIRA JUNIOR, W. P. de O.; FAGUNDES, F. P. Otimização das variáveis reacionais no processo de obtenção do biodiesel de soja. *Tecnologia & Informação*, ano 2, n. 1, p. 7-17, 2015.
- BORGES, K. A.; PORTELA, F. M.; SANTOS, D. Q.; NETO, W. B.; FABRIS, J. D.; HERNÁNDEZ-TORRONES, M. G. Performance das variáveis operacionais na transesterificação etílica do óleo de soja. *Eclética Química*, v. 40, n. 1, p. 126-132, 2015. <https://doi.org/10.26850/1678-4618eqj.v40.1.2015.p126-132>
- CAMARGO, L. F. R.; MOREIRA, V.; VACCARO, G. L. Aplicação das técnicas de planejamento e análise de experimentos no desenvolvimento de novos produtos em uma empresa de saneantes. *Estudos Tecnológicos*, v. 5, n. 3, p. 404-420, 2009. <https://doi.org/10.4013/ete.2009.53.11>
- CARVALHO, R. H.; CONCEIÇÃO, M. M.; DANTAS, M. B.; SOUSA, E. M. B. D. Aplicação do Planejamento Fatorial e Metodologia de Superfície de Resposta na Produção de Biodiesel de Óleo de Algodão (*Gossypium hisutum* L.) Utilizando Catalisador Comercial. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE P&D EM PETRÓLEO E GÁS, 5., 2009. *Annals...* Fortaleza, 2009.

- CASTRO, W. B. de. Uso de planejamento fatorial para avaliar a influência das variáveis da técnica de fluxo no nível de super-resfriamento da liga eutética Sn-57%Bi. *Revista Eletrônica de Materiais e Processos*, v. 8, n. 2, p. 74-79, 2013.
- CUNICO, M. W. M.; CUNICO, M. M.; MIGUEL, O. G.; ZAWADZKI, S. F.; PERALTA-ZAMORA, P.; VOLPATO, N. Planejamento fatorial: uma ferramenta estatística valiosa para a determinação de parâmetros experimentais empregados na pesquisa científica. *Visão Acadêmica*, v. 9, n. 1, 2008. <http://dx.doi.org/10.5380/acd.v9i1.14635>
- DANTAS, J.; LEAL, E.; MAPOSSA, A. B.; SILVA, A. S.; COSTA, A. C. F. M. Síntese, caracterização e performance catalítica de nanoferritas mistas submetidas a reação de transesterificação e esterificação via rota metílica e etílica para biodiesel. *Matéria*, v. 21, n. 4, p. 1080-1093, 2016. <https://doi.org/10.1590/s1517-707620160004.0099>
- DENARI, G. B.; SACIOTO, T. R.; CAVALHEIRO, E. T. G. Avaliação do uso de planilhas computacionais como uma ferramenta didática em química analítica qualitativa. *Química Nova*, v. 39, n. 3, p. 371-375, 2016. <https://doi.org/10.5935/0100-4042.20160029>
- FERNANDES, F. M.; SILVA, M. S.; LIMA, A. M. F.; ROCHA, A. M.; SOARES, P. M.; KONISH, F. Biodiesel no mundo e no Brasil: situação atual e cenários futuros. In: CONGRESSO SOBRE GERAÇÃO DISTRIBUÍDA E ENERGIA NO MEIO RURAL, 2015. *Annals...*, p. 1-10. 2015.
- FERREIRA, D. F. SISVAR: um programa para análises e ensino de estatística. SISVAR: a program for statistical analysis and teaching. *Revista Científica Symposium*, Lavras, v. 6, n. 2, p. 36-41, 2008.
- GALINA, D. *Análise da influência da temperatura e do tempo na transesterificação direta da Nannochloro psisoculata para produção de biodiesel*. 71f. Tese (Mestrado em Energia) – Centro Universitário Norte do Espírito Santo, Universidade Federal do Espírito Santo, São Mateus, 2018.
- GERIS, R.; SANTOS, N. A. C.; AMARAL, B. A.; MAIA, I. S.; CASTRO, V. D.; CARVALHO, J. R. M. Biodiesel de soja – reação de transesterificação para aulas práticas de química orgânica. *Química Nova*, v. 30, n. 5, p. 1369-1373, 2007. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422007000500053>
- GONÇALVES, M.; SILVA, F. C.; LOPES MARIA, A. C.; SOUZA, L. A.; OLIVEIRA, P. O. Produção e caracterização de biodiesel produzido com óleos unitários e misturas binárias. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)*, n. 53, p. 33-50, 2019. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820190426>
- LIMA, A. L.; LIMA, A. P.; PORTELA, F. M.; SANTOS, D. Q.; NETO, W. B.; HERNÁNDEZ-TERRONES, M. G.; FABRIS, J. D. Parâmetros da reação de transesterificação etílica com óleo de milho para produção de biodiesel. *Eclética Química*, São Paulo, v. 35, n. 4, p. 101-106, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-46702010000400013>
- LIMA, de A. P.; LIMA, de A. L.; SANTOS, D. Q.; NETO, W. B. Application of factorial design and response surface methods to optimize ethyl biodiesel production from corn oil. *Revista Virtual de Química*, v. 5, n. 5, p. 817-827, 2013. <http://dx.doi.org/10.5935/1984-6835.20130059>
- LIMA, Y. M. M.; VIEGAS, I. M. A.; BARRADAS FILHO, A. O.; SILVA, L. M. S.; MARQUES, A. L. B.; MARQUES, E. P. Otimização multivariada do rendimento da síntese de biodiesel de dendê. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE QUÍMICA, 57., 2017. *Annals...* Rio Grande do Sul, 2017.
- MARINHO, M. R. M.; CASTRO, W. B. Planejamento fatorial: uma ferramenta poderosa para os pesquisadores. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENSINO DE ENGENHARIA, 33., 2005. *Annals...* Campina Grande, 2005.
- MARTINS, G. A. de S.; PELUZIO, J. M.; ALMEIDA, L. de J.; ADORNO, W. T.; MOURA, B. A. de. Otimização da transesterificação de óleo de soja produzido no estado do Tocantins. *Enciclopédia Biosfera*, Centro Científico Conhecer, v. 11, n. 21, p. 1452-1459, 2015.
- MENDOW, G.; QUERINI, C.; BENÍTEZ, B.; CARVALHO, M. Produção de biodiesel através de transesterificação etílica em duas etapas: influência da temperatura e do catalisador. In: CONGRESSO DA REDE BRASILEIRA DE TECNOLOGIA DE BIODIESEL, 5., 2012; CONGRESSO BRASILEIRO DE PLANTAS OLEAGINOSAS, ÓLEOS, GORDURAS E BIODIESEL, 8., 2012. *Annals...* Salvador, 2012.

- MENEGHETTI, S. P.; MENEGHETTI, M. R.; BRITO, Y. C. A reação de transesterificação, algumas aplicações e obtenção de biodiesel. *Revista Virtual de Química*, v. 5, n. 1, p. 63-73, 2013. <http://dx.doi.org/10.5935/1984-6835.20130007>
- MORAIS, F. R.; LOPES, C. S.; LIMA NETO, E. G.; RAMOS, A. L. D.; SILVA, G. Influência da Temperatura e Razão Molar na Produção Contínua de Biodiesel. *Scientia Plena*, v. 9, n. 10, 2013.
- NASCIMENTO, J. O.; NEIDE, I. G.; GONZATTI, S. E. M. Objetos de aprendizagem e o Microsoft Excel como ferramentas auxiliares no ensino de física. *Caderno Pedagógico*, Lajeado, v. 13, n. 1, 2016.
- NOGUEIRA, A. S. L.; PINHEIRO, F. D. P.; REIS, N. P.; LUCENA, K. O. C. *Etanol e metanol: vantagens e desvantagens quanto ao uso na produção de biodiesel no Brasil*. Ceará: Pró-Reitoria de Pesquisa e Inovação do Instituto Federal do Ceará, 2018.
- NOVAES, C. G.; YAMAKI, R. T.; PAULA, V. F.; NASCIMENTO JÚNIOR, B. B.; BARRETO, J. A.; VALASQUES, G. S.; BEZERRA, M. A. Otimização de Métodos Analíticos Usando Metodologia de Superfícies De Resposta - Parte I: Variáveis de Processo. *Revista Virtual de Química*, v. 9, n. 3, p. 1184-1215, 2017. <http://dx.doi.org/10.21577/1984-6835.20170070>
- OLIVEIRA, A. F. G. Testes estatísticos para comparação de médias. *Revista Eletrônica Nutritime*, v. 5, n. 6, p. 777-788, 2008.
- OLIVEIRA, C. J.; CARNEIRO JUNIOR, J. A. M. C.; ALVES, C. T. Influência da variação da razão molar álcool/óleo e percentual de catalisador na síntese do biodiesel a partir de óleo residual. *e-xacta*, v. 8, n. 1, p. 43-56, 2015. <http://dx.doi.org/10.18674/exacta.v8i1.1445>
- PAGAN, F. de S.; LUZ, M. S.; FERREIRA, D. C. Otimização estatística da produção de biodiesel a partir de óleos residuais de frituras em rota etílica. *Enciclopédia Biosfera*, Centro Científico Conhecer, Goiânia, v. 13, n. 24, p. 1692-1702, 2016. http://dx.doi.org/10.18677/EnciBio_2016B_155
- PAULA, C. D.; BARROS, F. J. S.; CORREIA, L. M.; VIEIRA, R. S. Avaliação de catalisador a base de conchas de ostras para a produção de biodiesel utilizando planejamento fatorial. *Holos*, v. 1, p. 316-324, 2017. <https://doi.org/10.15628/holos.2017.5204>
- PEREIRA, F. M. V.; PEREIRA-FILHO, E. R. Aplicação de programa computacional livre em planejamento de experimentos: um tutorial. *Química Nova*, v. 41, n. 9, p. 1061-1071, 2018. <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170254>
- PEREIRA-FILHO, E. R.; POPPI, R. J.; ARRUDA, M. A. Z. Emprego de planejamento fatorial para a otimização das temperaturas de pirólise e atomização de Al, Cd, Mo e Pb por Etaas. *Química Nova*, v. 25, n. 2, p. 246-253, 2002. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422002000200013>
- REIS, B. C. M.; PINTO, R. L. M.; SOARES, C. L. Aplicação da análise estatística via teste de Tukey e análise de variância para a avaliação dos parâmetros de qualidade de corte em um processo de fabricação. In: XXXVI Encontro Nacional de Engenharia de Produção, 36., 2016. *Contribuições da Engenharia de Produção para Melhores Práticas de Gestão e Modernização do Brasil*. João Pessoa, 2016.
- RODRIGUES, R.; PADILHA, A. C.; MATTOS, P. Princípios da produção mais limpa na cadeia produtiva do biodiesel: análise da indústria de óleo vegetal e usina de biodiesel. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)*, n. 20, p. 1-11, 30 jun. 2011.
- ROSSI, G. Z.; BORGES, I. R.; PEREGO, T. F.; TOLEDO, V. D. M.; FERREIRA, L. F. P. Análise técnica da produção do biodiesel a partir do óleo de fritura residual. *Journal of Engineering and Exact Sciences*, v. 4, n. 1, p. 1-8, 2018. <https://doi.org/10.18540/jcecvl4iss1pp0101-0108>
- RUSCHEL, C. F. C.; FERRÃO, M. F.; SANTOS, F. P.; SAMIOS, D. Otimização do processo de transesterificação em duas etapas para produção de biodiesel através do planejamento experimental doehlert. *Química Nova*, v. 39, n. 3, p. 267-272, 2016. <https://doi.org/10.5935/0100-4042.20160018>

SCHNEIDER, R. de C. de S.; MOCELLIN, R.; TRINDADE, M. M. da; LARA, L. R. S.; FERRÃO, M. F. Used frying oil biodiesel production: experimental factorial design and multivariate analysis. *Tecno-Lógica*, v. 13, n. 1, p. 19-24, 2009. <http://dx.doi.org/10.17058/tecnolog.v13i1.924>

SILVA, C. R. da; SANT'ANNA, A. P. Uma aplicação do planejamento de experimentos na indústria farmacêutica. *Sistemas & Gestão*, v. 2, n. 3, p. 274-284, 2007.

SILVA, J. A.; DAMASCENO, B. P. G. L.; SILVA, F. L. H.; MADRUGA, M. S.; SANTANA, D. P. Aplicação da metodologia de planejamento fatorial e análise de superfícies de resposta para otimização da fermentação alcoólica. *Química Nova*, v. 31, n. 5, p. 1073-1077, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000500024>

SILVA NETO, L. D.; LOURENÇO, J. E. S.; SILVA, C. S.; SOLETTI, J. I.; COÊLHO, D. G. Planejamento experimental no estudo das variáveis de processo do biodiesel de óleo de coco. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA, 22., ENCONTRO BRASILEIRO SOBRE O ENSINO DE ENGENHARIA QUÍMICA, 16., 2018. *Annals...* São Paulo, 2018.

SUOTA, M. J.; SIMIONATTO, E. L.; SCHARF, D. R.; MOTTA, V.; MOSER, D.; OLIVEIRA, L. B.; PEDROSO, L. R. M.; WISNIEWSKI JÚNIOR, A.; WIGGERS, V. R.; BOTTON, V.; MEIER, H. F. Avaliação de características de biodieseis de fontes alternativas submetidos a condições de armazenagem diferenciada. *Química Nova*, São Paulo, v. 41, n. 6, p. 648-655, 2018. Available at: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-40422018000600648&lng=en&nrm=i>. Accessed on: July 22, 2019. <http://dx.doi.org/10.21577/0100-4042.20170222>

TAKETA, T. B.; FERREIRA, M. Z.; GOMES, M. C. S.; PEREIRA, N. C. Influência da temperatura, razão molar (óleo de soja/ etanol) e tipo de óleo de soja na reação de transesterificação. *Revista Tecnológica Maringá*, Maringá, v. 22, n. 1, p. 75-82, 2013. <https://doi.org/10.4025/revtecnol.v22i1.10719>

TEBAS, S. O. G.; PEREIRA, A. F.; SILVA, P. H. A.; PINHEIRO, P. F.; PINHEIRO, C. A.; BARAÑANO, A. G. Obtenção de biodiesel. In: SEMANA DA ENGENHARIA QUÍMICA DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO ESPÍRITO SANTO, 5., 2017. *Annals...*, v. 4, n. 1, p. 100-104, 2017. Available at: <<https://www.proceedings.blucher.com.br/article-details/obteno-de-biodiesel-25549>>. Accessed on: July 22, 2019. <https://doi.org/10.5151/SEQUFES2016-023>

TEÓFILO, R. F.; FERREIRA, M. M. Quimiometria II: Planilhas eletrônicas para cálculos de planejamentos experimentais, um tutorial. *Química Nova*, v. 29, n. 2, p. 338-350, 2006.

URIBE, R. A. M.; ALBERCONI, C. H.; TAVARES, B. A. Produção de biodiesel a partir do sebo bovino; viabilidade econômica e métodos de produção. In: CONGRESSO NACIONAL DE EXCELÊNCIA E GESTÃO, 2014. *Annals...* Bauru, 2014.

VICENTINI, F. C.; FIGUEIREDO-FILHO, L. C. S.; JANEGITZ, B. C.; SANTIAGO, A.; PEREIRA-FILHO, E. R.; FATIBELLO-FILHO, O. Planejamento fatorial e superfície de resposta: otimização de um método voltamétrico para a determinação de Ag(I) empregando um eletrodo de pasta de nanotubo de carbono. *Química Nova*, v. 34, n. 5, p. 825-830, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422011000500018>

VICTORINO, T.; PEREIRA, R.; FIAUX, S. Aproveitamento da glicerina de biodiesel obtida a partir de óleo de fritura para o cultivo do fungo *Aspergillus niger*. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)*, n. 42, p. 56-66, 30 dez. 2016. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820160107>

VIEIRA, J. S. C.; SOUSA, T. L.; ROSAS, L. S.; LIMA, A. L.; RONCONI, C. M.; MOTA, C. J. A. Esterificação e transesterificação homogênea de óleos vegetais contendo alto teor de ácidos graxos livres. *Química Nova*, v. 41, n. 1, p. 10-16, 2018. <https://doi.org/10.21577/0100-4042.20170148>

ZORZO, L. S.; BOTH, C. L.; BOLZAN, E.; ZORZO, L. V.; AJALA, R. S. A utilização do excel no controle gerencial e na tomada de decisão nas organizações. *Gestão e Desenvolvimento em Revista*, v. 4, n. 1, p. 73-86, 2018.



ESTOQUE DE CARBONO E AGREGAÇÃO DO SOLO SOB DIFERENTES SISTEMAS DE USO NO CERRADO

CARBON STOCK AND SOIL AGGREGATION UNDER DIFFERENT USE SYSTEMS IN THE CERRADO

Karina dos Santos Falcão 

Engenheira Florestal, Doutoranda em Agronomia, Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS) – Aquidauana (MS), Brasil.

Felipe das Neves Monteiro 

Engenheiro Florestal, Doutorando em Agronomia, UEMS – Aquidauana (MS), Brasil.

Jefferson Matheus

Barros Ozório 

Tecnólogo em Gestão Ambiental, Doutorando em Recursos Naturais, UEMS – Dourados (MS), Brasil.

Camila Beatriz

da Silva Souza 

Tecnóloga em Gestão Ambiental, Mestranda em Agronomia, UEMS – Aquidauana (MS), Brasil.

Paulo Guilherme

da Silva Farias 

Tecnólogo em Gestão Ambiental, Mestrando em Agronomia, UEMS – Aquidauana (MS), Brasil.

Roniedison da

Silva Menezes 

Engenheiro Agrônomo, Mestre em Agronomia, UEMS – Aquidauana (MS), Brasil.

Elói Panachuki 

Professor Associado, UEMS – Aquidauana (MS), Brasil.

Jean Sérgio Rosset 

Professor Adjunto IV, UEMS – Mundo Novo (MS), Brasil.

Endereço para correspondência:

Karina dos Santos Falcão – Rua Porto Geral, 1.025 – Centro – CEP: 79210-000 – Anastácio (MS), Brasil – E-mail: falcao_karina@hotmail.com

Recebido em: 31/01/2020

Aceito em: 23/3/2020

RESUMO

O objetivo do trabalho foi avaliar o estoque de carbono e a agregação do solo em diferentes sistemas de manejo no município de Aquidauana (MS). Foram coletadas amostras de solo na camada 0,0–0,1 m em seis áreas: solo exposto (SE), sistema de preparo convencional (PC), sistema plantio direto (PD), cana-de-açúcar (CA), pastagem permanente (PP) e mata nativa (MN). Das amostras, determinou-se: carbono orgânico total (COT), densidade do solo (Ds), sendo calculados o estoque de carbono (EstC) e a variação no estoque de carbono (Δ EstC), além da análise de estabilidade de agregados. Obteve-se: diâmetro médio ponderado (DMP), diâmetro médio geométrico (DMG) e porcentagem de agregados retidos nas peneiras. Os resultados foram analisados em delineamento inteiramente casualizado (DIC) e análise canônica. Os maiores valores de Ds foram observados nos sistemas SE 1,53 Mg m⁻³, PC 1,46 Mg m⁻³, PD 1,47 Mg m⁻³ e CA 1,46 Mg m⁻³. Os teores de COT das áreas de PP e PD foram superiores ao da MN. O EstC apresentou o mesmo padrão de COT. As áreas de PP e PD exibiram valores de DMP e DMG semelhante a MN. As áreas de PP, PD e MN tiveram mais de 60% dos seus agregados maiores que 2 mm. A análise canônica indicou a formação de três grupos, um com SE e PC, outro apenas com CA e o terceiro composto de PD, PP e MN. O SE e o PC comprometem o estoque de carbono e a agregação do solo na camada 0–10 cm, já a PP e o PD aumentaram o estoque de carbono nessa mesma camada.

Palavras-chave: avaliação ambiental; estrutura do solo; qualidade do solo.

ABSTRACT

The objective of the work was to evaluate the carbon stock and soil aggregation in different management systems in the municipality of Aquidauana-MS. Soil samples were collected in the 0.0–0.1 m layer, in six areas: exposed soil (ES), conventional brewing system (CB), no-till system (NT), sugar cane (SC), permanent pasture (PP), and native forest (NF). From the samples, the: total organic carbon (TOC) was determined, density of the soil (Sd), being calculated the carbon stock (EstC), and the variation in the carbon stock (Δ EstC), in addition to the aggregate stability analysis, obtaining: weighted average diameter (WAD), geometric mean diameter (GMD), and percentage of aggregates retained in the sieves. The results were analyzed in completely randomized design (CRD), in addition to canonical analysis. The highest Sd values were observed in the ES 1.53 Mg m⁻³, CB 1.46 Mg m⁻³, NT 1.47 Mg m⁻³, and SC 1.46 Mg m⁻³ systems. The TOC levels in the PP and NT areas were higher than the NF. EstC has the same TOC pattern. As the areas of PP and NT presented values of WAD, GMD similar to NF. As PP, NT and NF areas had more than 60% of their aggregates larger than 2mm. A canonical analysis indicated the formation of 3 groups, one with ES and CB, another with only SC, and the third composed of NT, PP, and NF. The ES committed the CB to the carbon stock and soil aggregation in layer 0–10, whereas PP and NT increased the carbon stock in that same layer.

Keywords: environmental assessment; soil structure; soil quality.

INTRODUÇÃO

A produção agrícola vem apresentando nas últimas décadas crescente interesse nos efeitos do manejo do solo e nos estoques de carbono (EstC) oriundos da matéria orgânica do solo (MOS) (LAL, 2018), sobretudo por que o aumento do armazenamento de carbono (C) em solos agrícolas pode contribuir para minimizar as mudanças climáticas, bem como melhorar os sistemas de produção (KOVEN *et al.*, 2017; OLIVEIRA; FERREIRA, 2015).

O preparo intensivo do solo em determinados sistemas de cultivo, como o sistema de preparo convencional (PC), leva à redução na concentração de C no solo (ASSUNÇÃO *et al.*, 2019; MUÑOZ-ROJAS *et al.*, 2015), que ocorre principalmente nos primeiros 10 anos após a conversão de florestas e pastagens nativas em terras agricultáveis (LUO; WANG; SUN, 2010). Estudos recentes sugerem que a agricultura conservacionista, como o sistema plantio direto (PD), pode ajudar a manter ou mesmo a aumentar as concentrações de C no solo (ALAVAISHA; MANZONI; LINDBORG, 2019; NIJMEIJER *et al.*, 2019).

O PD preconiza a manutenção dos resíduos culturais na superfície com o não revolvimento do solo, proporcionando decomposição gradual e acúmulo de material orgânico no horizonte superficial do solo (LAL, 2018; SALTON *et al.*, 2008). As melhorias que o PD provoca são claramente perceptíveis na segunda fase, dita como fase de transição, após 10 anos de adoção do PD (ANGHINONI, 2007).

Outros sistemas como as pastagens, quando bem manejadas, são destaques em acúmulos de C e estruturação do solo, principalmente em camadas subsuperficiais, pela ação de suas raízes que, ao se decomporem, adicionam quantidades significativas de MOS (SALTON *et al.*, 2008; SANTOS *et al.*, 2019).

Esses sistemas de produção promovem modificações na qualidade do solo (QS), que pode ser entendida como a

capacidade do solo em sustentar os serviços ecossistêmicos, tendo um equilíbrio na qualidade física, química e biológica, bem como na relação entre o ecossistema e o ambiente (DORAN; PARKIN, 1994). Entre esses indicadores de QS, o C total e as análises estruturais destacam-se pela maior sensibilidade em detectar modificações no solo (MUÑOZ-ROJAS *et al.*, 2015).

A estrutura do solo é indicador-chave de sua qualidade, mas também serve como balizadora da sustentabilidade dos sistemas agrícolas de produção por apontar os efeitos dos sistemas agrícolas no solo dada sua relação com as demais propriedades edáficas (VELOSO; CECAGNO; BAYER, 2019; MELO *et al.*, 2019; SARKER *et al.*, 2018). O entendimento do processo da formação estrutural do solo envolve a compreensão da interação dos aspectos biológicos, químicos, geológicos e físicos no contexto do ambiente edáfico. A estabilidade dos agregados pode ser compreendida como um reflexo da estrutura do solo por ser dependente do equilíbrio integrado desses fatores (VELOSO; CECAGNO; BAYER, 2019; MELO *et al.*, 2019; OZÓRIO *et al.*, 2019).

O bioma cerrado é uma região que sofre constantemente com o avanço das extensões agropecuárias, principalmente pelas características do solo, que favorece a mecanização (GUARESCHI; PEREIRA; PERIN, 2016; SANO *et al.*, 2010). As regiões consideradas ecótonos são muito importantes pelas diferentes interações ecológicas e pela biodiversidade presente nessas áreas (MORGAN *et al.*, 2020).

Estudos de QS em áreas de interesse ecológico e ambiental são de extrema importância, sobretudo para gerar informações estratégicas para monitoramento e conservação. Ante esse contexto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar o estoque de carbono e a agregação do solo em diferentes sistemas de manejo na região do ecótono cerrado-pantanal.

MATERIAIS E MÉTODOS

Localização, clima, solo e histórico das áreas de estudo

O presente estudo foi desenvolvido na fazenda experimental da Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, situada no município de Aquidauana (MS) (Figura 1), entre as coordenadas 20°27'20"S e 55°40'17"W, com altitude de 191 m. De acordo com Schiavo *et al.* (2010),

o solo da área experimental é classificado como argissolo vermelho distrófico típico de textura franco arenosa. A classe textural e a análise química da camada 0–0,20 m, do período de instalação do experimento, são apresentadas na Tabela 1. O clima é do tipo Aw (tropical úmido),

segundo a classificação de Köppen (PEEL *et al.*, 2007), e caracteriza-se por precipitação pluviométrica média anual de 1.400 mm com temperaturas do ar máximas e mínimas de 33 e 19°C, respectivamente. A declividade média da área experimental é de 0,03 mm⁻¹.

O trabalho foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado, considerando cinco áreas manejadas e uma área de referência adjacente (mata nativa — MN — vegetação de cerrado *stricto sensu*) sem ação antrópica, perfazendo seis sistemas diferenciados (Tabela 2). As cinco áreas manejadas compreendem: solo exposto com revolvimento anual (SE), sistema de PC com revolvimento anual, sistema PD, pastagem permanente (PP) e cana-de-açúcar (CA), sendo esses sistemas implantados

Análises realizadas

Para determinação da densidade do solo (Ds) (CLAESSEN, 1997), amostras indeformadas foram coletadas com auxílio de anel volumétrico com volume de 100 cm³, com quatro repetições para cada sistema de manejo na camada 0–0,10 m.

no ano de 2012, ou seja, com histórico conhecido de seis anos (coleta de solos realizada no ano de 2018) (Tabela 2).

Em período anterior à instalação dos diferentes sistemas de manejo, o solo das parcelas experimentais estava há 20 anos sendo cultivado com a sucessão de pastagens e culturas anuais. Durante todo esse período, os cultivos eram realizados no sistema de PC, no qual, antes da implantação das culturas anuais em alternância com as pastagens, era realizada uma operação de revolvimento do solo com gradagem aradora até a profundidade de 0,2 m e duas operações com gradagens niveladoras até a profundidade de 0,1 m. Após esse período, foram instaladas 10 parcelas experimentais, sendo 2 para cada sistema de manejo, com dimensões de 3,50 × 22,15 m, totalizando 77,52 m² cada parcela, instalada na posição a favor do declive.

Para as análises de carbono orgânico total (COT), realizou-se coleta de amostra deformada também de quatro repetições por sistema de manejo, em que cada amostra composta foi representada por cinco amostras simples. Determinou-se o COT por meio da oxidação da matéria

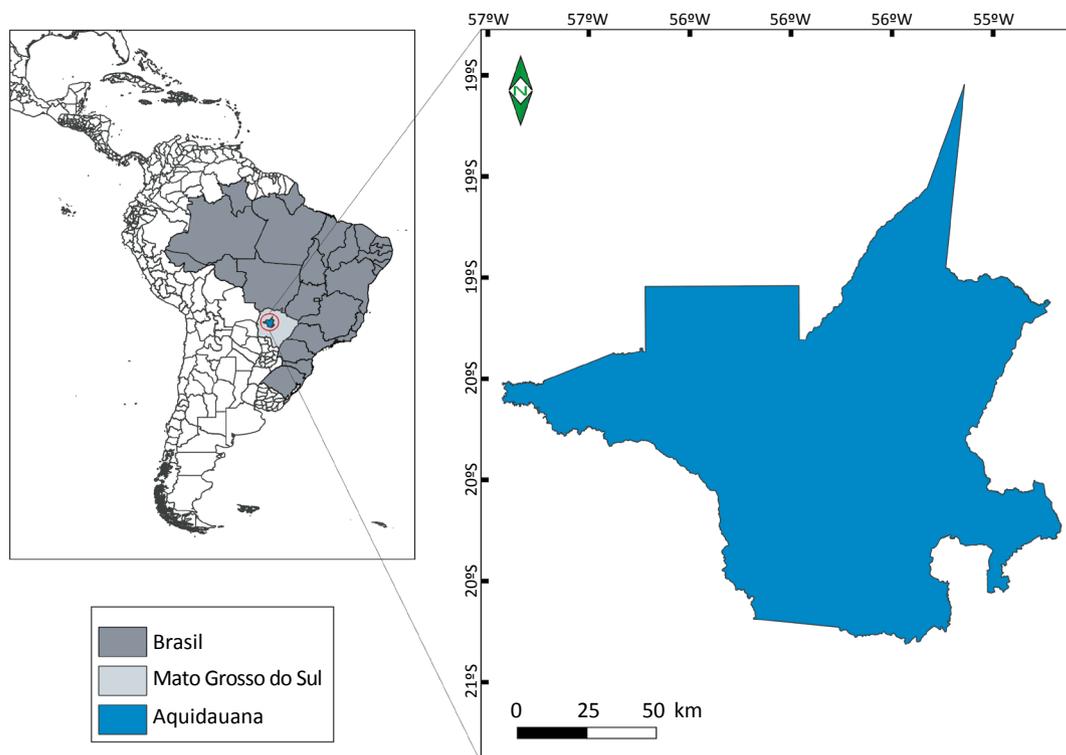


Figura 1 – Localização do município de Aquidauana (MS), Brasil.

orgânica pelo dicromato de potássio, em meio sulfúrico sob aquecimento, e titulado com sulfato ferroso amoniacal (YEOMANS; BREMNER, 1988). O EstC foi calculado pelo método da massa equivalente (REIS *et al.*, 2018; SIGNOR *et al.*, 2014). Para verificação de tendência de acúmulo ou perda de carbono nos sistemas de manejos, calculou-se a variação do estoque de carbono (Δ EstC) de cada sistema em relação à área de MN.

Na avaliação da estabilidade de agregados, coletaram-se amostras indeformadas de monólitos com dimensões de 0,20 x 0,20 x 0,10 m com quatro repetições por sistema de manejo, sendo realizada análise em duplicata, o que totalizou oito repeti-

ções por sistema. As amostras foram submetidas ao peneiramento em água pelo método descrito por Kemper e Chepil (1965), em agitador mecânico tipo Yoder (YODER, 1936) em jogo de peneiras com malhas de 2,00; 1,00; 0,50; 0,25 e 0,125 mm. Após o peneiramento em água, por meio da massa obtida em cada classe de peneira, calculou-se o diâmetro médio ponderado (DMP) (KIEHL, 1979), o diâmetro médio geométrico (DMG) (KEMPER; ROSENAU, 1986) e a porcentagem de agregados 8–2 mm, 2–1 mm, 1–0,5 mm, 0,5–0,250 mm e 0,250–0,125 mm. Após os cálculos do DMP, determinou-se o índice de sensibilidade (IS) (BOLINDER *et al.*, 1999), relacionando o

Tabela 1 – Atributos físicos e químicos do argissolo vermelho distrófico da área experimental no momento anterior à implantação do experimento.

Camada (m)	Areia	Silte	Argila	pH	C	MO	P	Ca	Mg	K	Al	V
	----g kg ⁻¹ ----				----%----		mg dm ⁻³	----cmol _c dm ⁻³ ----			----%----	
0-0,20	815	124	61	5,69	0,73	1,26	47,23	2,40	0,54	0,39	0,00	54,01

C: carbono orgânico total; MO: matéria orgânica; P: fósforo; Ca: cálcio; Mg: magnésio; K: potássio; Al: alumínio; V: saturação por bases. Fonte: Nagel (2014).

Tabela 2 – Histórico e descrição dos diferentes sistemas de manejo instalados.

SM	Histórico de manejo
SE	Manejado com duas arações utilizando arado de discos até a profundidade de 0,2 m e duas gradagens niveladoras a 0,1 m de profundidade no sentido do declive, sem nenhuma espécie vegetal cultivada.
PC	Manejado com duas arações utilizando arado de discos até a profundidade de 0,2 m e duas gradagens niveladoras a 0,1 m de profundidade no sentido do declive, com os cultivos alternados de soja (<i>Glycine max</i> L.), milho (<i>Zea mays</i> L.), nabo forrageiro (<i>Raphanus sativus</i> L.), crotalária (<i>Crotalaria juncea</i>), feijão (<i>Phaseolus vulgaris</i> L.), milheto (<i>Pennisetum americanum</i> L.) e pousio nas entre safras de verão e inverno.
PD	Manejado sem revolvimento do solo, com os cultivos alternados de soja (<i>Glycine max</i> L.), milho (<i>Zea mays</i> L.), nabo forrageiro (<i>Raphanus sativus</i> L.), crotalária (<i>Crotalaria juncea</i>), feijão (<i>Phaseolus vulgaris</i> L.), milheto (<i>Pennisetum americanum</i> L.) e pousio nas entre safras de verão e inverno.
PP	Manejado continuamente com a espécie <i>Brachiaria ruziziensis</i> , sem pastejo de bovinos de corte ou leite.
CA	Manejado continuamente com a variedade RB 855536 com cortes anuais sem a utilização da prática da queima na pré-colheita.
MN	Área adjacente às parcelas experimentais com vegetação de mata nativa de cerrado <i>stricto sensu</i> em estágio secundário pertencente à fitofisionomia cerradão, sem histórico de interferência antrópica. Utilizada como referencial da condição original do solo.

SM: sistema de manejo; SE: solo exposto; PC: sistema de preparo convencional; PD: sistema plantio direto; PP: pastagem permanente; CA: cana-de-açúcar; MN: mata nativa.

DMP de todos os sistemas manejados em comparação com os valores de DMP da MN.

Os resultados obtidos foram analisados quanto à normalidade e à homogeneidade de variância pelo teste de Shapiro-Wilk e Bartlett, respectivamente. Em delineamento inteiramente casualizado, submetem-se os resultados à análise de variância com aplicação do teste F, e compararam-se os valores médios pelo teste de Tukey a 5% com auxílio do programa R Core Team (2019). Todos os testes utilizaram o pacote ExpDes.pt (FERREIRA; CAVALCANTI; NOGUEIRA, 2018).

Como análise complementar, utilizou-se a técnica multivariada por meio da análise canônica, envolvendo todas as

variáveis em estudo (Ds, COT, EstC, distribuição da classe de agregados, DMP, DMG e IS), com base na qual foi reduzido o conjunto de dados em combinações lineares, gerando os escores das duas primeiras variáveis canônicas que explicam mais de 80% da variação total (CRUZ; REGAZZI, 1994), sendo os escores projetados em gráficos bidimensionais. Além dessa técnica, aplicou-se ainda o método de agrupamento de Tocher modificado, com o propósito de discriminar os tratamentos que apresentaram maior similaridade e também de agrupar os diferentes tipos de manejo pela matriz de distância generalizada de Mahalanobis. O gráfico com base na análise canônica foi gerado e formaram-se os grupos por meio do agrupamento de Tocher modificado utilizando-se o programa GENES (CRUZ, 2006).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Ds variou entre 1,28 e 1,53 Mg m⁻³. Entre os sistemas manejados, a PP apresentou menor valor de Ds, 1,28 Mg m⁻³, sendo semelhante à área de MN (Tabela 3). Os menores valores de Ds demonstrados pelas parcelas compostas de PP são explicados pelo fato de não haver pastejo nessas áreas desde a instalação das parcelas e também pela ação das raízes da espécie *Brachiaria*, que têm grande produção de biomassa (SANTOS et al., 2019).

Outro fator que contribui para o menor valor de Ds apresentado pela PP é o maior teor de COT apresen-

tado (Tabela 3), que favorece, ao longo dos anos de cultivo, a melhoria da qualidade física do solo (SALES et al., 2018; NUNES et al., 2019; YADAV et al., 2019). Importante ressaltar que, mesmo havendo diferenças entre as parcelas avaliadas, todos os valores de Ds estavam abaixo de 1,60 Mg m⁻³, considerado limitante para o desenvolvimento das raízes das plantas (SILVA; ROSOLEM, 2001).

O maior teor de COT foi encontrado na área de PP, 36,29 g kg⁻¹, seguido do PD, 32,18 g kg⁻¹, CA, 26,26 g kg⁻¹

Tabela 3 – Valores médios de densidade do solo (Ds), carbono orgânico total (COT) e estoque de carbono (EstC) nos diferentes sistemas de uso em um argissolo vermelho distrófico, Aquidauana (MS)*.

Uso do solo	Ds	COT	EstC
	Mg m ⁻³	g kg ⁻¹	Mg ha ⁻¹
SE	1,53a	6,65e	9,26e
PC	1,46a	13,78d	19,20d
PD	1,47a	32,18b	44,82b
PP	1,28b	36,29a	50,55a
CA	1,46a	26,26c	36,57c
MN	1,39ab	25,18c	35,06c
CV%	5,24	5,10	5,10

*Médias seguidas por letras minúsculas iguais não diferem pelo teste de Tukey a 5%; SE: solo exposto; PC: sistema de preparo convencional; PD: sistema plantio direto; PP: pastagem permanente; CA: cana-de-açúcar; MN: mata nativa; CV: coeficiente de variação.

¹, e MN, 25,18 g kg⁻¹ (Tabela 3). Maiores teores de COT na área de PP em relação à área de referência ocorrem por não se ter pastejo nas parcelas, o que favorece a deposição de matéria orgânica sobre o solo (SALTON *et al.*, 2008). Outro fator que contribui é o fato de cerrado com fitofisionomia *stricto sensu* apresentar baixa deposição de material vegetal e, conseqüentemente, menores teores de COT (CAMPOS *et al.*, 2011).

Ao comparar-se os teores de COT da área de PC em relação ao PD, o PC apresentou 42,82% do teor de COT alcançado na área de PD, isso em apenas seis anos de adoção do sistema, um aumento de 3,14 g kg⁻¹ ao ano, com o cultivo nos moldes de PD sob solo arenoso. Esse resultado mostra a importância de um sistema de cultivo sem o revolvimento e com a manutenção de MOS para promover o aumento do teor de COT e conseqüentemente o EstC no solo (FERREIRA *et al.*, 2020).

Os menores teores de COT foram observados nas áreas de PC, 13,78 g kg⁻¹, e SE, 6,65 g kg⁻¹ (Tabela 3), pelo fato de não se ter práticas conservacionistas de manejo do solo (ALAVASHA; MANZONI; LINDBORG, 2019; MACINTOSH *et al.*, 2019). O revolvimento do solo acaba por expor a MOS a fatores de decomposição que, somados à baixa deposição de resíduos vegetais, geram desequilíbrio na entrada e saída de MOS (LAL, 2018; SHAHBAZ; KUZUYAKOV; HEITKAMP, 2017).

O EstC apresentou o mesmo padrão do COT (Tabela 3), com maior estocagem de C na área de PP, 50,55 Mg ha⁻¹, seguido da área de PD, 44,82 Mg ha⁻¹. Esse resultado demonstra que essas áreas bem manejadas podem contribuir significativamente para diminuir a emissão de CO₂ para a atmosfera (KOVEN *et al.*, 2017), além de promover o aumento da fertilidade (ASSUNÇÃO *et al.*, 2019), a melhoria na qualidade física (SALES *et al.*, 2018) e o aumento das atividades biológicas do solo (BARBOSA *et al.*, 2018; OLIVEIRA FILHO *et al.*, 2018).

As áreas de MN, 35,06 Mg ha⁻¹, e CA, 36,57 Mg ha⁻¹ (Tabela 3), exibiram valores intermediários de EstC. Importante ressaltar que a semelhança entre CA e MN pode estar relacionada com o fato de a CA não sofrer o manejo de queima da palhada, o que, segundo Signor *et al.* (2016), proporciona aumento no EstC nas áreas de CA.

Os menores EstC foram evidenciados nas parcelas de PC e SE, com 19,20 e 9,26 Mg ha⁻¹. Esses resultados se devem pela ausência de práticas de conservação do

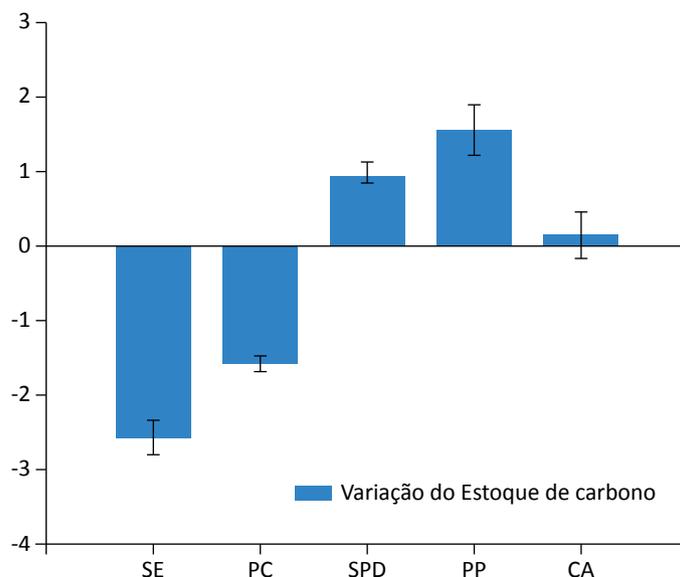
solo, pois o revolvimento do solo efetuado anualmente nessas áreas favorece a rápida mineralização da MOS, não permitindo que os processos de humificação da MOS se processem por completo, o que aumentaria o EstC ao longo do tempo pela maior estabilização da MOS no solo (SHAHBAZ; KUZUYAKOV; HEITKAMP, 2017).

Conseqüentemente, os sistemas SE e PC apresentaram redução significativa de EstC (Figura 2). Já as áreas de PD, PP e CA exibiram acúmulo de COT superiores à área de MN (área de referência). Importante destacar que as parcelas com PP apresentaram o maior potencial de acumular C, reforçando a importância do manejo adequado de áreas de pastagem (STAHL *et al.*, 2017). Esses resultados corroboram os de McNally *et al.* (2017).

O acúmulo de C dessas áreas favorece a melhoria dos atributos edáficos, principalmente quanto à fertilidade, pela ciclagem dos nutrientes (CHU *et al.*, 2019; CORBEELS *et al.*, 2019), da qualidade biológica, que envolve aumento de atividade dos microrganismos (LI *et al.*, 2019), aumento de espaços porosos, que permite maior infiltração de água no solo (PATRA *et al.*, 2019), diminuição da densidade e da resistência do solo à penetração (NUNES *et al.*, 2019) e melhoria da estruturação do solo (MELO *et al.*, 2019).

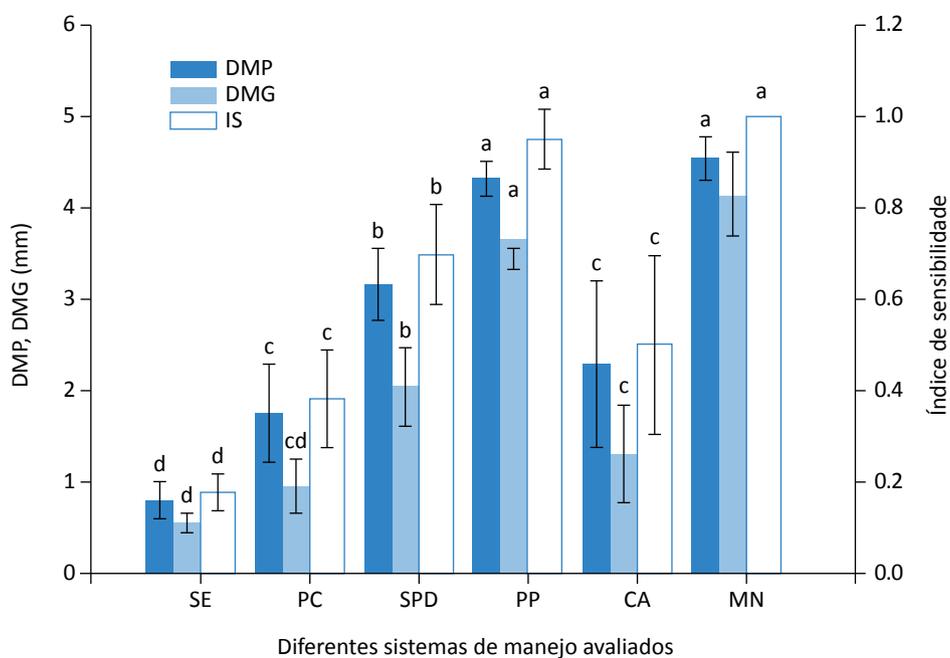
Os maiores valores de DMP foram encontrados nas áreas de MN e PP, 4,54 e 4,31 mm, respectivamente, seguidos pela área de PD, 3,16 mm. Já as demais áreas conduzidas em SE, PC e CA tiveram os menores valores, 0,79, 1,75, 2,28 mm, respectivamente (Figura 3). Assim como o DMP, o DMG apresentou maiores valores nas áreas de MN e PP, 4,14 e 3,65 mm, seguidas da área de PD, com 2,04 mm. Já as áreas de CA, PC e SE exibiram valores de 1,30, 0,95 e 0,54 mm, sendo inferiores aos demais sistemas.

O mesmo padrão observado para DMP e DMG foi evidenciado para o IS em todas as áreas estudadas, destacando-se que, para a camada avaliada, a estabilidade dos agregados foi semelhante para o sistema com PP e a área de MN (Figura 2), com variações entre 0,95 e 1,0, respectivamente. A ação do sistema radicular da pastagem em profundidade somado ao não revolvimento anual do solo e ao aumento no teor de COT (Tabela 3) possibilita a formação de agregados de maior estabilidade (SITHOLE; MAGWAZA; THIBAUD, 2019). Agregados estáveis em água contribuem para melhoria da porosidade e, conseqüentemente, maior infiltração de água e resistência à erosão (STUMPF *et al.*, 2018). De forma



SE: solo exposto; PC: sistema de preparo convencional; PD: sistema plantio direto; PP: pastagem permanente; CA: cana-de-açúcar.

Figura 2 – Variação do estoque de carbono (Δ EstC) dos diferentes sistemas de manejo avaliados em relação à área de mata nativa, na camada 0–0,10 m.



*Médias seguidas por letras minúsculas iguais para cada variável não diferem pelo teste de Tukey a 5%. Traços nas barras indicam o desvio padrão dos dados; SE: solo exposto; PC: sistema de preparo convencional; SPD: sistema plantio direto; PP: pastagem permanente; CA: cana-de-açúcar; MN: mata nativa.

Figura 3 – Diâmetro médio ponderado (DMP), diâmetro médio geométrico (DMG) e índice de sensibilidade (IS) nas diferentes áreas de um argissolo vermelho distrófico, Aquidauana (MS)*.

geral, o SE foi o que apresentou menor qualidade estrutural, resultado da maior densidade do solo (Tabela 2), baixo teor de COT (Tabela 2) e menor percentual de macroagregados estáveis em água (Tabela 4).

Os resultados expressos pelas áreas de SE, PC e CA podem estar relacionados ao revolvimento do solo realizado durante a época de plantio das culturas, o que promove a quebra dos agregados pelo uso de implementos e tráfego de máquinas no PC do solo (OBOUR *et al.*, 2018; SHAHBAZ; KUZYAKOV; HEITKAMP, 2017). Esses resultados das áreas de MN e PP indicam que áreas cultivadas com PP, por meio da ação das raízes, propiciam a manutenção da estabilidade estrutural do solo ao longo dos anos, e a heterogeneidade vegetal na área de MN contribui para a agregação do solo. Stumpf *et al.* (2018) concluíram que as ações das raízes das gramíneas diminuem a compactação e melhoram a estruturação do solo, com a manutenção de agregados estáveis de maiores tamanhos ao longo dos anos de cultivo.

Os resultados encontrados corroboram os encontrados por Schiavo e Colodro (2012), em que os valores de DMP e DMG em áreas com pastagens foram semelhantes à área de mata de cerrado, também no estado de Mato Grosso do Sul. Em estudo em diversas localidades no estado de Mato Grosso do Sul, Salton *et al.* (2008) avaliaram diferentes sistemas de manejo e MN no bioma cerrado, concluindo que os sistemas que

utilizam consórcio com *Brachiaria* contribuem para a formação de agregados mais estáveis no solo, não diferindo da MN.

Os agregados maiores que 2 mm tiveram predominância nas áreas de PD, PP e MN, com 92,64, 87,69 e 62,43% de seus agregados, respectivamente, retidos nessa classe de peneira (Tabela 4). Na área de MN, a heterogeneidade vegetal beneficia a formação e a manutenção de macroagregados. Já nas áreas de PD e PP, o não revolvimento somado à deposição de MOS favorecem a formação de agregados estáveis, o que contribui significativamente para diminuir a suscetibilidade do solo a sofrer processos erosivos (SITHOLE; MAGWAZA; THIBAUD, 2019). Loss *et al.* (2012) verificaram a diminuição do tamanho de agregados do solo em áreas de pastagens com estágio de degradação avançado comparadas a áreas nativas, o que sugere que o manejo adequado da pastagem é primordial para a manutenção da qualidade edáfica.

A área de SE, por sua vez, apresentou comportamento inverso às demais áreas, com a maior porcentagem dos agregados distribuída nas classes de menor tamanho (Tabela 4).

Destaca-se que as áreas que tiveram menor estabilidade de agregados (Figura 3 e Tabela 4) também exibiram menores teores de COT (Tabela 3). Esses resultados demonstram a importância da cobertura vegetal sobre a superfície do solo, que, com o tempo, por meio de sua decomposição, age como agente cimentante entre

Tabela 4 – Distribuição percentual dos agregados do solo nas diferentes classes de peneiras em diversos sistemas de uso em um argissolo vermelho distrófico, Aquidauana (MS)*.

Uso do solo	8–2	2–1	1–0,5	0,5–0,250	0,25–0,125
	----- (mm) -----				
SE	6,45d	8,69a	28,37a	38,89a	17,57a
PC	31,94c	5,41ab	15,02b	30,70b	16,90a
PD	62,43b	4,92ab	9,30b	12,70c	10,64b
PP	87,69a	1,34b	2,13c	4,32d	4,49c
CA	40,33c	8,88a	14,06b	23,52b	13,18ab
MN	92,64a	0,87b	1,09c	2,12d	3,25c
CV%	21,41	28,99	36,85	27,68	31,26

*Médias seguidas por letras minúsculas iguais não diferem pelo teste de Tukey a 5%; SE: solo exposto; PC: sistema de preparo convencional; PD: sistema plantio direto; PP: pastagem permanente; CA: cana-de-açúcar; MN: mata nativa; CV: coeficiente de variação.

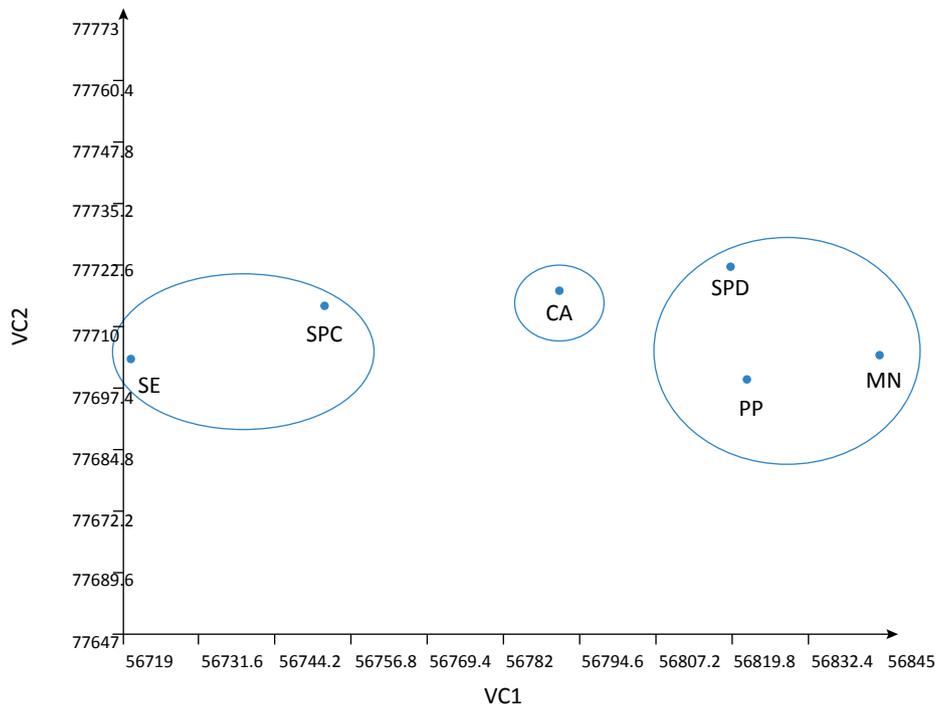
as partículas do solo, responsáveis pela formação, manutenção e estabilização de macroagregados (KUNDE *et al.*, 2018). Solos com agregados estáveis e de maior tamanho são considerados estruturalmente melhores e mais resistentes ao processo erosivo (ZHAO, 2017).

Na análise canônica das variáveis, utilizaram-se as variáveis DMP, DMG, IS, COT, EstC e porcentagem de agregados distribuídos nas classes de peneiras. A primeira e a segunda variáveis canônicas corresponderam a 95,3 e 3,7% da variação total, respectivamente, representando 99% da variação total, atendendo aos requisitos mínimos para avaliação por meio da dispersão gráfica (CRUZ; REGAZZI, 1994). Além da dispersão gráfica, o método de agrupamento de Tocher modificado foi utilizado, evidenciando a formação de três grupos: um formado pelas áreas de SE e PC, outro pela área de CA e o terceiro pelas áreas de PD, PP e MN (Figura 4). As variáveis de maior importância, ou seja, aquelas que mais contribuíram para discriminar os sistemas de manejo avaliados foram o COT e os índices DMP, DMG, IS e porcentagem de agregados > 2 mm.

Pelo agrupamento, verificou-se que, entre os sistemas manejados, o PD e a PP apresentaram maior proximidade com a área de referência, MN. Esses sistemas são os com melhores práticas de manejo e de conservação do solo; conseqüentemente, adicionam maior quantidade de MOS. O PC e o SE foram enquadrados no mesmo grupo, o que revela os efeitos negativos das formas de manejo utilizadas, evidenciando também a transição de áreas com PC onde ocorre o revolvimento do solo em áreas que preconizam o não revolvimento (PD) (LI *et al.*, 2019; NIJMEIJER *et al.*, 2019; VELOSO; CECAGNO; BAYER, 2019).

O sistema com CA, sendo separado dos demais, teve resultados intermediários, contudo deve-se considerar que na área experimental não há tráfego de maquinários ou prática de queima, não havendo qualquer tipo de perturbação no solo. Isso promove aumento nos teores de COT (Tabela 3) e melhora a estruturação do solo ao longo do tempo, quando comparados aos sistemas de PC e SE (Figura 3 e Tabela 4).

A utilização de sistemas de manejo que visem à conservação do solo por meio da melhoria de sua estrutura



SE: solo exposto; SPC: sistema de preparo convencional; SPD: sistema plantio direto; PP: pastagem permanente; CA: cana-de-açúcar; MN: mata nativa.

Figura 4 – Dispersão dos diferentes sistemas de uso e manejo e agrupamento pelo método de Tocher das variáveis canônicas.

apontaram o PD como uma ótima alternativa para o manejo agrícola em áreas de solos arenosos. Nesse sistema, o não revolvimento do solo aliado à manuten-

ção da palha promoveu melhorias consideráveis ao ambiente edáfico, mesmo sendo uma área na fase de transição, de acordo com Anghinoni (2007).

CONCLUSÕES

A área de pastagem permanente e o sistema plantio direto apresentam potencial superior para acumular carbono na camada 0–0,10 m quando comparados à mata nativa de cerrado.

As áreas de solo exposto, sistema plantio convencional, cana-de-açúcar e sistema plantio direto modificaram a estabilidade de agregados, considerando os valores de diâmetro médio ponderado, diâmetro médio geomé-

trico, índice de sensibilidade e porcentagem de agregados maiores que 2 mm.

As áreas de solo exposto e plantio convencional reduzem o estoque de carbono e a estruturação do solo. Em contrapartida, o sistema plantio direto, mesmo em fase de transição, tem potencial semelhante à área nativa de cerrado para estocar carbono na camada 0–10 cm.

REFERÊNCIAS

- ALAVASHA, E.; MANZONI, S.; LINDBORG, R. Different agricultural practices affect soil carbon, nitrogen and phosphorous in Kilombero-Tanzania. *Journal of Environmental Management*, v. 234, p. 159-166, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.12.039>
- ANGHINONI, I. Fertilidade do solo e seu manejo no sistema plantio direto. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. *Fertilidade do solo*. Viçosa: SBCS, 2007. p. 873-928.
- ASSUNÇÃO, S. A.; PEREIRA, M. G.; ROSSET, J. S.; BERBARA, R. L. L.; GARCÍA, A. C. Carbon input and the structural quality of soil organic matter as a function of agricultural management in a tropical climate region of Brazil. *Science of the Total Environment*, v. 658, p. 901-911, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.271>
- BARBOSA, E. A. A.; MATSURA, E. E.; SANTOS, L. N. S.; NAZÁRIO, A. A.; GONÇALVES, I. Z.; FEITOSA, D. R. C. Soil attributes and quality under treated domestic sewage irrigation in sugarcane. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 22, n. 2, p. 137-142, 2018. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v22n2p137-142>
- BOLINDER, M. A.; ANGERS, D. A.; GREGORICH, E. G.; CARTER, M. R. The response of soil quality indicators to conservation management. *Canadian Journal of Soil Science*, v. 79, n. 1, p. 37-45, 1999. <https://doi.org/10.4141/S97-099>
- CAMPOS, B. H. C. D.; AMADO, T. J. C.; BAYER, C.; NICOLOSO, R. D. S.; FIORIN, J. E. Carbon stock and its compartments in a subtropical oxisol under long-term tillage and crop rotation systems. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 35, n. 3, p. 805-817, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000300016>
- CHU, M.; SINGH, S.; WALKER, F. R.; EASH, N. S.; BUSCHERMOHLE, M. J.; DUNCAN, L. A.; JAGADAMMA, S. Soil health and soil fertility assessment by the haney soil health test in an agricultural soil in west Tennessee. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, v. 50, n. 9, p. 1123-1131, 2019. <https://doi.org/10.1080/00103624.2019.1604731>
- CLAESSEN, M. E. C. *Manual de métodos de análise de solo*. 2. ed. Rio de Janeiro: Embrapa, 1997. 212 p.
- CORBEELS, M.; CARDINAEL, R.; NAUDIN, K.; GUIBERT, H.; TORQUEBLAU, E. The 4 per 1000 goal and soil carbon storage under agroforestry and conservation agriculture systems in sub-Saharan Africa. *Soil and Tillage Research*, v. 188, p. 16-26, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.02.015>

- CRUZ, C. D. *Programa genes: biometria*. Viçosa: Ed. UFV, 2006. 382 p.
- CRUZ, C. D.; REGAZZI, A. J. *Modelos biométricos aplicados ao melhoramento genético*. Viçosa: Ed. UFV, 1994. 394 p.
- DORAN, J. W.; PARKIN, T. B. Defining and assessing soil quality. In: DORAN, J. W.; COLEMAN, D. C.; BEZDICEK, D. F.; STEWART, B. A. (orgs.). *Defining soil quality for a sustainable environment*. Madison: Soil Science Society of America, 1994. p. 3-22.
- FERREIRA, C. R.; SILVA NETO, E. C.; PEREIRA, M. G.; GUEDES, J. N.; ROSSET, J. S.; ANJOS, L. H. C. Dynamics of soil aggregation and organic carbon fractions over 23 years of no-till management. *Soil and Tillage Research*, v. 198, p. 1-9, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104533>
- FERREIRA, E. B.; CAVALCANTI, P. P.; NOGUEIRA, D. A. *ExpDes.pt: Pacote Experimental Designs*. R package version 1.2.0. 2018. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=ExpDes.pt>>. Acesso em: 12 dez. 2019. <https://doi.org/10.4236/am.2014.519280>
- GUARESCHI, R. F.; PEREIRA, M. G. M.; PERIN, A. Densimetric fractionation of organic matter in an agricultural chronosequence in no-till areas in the Cerrado region, Brazil. *Semina: Ciências Agrárias*, v. 37, n. 2, p. 596-610, 2016. <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2016v37n2p595>
- KEMPER, W. D.; CHEPIL, W. S. Size distribution of aggregates. In: BLACK, C. A. (org.). *Methods of soil analysis*. Madison: American Society of Agronomy, 1965. p. 449-510.
- KEMPER, W. D.; ROSENAU, R. C. Aggregate stability and size distribution. In: KLUNTE, A. (org.). *Methods of soil analysis*. Part 1: physical and mineralogical methods. Kimberley: American Society of Agronomy, 1986. p. 425-443.
- KIEHL, E. J. *Manual de edafologia: Relações solo-planta*. São Paulo: Agronômica Ceres, 1979. 263 p.
- KOVEN, C. D.; HUGELIUS, G.; LAWRENCE, D. M.; WIEDER, W. R. Higher climatological temperature sensitivity of soil carbon in cold than warm climates. *Nature Climate Change*, v. 7, n. 11, p. 817-822, 2017. <https://doi.org/10.1038/nclimate3421>
- KUNDE, R. J.; LIMA, C. L. R.; SILVA, S. D. A.; PILLON, C. N. Tensile strength, friability, aggregation, and soil organic matter physical fractions of an Oxisol cultivated with sugarcane. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 53, n. 4, p. 487-494, abr. 2018. <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2018000400010>
- LAL, R. Digging deeper: A holistic perspective of factors affecting soil organic carbon sequestration in agroecosystems. *Global Change Biology*, v. 24, n. 8, p. 3285-3301, 2018. <https://doi.org/10.1111/gcb.14054>
- LI, P.; SHI, K.; WANG, Y.; KONG, D.; LIU, T.; JIAO, J.; LIU, M.; LI, H.; HU, F. Soil quality assessment of wheat-maize cropping system with different productivities in China: Establishing a minimum data set. *Soil and Tillage Research*, v. 190, p. 31-40, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.02.019>
- LOSS, A.; PEREIRA, M. G.; BEUTLER, S. J.; PERIN, A.; ANJOS, L. H. C. Densidade e fertilidade do solo sob sistemas plantio direto e integração lavoura-pecuária no Cerrado. *Revista de Ciências Agrárias*, v. 55, n. 4, p. 260-268, 2012.
- LUO, Z.; WANG, E.; SUN, O. J. Can no-tillage stimulate carbon sequestration in agricultural soils? A meta-analysis of paired experiments. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 139, n. 1-2, p. 224-231, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.08.006>
- MACINTOSH, K. A.; DOODY, D. G.; WITHERS, P. J.; MCDOWELL, R. W.; SMITH, D. R.; JOHNSON, L. T.; BRUULSEMA, T. W.; O'FLAHERTY, V.; MCGRATH, J. W. Transforming soil phosphorus fertility management strategies to support the delivery of multiple ecosystem services from agricultural systems. *Science of the Total Environment*, v. 649, p. 90-98, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.08.272>

MCNALLY, S. R.; BEARE, M. H.; CURTIN, D.; MEENKEN, E. D.; KELLIHER, F. M.; PEREIRA, R. C.; SHEN, Q.; BALDOCK, J. Soil carbon sequestration potential of permanent pasture and continuous cropping soils in New Zealand. *Global Change Biology*, v. 23, n. 11, p. 4544-4555, 2017. <https://doi.org/10.1111/gcb.13720>

MELO, T. R.; PEREIRA, M. G.; BARBOSA, G. M. C.; SILVA NETO, E. C.; ANDRELLO, A. C.; TAVARES FILHO, J. Biogenic aggregation intensifies soil improvement caused by manures. *Soil and Tillage Research*, v. 190, p. 186-193, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.12.017>

MORGAN, P.; HEYERDAHL, E. K.; STRAND, E. K.; BUNTING, S. C.; RISER II, J. P.; ABATZOGLOU, J. T.; NIELSEN-PINCUS, M.; JOHNSON, M. Fire and land cover change in the Palouse Prairie–forest ecotone, Washington and Idaho, USA. *Fire Ecology*, v. 16, n. 1, p. 1-17, 2020. <https://doi.org/10.1186/s42408-019-0061-9>

MUÑOZ-ROJAS, M.; JORDÁN, A.; ZAVALA, L. M.; DE LA ROSA, D.; ABD-ELMABOD, S. K.; ANAYA-ROMERO, M. Impact of land use and land cover changes on organic carbon stocks in Mediterranean soils (1956–2007). *Land Degradation & Development*, v. 26, n. 2, p. 168-179, 2015. <https://doi.org/10.1002/ldr.2194>

NAGEL, P. L. *Erosão hídrica em Argissolo do Ecótono Cerrado-Pantanal cultivado sobre preparo convencional*. 39f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul, Aquidauana, 2014.

NIJMEIJER, A.; LAURI, P. É.; HARMAND, J. M.; SAJ, S. Carbon dynamics in cocoa agroforestry systems in Central Cameroon: afforestation of savannah as a sequestration opportunity. *Agroforestry Systems*, v. 93, n. 3, p. 851-868, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10457-017-0182-6>

NUNES, M. R.; PAULETTO, E. A.; DENARDIN, J. E.; SUZUKI, L. E.; VAN ES, H. M. Dynamic changes in compressive properties and crop response after chisel tillage in a highly weathered soil. *Soil and Tillage Research*, v. 186, p. 183-190, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.10.017>

OBOUR, P. B.; JENSEN, J. L.; LAMANDÉ, M.; WATTS, C. W.; MUNKHOLM, L. J. Soil organic matter widens the range of water contents for tillage. *Soil & Tillage Research*, v. 182, p. 57-65, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.still.2018.05.001>

OLIVEIRA, W. N.; FERREIRA, N. C. Avaliação Multitemporal do Uso e Cobertura do Solo da Bacia Hidrográfica do Ribeirão João Leite Utilizando Imagens Landsat-5. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 38, p. 46-62, 2015. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820159813>

OLIVEIRA FILHO, L. C. I.; SCHNEIDER, L. F.; TELES, J. S.; WERTER, S. D.; SANTOS, J. S. P. Fauna edáfica em áreas com diferentes manejos e tempos de descarte de resíduos animais. *Scientia Agraria*, v. 19, n. 1, p. 113-123, 2018. <http://dx.doi.org/10.5380/rsa.v19i1.54466>

OZÓRIO, J. M. B.; ROSSET, J. S.; SCHIAVO, J.; PANACHUKI, E.; SOUZA, C. B. S.; MENEZES, R. S.; XIMENES, T. S.; CASTILHO, S. C. P.; MARRA, L. M. Estoque de carbono e agregação do solo sob fragmentos florestais nos biomas Mata Atlântica e Cerrado. *Revista Brasileira De Ciências Ambientais*, n. 53, p. 97-116, 2019. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820190518>

PATRA, S.; JULICH, S.; FEGER, K. H.; JAT, M. L.; JAT, H.; SHARMA, P. C.; SCHWÄRZEL, K. Soil hydraulic response to conservation agriculture under irrigated intensive cereal-based cropping systems in a semiarid climate. *Soil and Tillage Research*, v. 192, p. 151-163, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.05.003>

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences*, v. 11, p. 1633-1644, 2007. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>

R CORE TEAM. *R: A language and environment for statistical computing*. Viena: R Foundation for Statistical Computing, 2019. Disponível em: <<https://www.R-project.org/>>. Acesso em: 12 dez. 2019.

- REIS, V. R. R.; DEON, D. S.; MUNIZ, L. C.; SILVA, M. B.; REGO, C. A. R. M.; GARCIA, U. C.; CANTANHÊDE, I. S. L.; COSTA, J. B. Carbon stocks and soil organic matter quality under different of land uses in the maranhense amazon. *Journal of Agricultural Science*, v. 10, n. 5, p. 329-337, 2018. <https://doi.org/10.5539/jas.v10n5p329>
- SALES, A.; SILVA, A. R.; VELOSO, C. A. C.; CARVALHO, E. J. M.; MIRANDA, B. M. Carbono orgânico e atributos físicos do solo sob manejo agropecuário sustentável na Amazônia Legal. *Colloquium Agrariae*, v. 14, n. 1, p. 1-15, 2018.
- SALTON, J. C.; MIELNICZUK, J.; BAYER, C.; BOENI, M.; CONCEIÇÃO, P. C.; FABRÍCIO, A. C.; MACEDO, M. C. M.; BROCH, D. L. Agregação e estabilidade de agregados do solo em sistemas agropecuários em Mato Grosso do Sul. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 32, n. 1, p. 11-21, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000100002>
- SANO, E.E.; ROSA, R.; BRITO, J.L.S.; FERREIRA, L. G. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 166, n. 1-4, p. 113-124, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0988-4>
- SANTOS, C. A.; REZENDE, C. D. P.; PINHEIRO, É. F. M.; PEREIRA, J. M.; ALVES, B. J.; URQUIAGA, S.; BODDEY, R. M. Changes in soil carbon stocks after land-use change from native vegetation to pastures in the Atlantic forest region of Brazil. *Geoderma*, v. 337, p. 394-401, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2018.09.045>
- SARKER, T. C.; INCERTI, G.; SPACCINI, R.; PICCOLO, A.; MAZZOLENI, S.; BONANOMI, G. Linking organic matter chemistry with soil aggregate stability: Insight from ¹³C NMR spectroscopy. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 117, p. 175-184, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.11.011>
- SCHIAVO, J. A.; COLODRO, G. Agregação e resistência a penetração de um Latossolo Vermelho sob sistema de integração lavoura-pecuária. *Bragantia*, v. 71, n. 3, p. 406-412, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0006-87052012005000035>
- SCHIAVO, J. A.; PEREIRA, M. G.; MIRANDA, L. P. M.; DIAS NETO, A. H.; FONTANA, A. Caracterização e classificação de solos desenvolvidos de arenitos da formação Aquidauana-MS. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, n. 3, p. 881-889, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000300029>
- SHAHBAZ, M.; KUZYAKOV, Y.; HEITKAMP, F. Decrease of soil organic matter stabilization with increasing inputs: mechanisms and controls. *Geoderma*, v. 304, p. 76-82, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.05.019>
- SIGNOR, D.; CZYCZA, R. V.; MILORI, D. M. B. P.; CUNHA, T. J. F.; CERRI, C. E. P. Atributos químicos e qualidade da matéria orgânica do solo em sistemas de colheita de cana-de-açúcar com e sem queima. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 51, n. 9, p. 1438-1448, 2016. <https://doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900042>
- SIGNOR, D.; ZANI, C. F.; PALADINI, A. A.; DEON, M. D.; CERRI, C. E. P. Estoques de carbono e qualidade da matéria orgânica do solo em áreas cultivadas com cana-de-açúcar. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 38, n. 5, p. 1402-1410, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000500005>
- SILVA, R. H.; ROSOLEM, C. A. Crescimento radicular de espécies utilizadas como cobertura decorrente da compactação do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 25, n. 2, p. 253-260, 2001. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832001000200001>
- SITHOLE, N. J.; MAGWAZA, L. S.; THIBAUD, G. R. Long-term impact of no-till conservation agriculture and N-fertilizer on soil aggregate stability, infiltration and distribution of C in different size fractions. *Soil and Tillage Research*, v. 190, p. 147-156, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.03.004>
- STAHL, C.; FONTAINE, S.; KLUMPP, K.; PICON-COCHARD, C.; GRISE, M. M.; DEZÉCACHE, C.; PONCHANT, L.; FREYCON, V.; BLANC, L.; BONAL, D.; BURBAN, B.; SOUSSANA, J. F.; BLANFORT, V. Continuous soil carbon storage of old permanent pastures in Amazonia. *Global Change Biology*, v. 23, n. 8, p. 3382-3392, 2017. <https://doi.org/10.1111/gcb.13573>

STUMPF, L.; LEAL, O. A.; PAULETTO, E. A.; PINTO, L. F. S.; REIS, D. A.; PINTO, M. A. B.; TUCHTENHAGEN, I. K. Tensile strength and organic matter fractions in aggregates of a grass-covered mined soil under early stage recovery. *Soil & Tillage Research*, v. 176, p. 69-76, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.still.2017.11.006>

VELOSO, M. G.; CECAGNO, D.; BAYER, C. Legume cover crops under no-tillage favor organomineral association in microaggregates and soil C accumulation. *Soil and Tillage Research*, v. 190, p. 139-146, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.03.003>

YADAV, G. S.; RATTAN, L. A. L.; MEENA, R. S.; RIMAL, B. Long-Term Effects of Different Passages of Vehicular Traffic on Soil Properties and Carbon Storage of a Crosby Silt Loam in USA. *Pedosphere*, v. 29, n. 2, p. 150-160, 2019. [https://doi.org/10.1016/S1002-0160\(19\)60796-4](https://doi.org/10.1016/S1002-0160(19)60796-4)

YEOMANS, A.; BREMNER, J. M. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Communication Soil Science Plant Analysis*, v. 19, n. 13, p. 1467-1476, 1988. <https://doi.org/10.1080/00103628809368027>

YODER, R. E. A direct method of aggregate analysis of soil and study of the physical nature of erosion losses. *Journal American Society Agronomy*, v. 28, n. 5, p. 337-351, 1936. <http://dx.doi.org/10.2134/agronj1936.00021962002800050001x>

ZHAO, J; CHEN, S; RONGGUI, H.; LI, Y. Aggregate stability and size distribution of red soils under different land uses integrally regulated by soil organic matter, and iron and aluminum oxides. *Soil & Tillage Research*, v. 167, p. 73-79, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2016.11.007>



COMPOSITES FORMED BY RECYCLED POLYPROPYLENE AND WET-BLUE LEATHER WASTE: A SUSTAINABLE PRACTICE

COMPOSIÇÕES FORMADAS POR POLIPROPILENO RECICLADO E RESÍDUOS DE COURO WET-BLUE: UMA PRÁTICA SUSTENTÁVEL

Murilo Pitta Rizzato 

Graduado em Engenharia Ambiental, Centro Universitário de Maringá (UniCesumar) – Maringá (PR), Brazil.

Lilian Keylla Berto 

Mestranda em Tecnologias Limpas, UniCesumar – Maringá (PR), Brazil.

Marla Corso 

Docente do curso de Arquitetura e Urbanismo, Centro Universitário Integrado/IN2, Campo Mourão – Maringá (PR), Brazil.

Ana Carolina Dias de Albuquerque 

Mestranda em Tecnologias Limpas, UniCesumar – Maringá (PR), Brazil.

Thiago Dias Azenha 

Mestre em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Paraná – Curitiba (PR), Brazil.

Luciana Cristina

Soto Herek Rezende 

Doutora em Engenharia Química, Universidade Estadual de Maringá (UEM). Professora do Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Limpas, UniCesumar/ICETI – Maringá (PR), Brazil.

Correspondence address:

Murilo Pitta Rizzato – Av. Guedner, 1610 – Jardim Aclimação – CEP: 87050-390 – Maringá (PR), Brazil – E-mail: murilo_rizzato@hotmail.com

Received on: 12/19/2019

Accepted on: 03/31/2020

ABSTRACT

Much research has been carried out around the development of alternative materials with the most varied purposes aiming at a positive contribution to the environment through the use of solid waste. Among these solid contaminants, the one produced in industrial effluent treatment stations, such as tanneries, stands out, where leather processing has a negative environmental impact, since the chemicals used in the treatment of raw materials, including chromium salts, have a high degree of toxicity. These residues can be used in the manufacture of alternative materials to promote the reduction of the environmental impact generated by them. Therefore, this study aimed to verify the feasibility of incorporating waste produced in a tannery effluent treatment station, known as “leather powder”, in a polymeric matrix of recycled polypropylene in the proportions of 10 and 20%, by means of making specimens by extrusion and injection processes. The specimens were analyzed in relation to the mechanical tests of tensile strength and Izod impact. The specimens containing 10 and 20% of leather powder had their resistance increased by 2.10 and 7.65% with respect to traction, 9.7 and 24.59% with respect to impact, respectively. The homogeneous distribution of leather powder particles in the polymeric matrix may have contributed to the increase in mechanical strength. This homogeneity was verified by the morphological analyzes. Thus, it is feasible to insert leather powder in recycled polypropylene in the proportions of 10 and 20%, presenting itself as a solution for the proper disposal of these residues, thus having a favorable contribution to the environment.

Keywords: sustainability; solid waste; leather powder.

RESUMO

Diversas áreas buscam o desenvolvimento de materiais alternativos com as mais variadas finalidades visando a uma contribuição positiva para o meio ambiente por meio do aproveitamento de resíduos sólidos. Entre esses sólidos contaminantes, destaca-se o produzido em estações de tratamentos de efluentes industriais, como o de curtumes, onde o processamento do couro produz um impacto ambiental negativo, pois os produtos químicos utilizados no tratamento da matéria-prima, entre eles os sais de cromo, possuem alto grau de toxicidade. Esses resíduos quando produzidos podem ser utilizados na fabricação de compósitos promovendo a redução do impacto ambiental. Diante disso, o presente trabalho teve por objetivo a fabricação de materiais compósitos. Os compósitos poliméricos foram fabricados fazendo uso dos processos de extrusão e injeção simultaneamente, em que o “pó de couro” foi incorporado em uma matriz de polipropileno reciclado nas proporções de 10 e 20%, respectivamente. Também foi fabricado um corpo de prova de referência utilizando apenas polipropileno reciclado. Após a confecção, os corpos de prova foram analisados com relação à ensaios mecânicos de

resistência à tração (ASTM D638/2014) e ao impacto Izod (ASTM D256/201). As fraturas obtidas nas amostras pelo ensaio de impacto foram analisadas por microscopia eletrônica de varredura. A adição do “pó de couro” em 10 e 20% promoveu o aumento da resistência ao impacto de 9,7 e 24,59%, respectivamente, quando comparados com o corpo de prova referência. Os compósitos fabricados apresentaram um aumento de 2,10 e 7,65%, em relação à inserção de “pó de couro” 10 e 20%, respectivamente. Por meio da morfologia, foi possível verificar uma homogeneidade na distribuição do material incorporado, contribuindo para o aumento da resistência dos materiais. Os compósitos obtidos mostraram-se eficazes em relação ao aumento da resistência mecânica, podendo ser uma solução para o descarte adequado de resíduos, promovendo uma contribuição favorável ao meio ambiente.

Palavras-chave: sustentabilidade; resíduos sólidos; pó de couro.

INTRODUCTION

The perspective in the current scenario is the management of waste that can be reused before final disposal. Industries are increasingly concerned with creating an ideal model for the production of environmentally friendly products, as this transition to sustainability motivates changes at local and global scales (HAMEED; HAMZA, 2019; SOUSA; SILVA, 2018).

In this context, several areas are analyzing the use of different materials, in order to reach potential innovators in the final product. The incorporation of waste into the production process can contribute to environmental preservation and the development of materials with properties superior to conventional ones. Thus, the environmental concern with the generation of waste has contributed to its use in the creation of new products (AL-FAKIH *et al.*, 2019; FERNANDES *et al.*, 2017; SILVA *et al.*, 2017). Innovative solutions must be focused on the best product performance, such as durability and income generation with cleaner production, in order to create new consumer behavior (TAMBOURA *et al.*, 2018; WANG *et al.*, 2018; ALMEIDA *et al.*, 2017).

Cleaner production when applied to leather production aims to reduce the demand for materials, energy and the toxicological emissions generated. Deveci *et al.* (2019) improved the tannery wastewater treatment system and presented economic and environmental advantages, since the system is more economical and efficient compared to conventional treatment, which results in a reduction of highly polluting waste.

Approximately 65 to 70% of the total weight in processed salted leather becomes waste (MURALIDHARAN *et al.*, 2020; SATHISH; MADHAN; RAO, 2019) and ap-

proximately 90% of leather production uses chromium salt (DING *et al.*, 2020), which makes it even more concerning, as the tannery industry that uses a simple treatment does not remove the chromium from wastewater and the high organic content (DEVECI *et al.*, 2019).

The proper disposal of leather waste has always been a challenge, especially since chromium is considered the main contaminant (DEVICI *et al.*, 2019). In recent years, the accumulation of industrial sludge containing heavy metals has caused environmental problems due to the toxicity contained in these elements (ISLAM *et al.*, 2017).

The leather waste can be used as raw material for the preparation of products free of toxic and harmful substances (SATHISH; MADHAN; RAO, 2019). Thus, leather waste has great relevance in research related to the environmental area and in industrial products, to achieve sustainability in the leather industry (DING *et al.*, 2020).

The tanning production process consists of three stages: cleaning the leather (removing skin, hair and skin epidermis), tanning (to stabilize and prevent putrefaction), and final processes (in which the leather is finished and the final appearance); all stages of leather processing generate solid or liquid waste (LUJÁN-FACUNDO *et al.*, 2018).

Tanning processes use chromium, vegetables or synthetic resins so that this material is inert and rot resistant, the most common being chromium salts. Chromium binds to protein in animal skin, forming leather, and presents advantages such as shorter tanning time, quality, stability and greater water resistance, provid-

ing greater elasticity to the leather and easy tanning (DING *et al.*, 2020; ISLAM *et al.*, 2017).

A major environmental concern is the generation of this waste that contains trivalent chromium in its composition, which, according to ABNT NBR 10,004/2004 (ABNT, 2004), is classified as class 1 waste – dangerous. Therefore, its disposal must be done in industrial landfills.

Due to the growth in the market, there is a great environmental concern, since one of its biggest problems is the disposal of solid residues composed by organic load, rich mainly in chromium salts, which has a high polluting potential. However, the high costs for the treatment of this waste make the industries stop treating it (PINTO *et al.*, 2019).

New industrial processes aiming to reduce the impact on the environment promote a more sustainable product manufacturing with incorporation of waste (SILVEIRA *et al.*, 2019; QUADRELLI NETO; GOMES; BORK, 2018). Therefore, one of the ways to mitigate this negative environmental impact is to reuse the waste generated by lowering the leather through the production of new composites.

Ding *et al.* (2020) used leather waste for the manufacture of plaster, in which they presented characteristics similar to the retarding additives. Muralidharan *et al.* (2020) used solid tannery residues in a polymeric matrix, which resulted in good mechanical performance.

The polymeric matrix used in the manufacture of composite materials, resulting from large-scale production in industries, mainly in the packaging sector, can be recycled due to the low cost combined with a simple process. However, it ends up becoming a waste, because, in view of its resistance to chemical and biological attacks, its decomposition takes hundreds of years (ROKBI *et al.*, 2020).

The addition of polymeric materials to the residues promotes the production of new materials with excellent properties; therefore, it is widely used today (FAKIROV, 2018).

The use of polymeric residues for the manufacture of materials has a wide scope, for example, with multilayer packaging containing polyethylene terephthalate (PET), polyethylene (PE) and aluminum that were used as reinforcement filler in the preparation of compos-

ites with post-consumer high density polyethylene matrix. Specimens were obtained with the incorporation of up to 50% of multilayer packages in polymeric matrix, resulting in a material with varied mechanical and thermal properties, with excellent mechanical properties, with tensile strength values of 148 J/m and elastic module of 350 MPa, compared to pure polyethylene (40 J/m and 450 MPa) (FAVARO *et al.*, 2017).

Rezende *et al.* (2017), in the development of wood particle boards with the incorporation of different percentages of chips used in the manufacture of labels and tags containing polypropylene, obtained satisfactory results in relation to the mechanical parameters required by the standards, so that the manufacture of an alternative product offers economic, social and environmental benefits to reduce the consumption of resources and reuse materials.

One polymer that has stood out is polypropylene (PP), considered the second most sold and used thermoplastic in the world, widely used in electronic, construction and packaging materials, due to the fact that it has good insulating properties, resistance to rupture and chemical, besides being of low cost, easy molding, tenacity, good stability and chemical, thermal and mechanical resistance. PP can be incorporated into different materials and waste so that properties are optimized (LIANG, 2017).

In view of the consequences of improper disposal of hazardous waste and the decrease in the useful life of industrial landfills, the alternative of incorporating a hazardous waste in a polymer matrix can solve an environmental problem by turning it into a by-product, since the addition of thermoplastic polymers provides excellent advantages such as low density, low abrasiveness and recyclability (SULLINS *et al.*, 2017).

The development of this material contributes to the Sustainable Development Goals (SDGs) — the 17 environmental sustainability goals created by the United Nations (UN). This work meets 2 SDGs, among the 17 objectives: one related to sustainable cities and communities, which has a link with the sustainable development of the urban area, so that initiatives that contribute to this aspect fall into this objective; and the other correspondent to responsible consumption and production, aimed at changing the environmental awareness of industries and the final consumer (ONU, 2015).

Thus, the present research had as objective the incorporation of residues of the leather chips contaminated with chromium in a polymeric matrix of recycled polypropylene, referred to as PPR, in order to inert the con-

taminated leather and produce a material that can be used in construction systems, minimizing, in this way, an environmental problem in the tanning industry and still adding value to the material.

MATERIALS AND METHODS

In this research, two materials were used to make the specimens: leather powder and PPR. The leather dust sample was collected from the Bergi 1800 sanding machines from a Wet-Blue leather retanning industry located in the Maringá region, a city in the Brazilian state of Paraná. This material was sucked by an exhaust fan and compacted in a briquette machine (without specification), in order to reduce the volume and the propagation of the material in the work environment.

The PPR was donated by a plastic recycling industry located in the city of Maringá, where they were crushed into flakes. The PPR was analyzed for granulometry using a sieve shaker (electromechanical sieve shaker with analog timer — SoloCap), using the sieve series: 9.5 mm (3/8"); 4.75 mm (No. 4); 2.36 mm (No. 8); 2 mm (No. 10); 1.18 mm (No. 16) and the bottom, according to ABNT NBR NM: ISO 3310-1/2010 (ABNT, 2010). The calculations and results are in accordance with those provided for in DNER 080/94 (DNER, 1994).

In this work, they were used the mechanical and morphological parameters of a reference matrix formed by PPR and two composites containing PPR and leather

powder added in the proportion of 10 (PPR10%) and 20% (PPR20%), respectively. These three samples were weighed in relation to the proportion of materials used to make the specimens.

For the preparation of the specimens, the samples after proportional weighing of the materials were processed in a double screw extruder, model Thermo Scientific MiniLab II HAAKE Rheomex CTW 5, using a mold temperature of 190°C and a speed of 65 rpm, coupled with a injection molding Thermo Scientific HAAKE MiniJet II, with gun temperature of 210°C, mold temperature of 40°C, injection pressure of 650 bar, injection time of 15 s, pressure of 300 bar and pressure of 30 s.

The dimensions of the injector molds meet the requirements of the ASTM D638/2014 and ASTM D256/2010 standards, for carrying out the Izod traction and impact tests, respectively (ASTM, 2010; 2014). In total, 30 specimens were made to perform the tensile test, 10 containing only PPR, 10 containing 10% leather dust and 10 bodies containing 20% leather dust (Figure 1A). For the Izod impact test, 16 specimens were used for each proportion (Figure 1B), totaling 48 specimens.

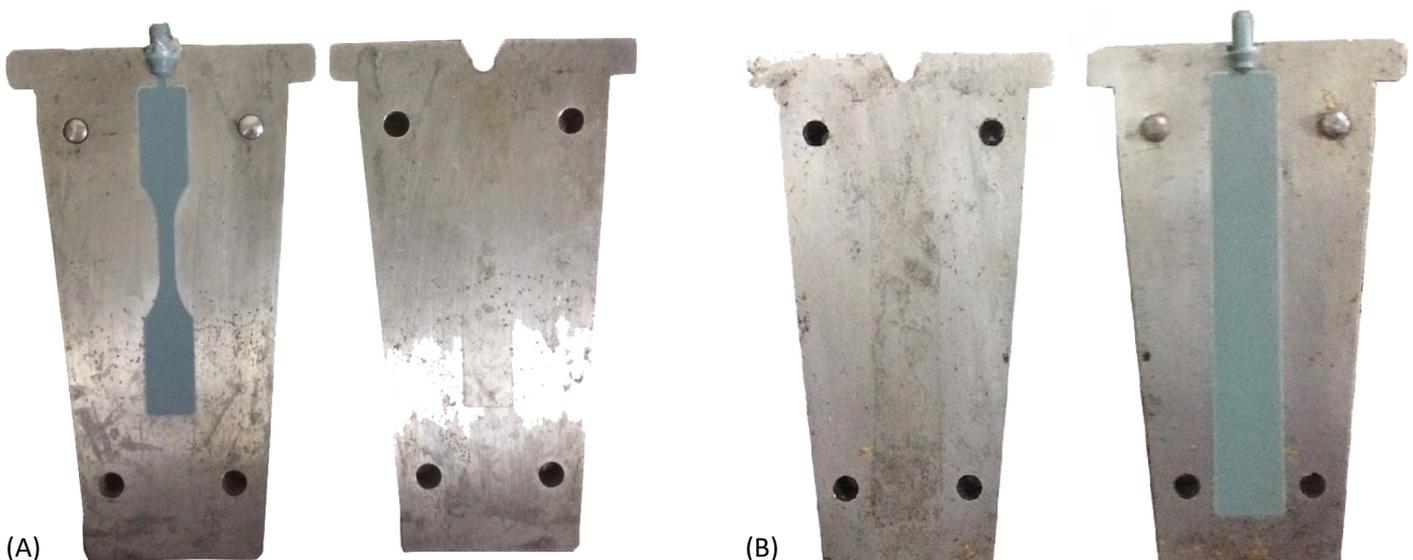


Figure 1 – Test mold: (A) traction; (B) izod impact.

After making the specimens, mechanical traction tests were carried out (ASTM, 2014), using a universal testing machine EMIC DL10000, with a 5 kN load cell. The Izod Impact (ASTM, 2010) was performed on CEAST equipment, model Resil Impactor Junior, with a 2.75 J pendulum.

In order to determine the tensile strength of each test specimen tested, the highest recorded stress value in Megapascal (MPa) was extracted. Aiming at determining the Izod impact resistance values for the specimens, the calculations provided for in ASTM D256/2010 were performed.

With these values of tensile strength and Izod impact of each specimen, calculations of the mean (sum of the strength values of each sample divided by the number of specimens) and of the standard deviation (SD) for the PPR, PPR10% and PPR20% samples were performed

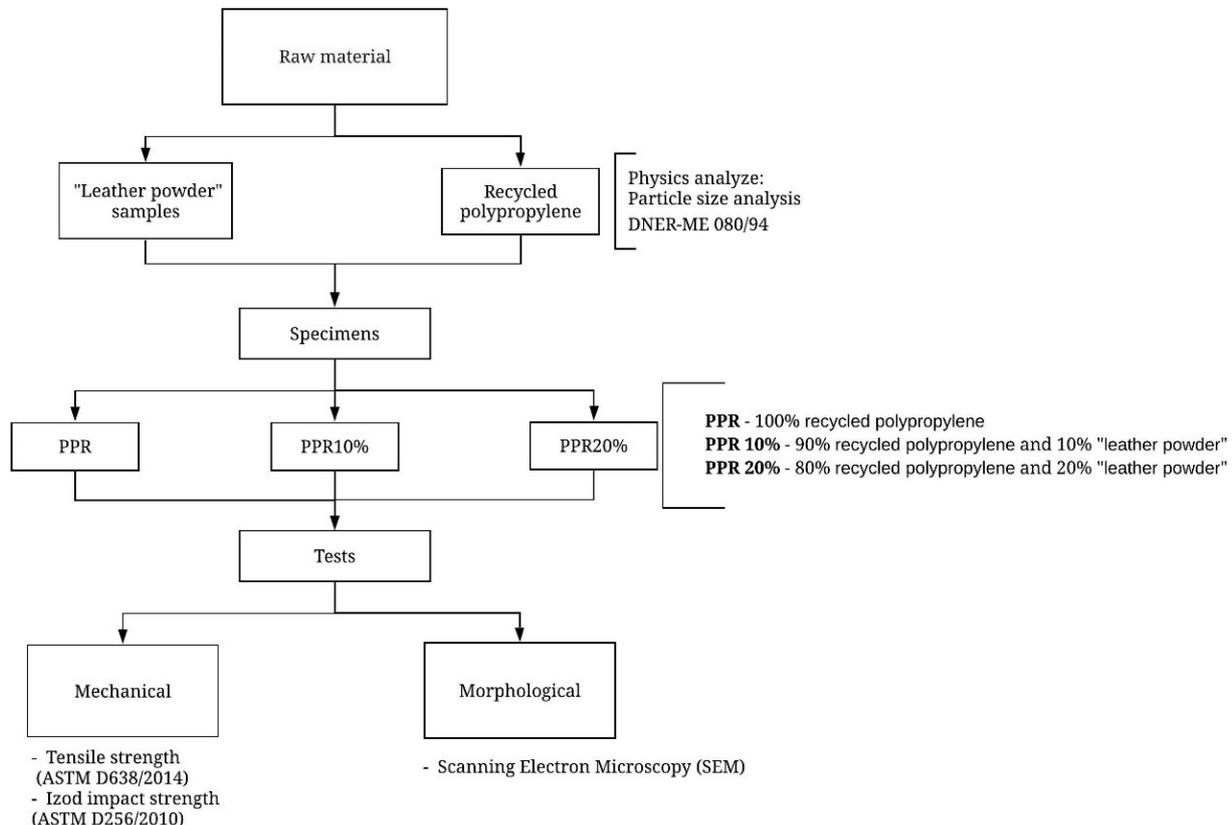
The calculation of the SD for the results related to the tensile strength tests and the Izod impact of the tested specimens is expressed by Equation 1.

$$SD = \pm \sqrt{\frac{\sum(x - \bar{x})^2}{(n-1)}} \quad (1)$$

The SD was calculated using the square root of the sum of the equations represented by the symbology Σ , being composed of the resistance values of each specimen (x) minus the average of all specimens for each test (\bar{x}). This difference between the resistance value of the specimens and the average was squared and divided by the number of specimens (n) minus one. The value resulting from the SD was considered both positive and negative.

The specimens resulting from the Izod impact test were analyzed according to the morphological parameters, using scanning electron microscopy (SEM), under a Shimadzu microscope, model SS-550, to analyze the distribution of particulate materials.

Figure 2 shows the methodology used to carry out this work.



PPR: recycled polypropylene; ASTM: American Society for Testing and Materials; DNER: Departamento Nacional de Estradas de Rodagem.

Figure 2 – Steps, analyzes and methodologies used to determine mechanical and morphological properties.

RESULTS AND DISCUSSION

Particle size analysis

Particle size analysis is essential to characterize and evaluate the material in relation to the particle size distribution and the particle size percentages, respectively (BITTEN-COURT *et al.*, 2018). From the results of the granulometric analysis, it was possible to identify the geometric variation of the crushed PPR. In this way, characterization of the granulometric distribution showed the average variation of the material was around 2.36 to 4.75 mm, that is, the largest parts of the material were retained in the screens No. 4 and No. 8, as shown in Figure 3.

The understanding of particle size analysis is notable for explaining physical and mechanical effects (BITTEN-COURT *et al.*, 2018). Corso *et al.* (2020) and Berto *et al.* (2018) used granulometry to determine the average

variation of the particle sizes of the material, as they directly influence the final resistance of the same, the average variation of the particle sizes of the material, in order to characterize them in relation to the size of the particles, in the same way that was carried out in this research.

The variation in the size of the PPR particles was adequate to make the extrusion process feasible, since if the average variation of the crushed PPR presented higher values than those determined, the material should probably be crushed again before starting the extrusion process — as a consequence of the laboratory scale —, which can cause a complication with the clogging of the material in the extruder nozzle.

Mechanical tests

The results for the Izod tensile and impact tests are shown in Figure 4. The average strengths and standard deviations of the reference matrix formed by PPR and two composites containing PPR and added leather powder were presented in the proportion of 10 (PPR10%) and 20% (PPR20%).

The mean tensile strength of the PPR, PPR10% and PPR20% specimens resulted in 30.95 ± 0.65 MPa, 31.6 ± 0.59 MPa and 33.32 ± 0.37 MPa, respectively. This represents a 2.10% increase for the insertion of 10% leather powder and 7.65% with the addition of 20% leather powder. According to Callister (2002), polypro-

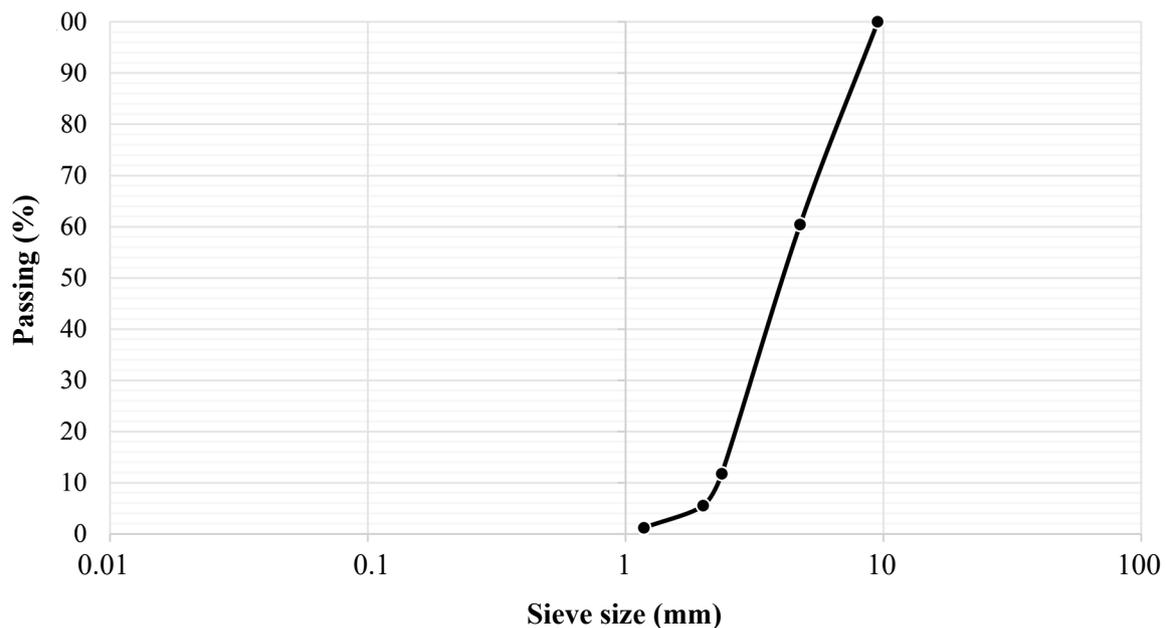


Figure 3 – Particle size analysis for the recycled polypropylene sample.

polyene exhibits tensile strength between 31 to 41.4 MPa, so the specimens made showed similar characteristics, even after recycling and adding fibers from the sanding machines of a Wet-Blue leather retanning industry.

Similar researches of Castiello *et al.* (2009), Masilamani *et al.* (2017) and Muralidharan *et al.* (2020) used residues from the leather industry to make composites based on polymers. However, unlike the results presented in this article, it was possible to observe in these studies that the reduction in tensile strength was proportional to the increase in the insertion of leather-based residues in the reference matrix.

Castiello *et al.* (2009) reused the collagen hydrolyzate derived from the leather industry for the production of polyethylene-based thermoplastic films. The results of the average tensile strength in duplicate were 14 and 12.70 MPa for the reference matrix, 12.1 and 10.75 MPa with 10% of leather-derived shavings, and 9.20 and 8 MPa with 20% of the same leather-derived material.

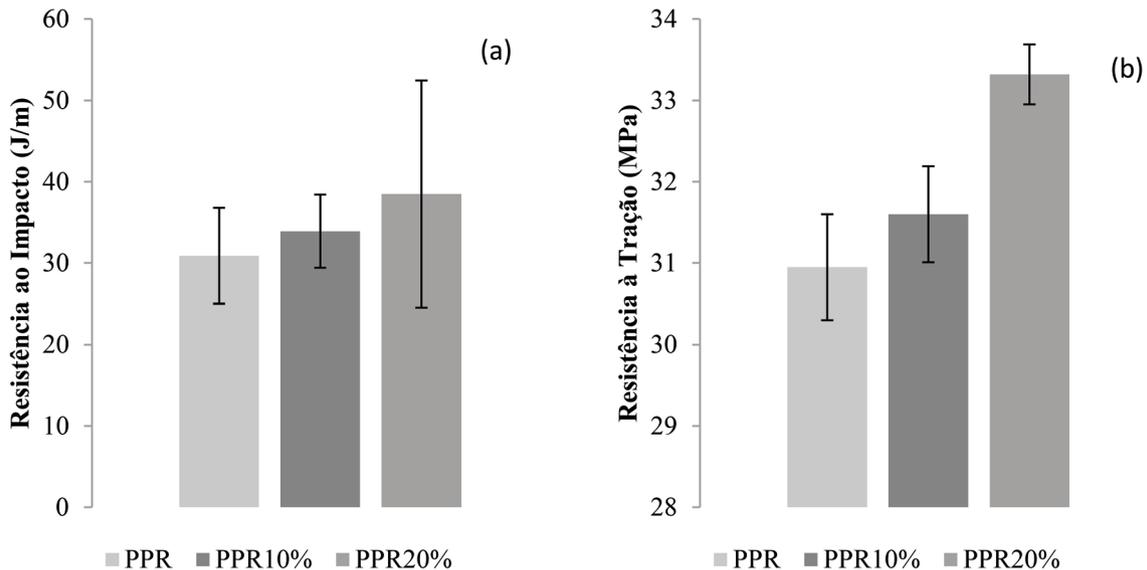
Masilamani *et al.* (2017) extracted the gelatinous material from raw bovine leather shavings for filmmaking. The tensile strength for the film containing 20% gelatinous material from leather chips with 80% polyvinyl alcohol (PVA) polymer was 51.08 ± 0.16 MPa and for the reference matrix with 100% PVA it was 53 ± 0.47 MPa.

Muralidharan *et al.* (2020) used tannery residues for the preparation of transparent bioplastic films, with a concentration of 6, 8, 10, 20, 30, 40 and 80% citric acid, presenting resistance to average traction of 32.08, 41.62, 36.39, 35.34, 22.72, 20.75 and 11.15 MPa, respectively.

As in this article, other authors, including Rokbi *et al.* (2020) and Rosário *et al.* (2011), used PPR with the addition of reinforcement material for making the composite. In Rokbi *et al.* (2020), the making of a plate from interspersed layers of PPR and simple jute fabric with a temperature of 210°C had a tensile strength of 19.09 ± 0.18 MPa.

For Rosário *et al.* (2011), the results of tensile strength according to the standard (ASTM D638/2014) resulted in 100% PPR in 22.78 ± 1.14 MPa and PPR with the addition of 30% sisal treated fibers, 87 ± 1.69 MPa, approaching the value obtained in this work for the tensile strength specimen of the tested PPR20%.

The results of Izod impact resistance (ASTM D256/2010) for the PPR, PPR10% and PPR20% specimens, according to Figures 4A and 4B, were 30.9 ± 5.90 J/m; 33.9 ± 4.5 J/m and 38.5 ± 13.96 J/m, respectively. This order of values refers to the 9.7 and 24.59% increase, as the leather powder was added in the proportions of 10 and 20%.



PPR: recycled polypropylene.

Figure 4 – Results of mechanical tests: (A) izod impact strength; (B) tensile strength.

This increase in mechanical performance proportional to the addition of leather powder shows that solid residues containing organic matter can increase the mechanical strength of polymeric composites, as reported by Razi, Islam and Parimalam (2019), who, when analyzing composites reinforced with 10 and 20% of waste from pisciculture, obtained an increase in resistance to the Izod impact of 6.78 and 20.34%, similar to the increase in the research carried out in this article.

Scanning electron microscopy

The SEM presents the evaluation of the interface of the studied fibers, as well as other morphological aspects, such as the fracture surfaces of the material. Other aspects that can be evaluated are the dispersion and adhesion of the fibers with the polymeric matrix.

Rosário *et al.* (2011) obtained resistance to the Izod impact of 62.29 ± 2.1 J/m for PPR specimens reinforced with sisal fiber, with the composition of 70% by weight of PPR and 30% by weight of treated sisal fiber, and without the addition of PPR the resistance obtained was 26.25 ± 4.5 J/m. The explanation for this fact is due to the longitudinal orientation in the injection process and perpendicular in the Izod impact test, which made the composite material more resistant.

It is observed that the increase in the amount of leather powder is directly proportional to the increase in the interfacial adhesion of these composites. The fracture surface morphologies of the composites in Figures 5A, 5B and 5C, as verified in the study by Firmino *et al.* (2017),

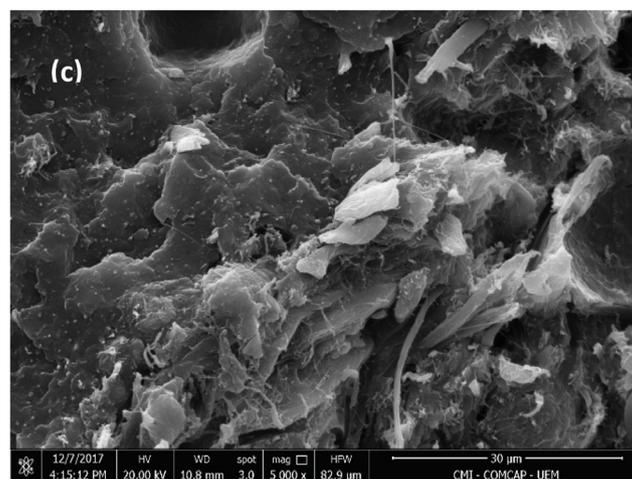
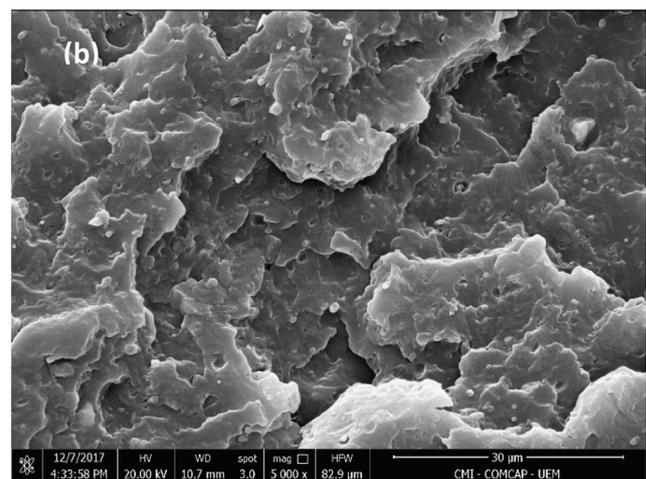
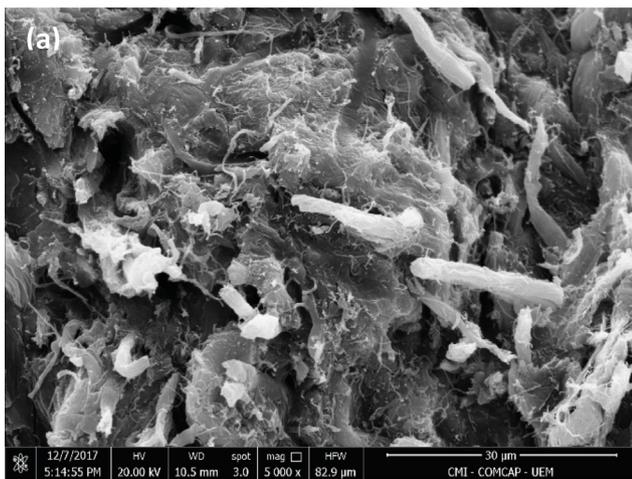


Figure 5 – Scanning electron microscopy: (A) pure recycled polypropylene (PPR); (B) PPR10%; (C) PPR 20%.

showed that the particle size of the reinforcement material is inversely proportional to its effective performance in the reference matrix. In this way, it is proved that the compacting of the material before extrusion aims to decrease the volume, being efficient to increase the homogeneity of the composites, due to the ease of fusing the materials used in the manufacture of the bodies, making them more resistant composites in relation to the reference matrix, as seen in the mechanical results.

When analyzing the impact fracture of the sample, it can be seen that the dispersion of leather powder with the PPR10% was uniform (Figure 5B). Muralidharan *et al.* (2020) verified through morphology the fibrous and porous structures of the leather, and reported that the structure presented by the residue may favor the interaction between the leather and the matrix used in the manufacture of composites, a fact also observed in this work.

CONCLUSION

The manufacture of composites from PPR and the addition of Wet-blue leather powder are effective when it is desired to increase the resistance of the specimens. In addition, from an economic point of view, they make the compost cheaper, considering that it is a material that would be discarded in industrial landfills and would generate costs for the industry. From the environmental point of view, it is necessary to carry out studies to analyze the leachate of the compound, in order to verify whether the chromium present in the leather is inert. If so, there is a possible solution to the problem of disposing of this hazardous waste.

Regarding the use of PPR, it can be said that it would be a great solution for small recycling cooperatives in smaller cities and even the incentive for small cities that do not have selective collection. These coopera-

tives, because they produce a smaller volume, end up taking a long time to sell their product, which leads to a long storage time up to the ideal amount for delivery, taking up space in their facilities. With the insertion of the polymer as a polymeric matrix, consequently, this material would leave the cooperatives more quickly, generating more turnover and financial turnover.

The PPR with the addition of leather powder fibers showed acceptable mechanical properties that require less mechanical efforts for the production of new materials, such as in the construction sector and even in livestock, in the form of platforms, pallets, closing plates and tiles, for various purposes. Therefore, these products must be tested in compliance with the requirements of the standards to start production on an industrial scale.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors thank CAPES (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior), ICETI (Instituto

Cesumar de Ciência, Tecnologia e Inovação) and to IN2 (Instituto Integrado de Ciência e Tecnologia).

REFERENCES

AL-FAKIH, A.; MOHAMMED, B. S.; LIEW, M. S.; NIKBAKHT, E. Incorporation of waste materials in the manufacture of masonry bricks: an update review. *Journal of Building Engineering*, v. 21, p. 37-54, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.job.2018.09.023>

ALMEIDA, C. M. V. B.; AGOSTINHO, F.; HUISINGH, D.; GIANNETTI, B. F. Cleaner Production towards a sustainable transition. *Journal of Cleaner Production*, v. 142, parte 1, p. 1-7, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.10.094>

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). *ASTM D256*: Standard Test Methods for Determining the Izod Pendulum Impact Resistance of Plastics. West Conshohocken: ASTM, 2010.

AMERICAN SOCIETY FOR TESTING AND MATERIALS (ASTM). *ASTM D638*: Standard Test Method for Tensile Properties of Plastics. West Conshohocken: ASTM, 2014.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 10004-2004: Classificação de Resíduos*. Rio de Janeiro: ABNT, 2004.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR NM ISO 3310-1-2010: Peneiras de ensaio - Requisitos técnicos e verificação*. Parte 1: Peneiras de ensaio com tela de tecido metálico (ISO 3310-1, IDT). Rio de Janeiro: ABNT, 2010.

BERTO, L. K.; GODOI, R.; AMARO, L. P.; CORSO, M.; RIBEIRO, J. R.; REZENDE, L. C. S. H. Análise da relação entre a permeabilidade e as características mecânicas do revestimento asfáltico permeável. *Revista da Universidade Vale do Rio Verde*, v. 16, n. 2, 2018. <http://dx.doi.org/10.5892/ruvrd.v16i2.4964>

BITTENCOURT, A. N.; MARIOT, H.; RIBEIRO, A.; CAMPOS, D. P.; MARQUES, C. R. M.; MELO, A. R. Estudo da influência da granulometria e da carga mineral em resina epóxi utilizada em fachada ventilada. *Cerâmica Industrial*, v. 23, n. 1, p. 13-23, 2018. <http://dx.doi.org/10.4322/cerind.2018.003>

CALLISTER JR., W. D. *Ciência e engenharia de materiais: uma introdução*. 5. ed. Rio de Janeiro: LTC, 2002.

CASTIELLO, D.; CHIELLINI, E.; CINELLI, P.; D'ANTONE, S.; PUCCINI, M.; SALVADORI, M.; SEGGIANI, M. Polyethylene-collagen hydrolyzate thermoplastic blends: Thermal and mechanical properties. *Journal of Applied Polymer Science*, v. 114, n. 6, p. 3827-3834, 2009. <https://doi.org/10.1002/app.31000>

CORSO, M.; BERTO, L. K.; ALBUQUERQUE, A. C. D. D.; OLIVEIRA, J. H. D.; FAVARO, S. L.; REZENDE, L. C. S. H. Incorporação de óxido de grafeno em argamassa de revestimento: uma visão sustentável. *Ambiente Construído*, v. 20, n. 1, p. 297-312, 2020. <https://doi.org/10.1590/s1678-86212020000100375>

DEPARTAMENTO NACIONAL DE ESTRADAS DE RODAGEM (DNER). *DNER-ME 080/94: Solos – análise granulométrica por peneiramento*. Rio de Janeiro: DNER, 1994.

DEVECI, E. Ü.; AKARSU, C.; GÖNEN, Ç.; ÖZAY, Y. Enhancing Treatability of Tannery Wastewater by Integrated Process of Electrocoagulation and Fungal via Using RSM in an Economic Perspective. *Process Biochemistry*, v. 84, p. 124-133, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.procbio.2019.06.016>

DING, X.; SHAN, Z.; LONG, Z.; CHEN, Z. Utilization of collagen protein extracted from chrome leather scraps as a set retarders in gypsum. *Construction and Building Materials*, v. 237, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2019.117584>

FAKIROV, S. Nanofibrillar polymer-polymer and single polymer composites via the “converting instead of adding” concept – Examples of true polymer nanocomposite. *Advanced Industrial and Engineering Polymer Research*, v. 1, n. 1, p. 40-47, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.aiepr.2018.02.001>

FAVARO, S. L.; PEREIRA, A. G. B.; FERNANDES, J. R.; BARON, O.; SILVA, C. T. P.; MOISÉS, M. P.; RADOVANOVIC, E. Outstanding impact resistance of post-consumer HDPE/Multilayer packaging composites. *Materials Sciences and Applications*, v. 8, n. 1, p. 15-25, 2017. <https://doi.org/10.4236/msa.2017.81002>

FERNANDES, S.; COSTA, L.; SILVA, H.; OLIVEIRA, J. Effect of incorporating different waste materials in bitumen. *Science and Technology of Materials*, v. 29, n. 1, p. e204-e209, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ctmat.2016.07.003>

FIRMINO, H. C. T.; CHAGAS, T. F.; MELO, P. M. A.; SILVA, L. B. Caracterização de compósitos particulados de polietileno de alta densidade/pó de concha de molusco. *Matéria*, Rio de Janeiro, v. 22, n. 2, p. 1-12, 2017. <https://doi.org/10.1590/S1517-707620170002.0164>

HAMEED, A. M.; HAMZA, M. T. Characteristics of polymer concrete produced from wasted construction materials. *Energy Procedia*, v. 157, p. 43-50, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2018.11.162>

ISLAM, M. S.; AHMED, M. K.; RAKNUZZAMAN, M.; HABIBULLAH-AL-MAMUN, M.; KUNDU, G. K. Heavy metals in the industrial sludge and their ecological risk: A case study for a developing country. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 172, p. 41-49, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2016.09.006>

- LIANG, J. Impact fracture toughness and flow properties of polypropylene composites. *Polymer Testing*, v. 60, p. 381-387, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.polymertesting.2017.04.022>
- LUJÁN-FACUNDO, M. J.; FERNÁNDEZ-NAVARRO, J.; ALONSO-MOLINA, J. L.; AMORÓS-MUÑOZ, I.; MORENO, Y.; MENDOZA-ROCA, J. A.; PASTOR-ALCAÑIZ, L. The role of salinity on the changes of the biomass characteristics and on the performance of an OMBR treating tannery wastewater. *Water Research*, v. 142, p. 129-137, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.05.046>
- MASILAMANI, D.; SRINIVASAN, V.; RAMACHANDRAN, R. K.; GOPINATH, A.; MADHAN, B.; SARAVANAN, P. Sustainable packaging materials from tannery trimming solid waste: A new paradigm in wealth from waste approaches. *Journal of Cleaner Production*, v. 164, p. 885-891, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.06.200>
- MURALIDHARAN, V.; AROKIANATHAN, M. S.; BALARAMAN, M.; PALANIVEL, S. Tannery trimming waste based biodegradable bioplastic: Facile synthesis and characterization of properties. *Polymer Testing*, v. 81, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.polymertesting.2019.106250>
- ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS (ONU). *Transformando nosso mundo: a agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável*. ONU, 2015. Available at: <<http://www.agenda2030.com.br/>>. Accessed on: Mar. 21, 2019.
- PINTO, M. B.; SAMANAMUD, G. R. L.; BASTON, E. P.; FRANÇA, A. B.; NAVES, L. L. R.; LOURES, C. C. A.; NAVES, F. L. Multivariate and multiobjective optimization of tannery industry effluent treatment using Musa sp flower extract in the coagulation and flocculation process. *Journal of Cleaner Production*, v. 219, p. 655-666, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.02.060>
- QUADRELLI NETO, J.; GOMES, J. O.; BORK, C. A. S. Produto sustentável: utilização de mapa cognitivo para definição de requisitos de sustentabilidade na indústria têxtil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)*, n. 50, p. 39-60, 2018. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820180393>
- RAZI, Z. M.; ISLAM, M. R.; PARIMALAM, M. Mechanical, structural, thermal and morphological properties of a protein (fish scale)-based bisphenol-A composites. *Polymer Testing*, v. 74, p. 7-13, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.polymertesting.2018.12.008>
- REZENDE, L. C. S. H.; SILVA, C. A.; OTTO, G. P.; MOISÉS, M. P.; BERGAMASCO, R.; FÁVARO, S. L. Analysis of physical, chemical e mechanical properties of wood-particle boards containing biaxially oriented polypropylene. *Acta Scientiarum. Technology*, v. 39, n. 2, p. 193-200, 2017. <https://doi.org/10.4025/actascitechnol.v39i2.29730>
- ROKBI, M.; KHALDOUNE, A.; SANJAY, M. R.; SENTHAMARAIKANNAN, P.; ATI, A.; SIENGCHIN, S. Effect of processing parameters on tensile properties of recycled polypropylene based composites reinforced with jute fabrics. *International Journal of Lightweight Materials and Manufacture*, v. 3, n. 2, p. 144-149, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ijlmm.2019.09.005>
- ROSÁRIO, F.; PACHEKOSKI, W. M.; SILVEIRA, A. P. J.; SANTOS, S. F.; HOLMER JÚNIOR, S.; CASARIN, S. A. Resíduos de Sisal como Reforço em Compósitos de Polipropileno Virgem e Reciclado. *Polímeros*, v. 21, n. 2, p. 90-97, 2011. <https://doi.org/10.1590/S0104-14282011005000021>
- SATHISH, M.; MADHAN, B.; RAO, J. R. Leather solid waste: An eco-benign raw material for leather chemical preparation—A circular economy example. *Waste Management*, v. 87, p 357-367, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.02.026>
- SILVA, R. A.; GUETTI, P. C.; LUZ, M. S.; ROUXINOL, F.; GELAMO, R. V. Enhanced properties of cement mortars with multilayer graphene nanoparticles. *Construction and Building Materials*, v. 149, p. 378-385, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.05.146>
- SILVEIRA, A.; MORENO, J. R.; CORREIA, M. J.; FERRO, V. A method for the rapid evaluation of leather biodegradability during the production phase. *Waste Management*, v. 87, p. 661-671, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2019.03.003>

SOUSA, L. H. S. S.; SILVA, E. A. Ecologia industrial: evolução histórica e produção científica. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais (Online)*, n. 50, p. 162-182, 2018. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820180403>

SULLINS, T.; PILLAY, S.; KOMUS, A.; NING, H. Hemp fiber reinforced polypropylene composites: The effects of material treatments. *Composites Part B: Engineering*, v. 114, p. 15-22, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.compositesb.2017.02.001>

TAMBOURA, S.; MEFTAH, H.; FITOUSSI, J.; BENDALY, H.; TCHARKHTCHI, A. Thermal aging kinetic and effects on mechanical behavior of fully recycled composite based on polypropylene/polyethylene blend. *Jornal Applied Polymer Science*, v. 135, n. 33, p. 1-10, 2018. <https://doi.org/10.1002/app.46640>

WANG, G.; ZHAO, G.; ZHANG, L.; MU, Y.; PARK, C. B. Lightweight and tough nanocellular PP/PTFE nanocomposite foams with defect-free surfaces obtained using *in situ* nanofibrillation and nanocellular injection molding. *Chemical Engineering Journal*, v. 350, p. 1-11, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2018.05.161>



POTENCIAIS ALTERNATIVAS PARA REUTILIZAÇÃO DOS RESÍDUOS DA BANANICULTURA: UMA REVISÃO SISTEMÁTICA

POTENTIAL ALTERNATIVES FOR THE REUSE OF BANANA PRODUCTION RESIDUES: A SYSTEMATIC REVIEW

Nathan Roberto

Lohn Pereira 

Mestrando em Ciências Ambientais na Universidade do Sul de Santa Catarina (Unisul) – Palhoça (SC), Brasil.

Rachel Faverzani

Magnago 

Professora Doutora na Unisul – Palhoça (SC), Brasil.

Endereço para correspondência:

Nathan Roberto Lohn Pereira –
Rua Bertoldo Hames, 1.008 – Boa Parada – CEP: 88125-000 – São Pedro de Alcântara (UF), Brasil –
E-mail: lohnathan@gmail.com

Recebido em: 12/12/2019

Aceito em: 15/4/2020

RESUMO

A banana é a segunda fruta mais consumida no mundo. Seu cultivo produz grandes quantidades de resíduos lignocelulósicos, descartados majoritariamente de maneira inadequada. Muitas vezes esses resíduos são potenciais meios de proliferação de vetores, além de contribuir, mediante decomposição, para a geração de gases que ocasionam o efeito estufa. Assim, buscou-se identificar, por meio de uma pesquisa sistemática em bases de dados (Periódicos Capes, Science Direct e Springer Link), alternativas para a reutilização e consequente valorização desses resíduos. Propôs-se realizar uma análise temporal quantitativa e qualitativa dos artigos selecionados, identificando o número de publicações por ano e os periódicos em que foram publicados. Identificou-se crescente número de artigos publicados na última década, na maioria em periódicos de alto impacto (índice SCImago). Dessa forma, constatou-se que a produção de compósitos, biocombustíveis e compostos adsorventes são as principais alternativas para se atribuir maior valor agregado aos resíduos da bananicultura e, conseqüentemente, promover seu reaproveitamento.

Palavras-chave: cultivo de banana; biomassa; produção de compósitos; biocombustíveis; compostos adsorventes.

ABSTRACT

Banana is the second most consumed fruit in the world. Its cultivation produces large amounts of lignocellulosic residues, mostly discarded inappropriately. These residues are often potential means of vector proliferation, in addition to contributing, through decomposition, to the generation of greenhouse gases. Thus, we sought to identify through a systematic search in databases (Periódicos Capes, Science Direct, and Springer Link) alternatives for reuse and consequent recovery of these residues. It was proposed to perform a quantitative and qualitative temporal analysis of the selected articles, identifying the number of publications per year and the journals in which they were published. Thus, an increasing number of articles published in the last decade were identified, mostly in high impact journals (SCImago index). In this way, it was found that the production of composites, biofuels, and adsorbent compounds are the main alternatives for attributing greater added value to banana residues and, consequently, promoting their reuse.

Keywords: banana cultivation; biomass; production of composites; biofuels; adsorbent compounds.

INTRODUÇÃO

A banana (*Musa* sp.) é a segunda fruta mais consumida no mundo, representando 16% da produção mundial de frutas. A produção mundial anual é de 114 milhões de toneladas, concentrando-se em regiões de clima tropical e subtropical. É também a quarta cultura mais importante na agricultura, ficando atrás apenas das culturas de arroz, trigo e milho (FAO, 2018; PALACIOS *et al.*, 2017; PEREIRA; ANJOS; MAGNAGO, 2019).

A Índia é o maior produtor mundial de banana, com 28 milhões de toneladas cultivadas anualmente, seguido da China (\approx 13 milhões de toneladas), Filipinas (\approx nove milhões), Brasil (\approx sete milhões), Equador (\approx seis milhões) e Indonésia (\approx 5,5 milhões). Assim, a soma da produção de banana correspondente a Índia, China, Filipinas, Equador e Brasil representa mais da metade da produção mundial (PADAM *et al.*, 2014; FAO, 2018). Destaca-se também o cultivo em países africanos, como Angola (\approx três milhões), Burundi (\approx 2,4 milhões), Camarões (\approx 1,6 milhão), Quênia (\approx 1,4 milhão) e Uganda (\approx 0,6 milhão), onde a fruta representa, em alguns casos, uma das principais fontes nutricionais (VILJOEN *et al.*, 2004; PADAM *et al.*, 2014; FAO, 2018; EKESA *et al.*, 2019).

A banana apresenta elevado valor nutricional, sobretudo pela quantidade significativa de carboidratos (mais de 20% de sua composição). É rica em fibras e sais minerais, sendo uma das principais fontes de potássio, magnésio e fósforo da dieta humana. Também se destaca pelos baixos índices lipídicos (AURORE; PARFAIT; FAHRASMANE, 2009; LEOBET, 2016). A composição varia conforme a espécie da planta, a forma de cultivo, o tipo de solo, a temperatura, a sazonalidade das chuvas, entre outros fatores (LEOBET, 2016).

A produção de banana ocupa grandes extensões territoriais, das quais, somente no Brasil, são destinados mais de 500 mil hectares ao cultivo (COLTRO; KARASKI, 2019). No mundo, estima-se que, em 2017, 5,6 milhões de hectares de terra foram usados no plantio de banana; em 1993, eram 3,6 milhões de hectares e, em 2000, 4,6 milhões de hectares. Assim, identifica-se rápida expansão do cultivo de banana nas duas últimas décadas, sobretudo na China e na Índia, onde a área destinada ao plantio praticamente dobrou entre 2000 e 2017 (FAO, 2018).

Na maioria das plantações de banana, são as chuvas que fornecem a água requerida à manutenção das plantas, entretanto são cada vez mais frequentes os sistemas de irrigação, objetivando aumentar a produção e potencializar o plantio em áreas até então inadequadas (COLTRO; KARASKI, 2019; MWAURA; MUWANIKI, 2018; SANTOS *et al.*, 2019). Ressalta-se que as mudanças climáticas podem ocasionar variação na qualidade e na quantidade de frutas produzidas, uma vez que alterações de temperatura e de sazonalidade das chuvas e aumento na frequência de intempéries climáticas, como vendavais, furacões e tornados, podem influenciar no cultivo da banana (SABIITI *et al.*, 2017; SALVACION, 2019; SALVACION *et al.*, 2019).

A bananicultura é caracterizada pela geração de grande quantidade de resíduos orgânicos. Após o corte do cacho, o pseudocaule e as folhas da bananeira são geralmente cortados para facilitar o crescimento de uma nova matriz produtora (GUMISIRIZA *et al.*, 2017; PADAM *et al.*, 2014; YAHYA *et al.*, 2018). No Brasil, estima-se que 510 mil hectares de terras sejam destinados à bananicultura, com geração de 220 toneladas de resíduos por hectare plantado por safra, correspondendo à geração de mais de 100 milhões de toneladas por ano (COLTRO; KARASKI, 2019; INGALE; JOSHI; GUPTTE, 2014).

O pseudocaule e as folhas são em maioria abandonados nas próprias plantações, tornando-se meios de proliferação de vetores, como mosquitos e moscas. Além disso, seu processo de decomposição gera gases nocivos, como metano, amônia e peróxido de hidrogênio (GUERRERO; BALLESTEROS; BALLESTEROS, 2018; LI *et al.*, 2010; SANTA-MARIA *et al.*, 2013). Em determinadas regiões, sobretudo na Índia, grande parte desses resíduos é descartada em rios e lagos, ocasionando sérios problemas ambientais (INGALE; JOSHI; GUPTTE, 2014). Em decorrência desses problemas, ações que promovam o reaproveitamento dos resíduos da bananicultura são necessárias e iminentes.

Os resíduos da bananicultura são compostos majoritariamente dos polímeros celulose (\approx 35% em massa), hemicelulose (\approx 20% em massa) e lignina (\approx 10% em massa), sendo estes precursores de diversos materiais e produtos amplamente comercializados, como papel, biocombustíveis, membranas filtrantes, entre outros

(CORDEIRO *et al.*, 2004; YAHYA *et al.*, 2018). A celulose é um polímero natural de glicose. É o material orgânico mais abundante do planeta, com produção anual superior a 50 bilhões de toneladas. A estrutura da celulose apresenta regiões altamente ordenadas, estabilizadas por ligações de hidrogênio (OGATA, 2013; PEREIRA; ANJOS; MAGNAGO, 2019). A hemicelulose é composta de uma classe heterogênea de polissacarídeos de baixo peso molecular, como pentoses, hexoses e ácidos urônicos, atuando como um componente de ligação entre a lignina e a celulose (OGATA, 2013; PEREIRA; ANJOS;

MAGNAGO, 2019). A lignina é um polímero amorfo, muito complexo e ramificado, com estruturas aromáticas e alifáticas. As ligações éteres predominam na união entre as unidades da lignina, que apresenta um grande número de interligações.

Dessa forma, tendo em vista o potencial da biomassa lignocelulósica como matéria-prima na produção de materiais e os problemas provados pelo descarte inadequado desses resíduos, propôs-se investigar, mediante uma pesquisa sistemática, alternativas para reutilização e consequente valorização dos resíduos da bananicultura.

MATERIAIS E MÉTODOS

Buscou-se realizar uma revisão bibliográfica sistemática por meio de pesquisa em materiais bibliográficos nas bases de dados Science Direct, Portal de Periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Capes) e na plataforma da editora Springer, seguindo os critérios de seleção demonstrados na Figura 1. Propôs-se também realizar uma análise temporal quantitativa e qualitativa da literatura, identificando o número

de publicações por ano e os periódicos em que foram publicados. Para identificar o fator de impacto dos periódicos, optou-se por utilizar o índice de classificação do portal SCImago Journal & Country Rank, em que foram considerados periódicos de alto impacto aqueles com mais de 100 pontos, periódicos de médio impacto aqueles entre 51 e 100 pontos e de baixo impacto aqueles com 50 pontos ou menos.

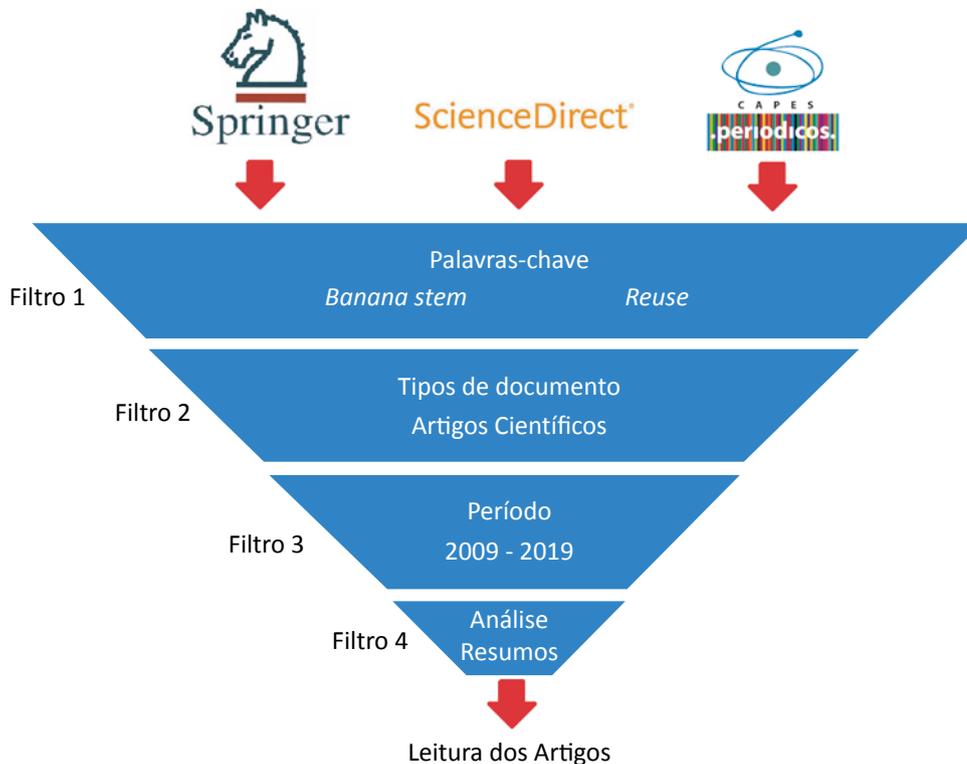


Figura 1 – Processo de seleção do material bibliográfico nas bases de dados.

Como pode ser observado na Figura 2, as palavras usadas na busca foram *Banana stem* e *Reuse*, empregando o operador *and* entre os termos. Na segunda etapa, os resultados das buscas foram filtrados em relação ao tipo de documento, sendo selecionados apenas artigos, tendo em vista que estes passam por um processo de revisão paritária. Em um terceiro momento, selecionaram-se os

artigos quanto ao período de publicação, de 2009 a 2019. A quarta etapa consistiu na análise do resumo dos artigos selecionados, identificando quais apresentavam relação com o objetivo da pesquisa, ou seja, aqueles que relatavam alternativas de valorização dos resíduos lignocelulósicos da bananicultura. A última etapa de seleção de materiais fundamentou-se na leitura e na análise dos artigos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A pesquisa na base de dados Science Direct utilizando as palavras-chave *Banana stem* e *Reuse* apresentou 590 resultados, e no Periódicos Capes, 272 resultados. Na editora Springer, identificaram-se 1.397 resultados. Quando selecionados apenas artigos, foram 134 resultados na editora Springer, 331 no Science Direct e 251 no Periódicos Capes. Restringindo o período de publicação dos artigos para 2009-2019, exibiram-se 94 resultados na plataforma Springer, 266 no Science Direct e 212 no Periódicos Capes.

Na última etapa de seleção, que consistiu na análise do resumo dos artigos, extraíram-se 25 artigos da editora Springer, 60 do Science Direct e 38 do Periódicos Capes, totalizando 123 artigos resultantes da revisão bibliométrica, entretanto destaca-se que três dos artigos obtidos no Periódicos Capes eram da editora Springer, já identificados na revisão realizada na plataforma da editora, e 2 eram da editora Elsevier, já obtidos na busca na base Science Direct. Dessa forma, verificaram-se 118 artigos que mencionavam alternativas para a reutilização da biomassa da bananicultura, especialmente o pseudocaule.

Em relação à análise temporal dos últimos dez anos, constatou-se um crescente aumento de publicações sobre o tema (Figura 2).

Pode-se observar na Figura 2 que o ano de 2018 apresentou maior quantidade de artigos publicados (26), seguido de 2017 (18). Ressalta-se também 2019, que, até meados de junho, tinha 15 publicações acerca do assunto.

A classificação dos periódicos quanto ao índice do portal SCImago Journal & Country Rank é exibida na Tabela 1.

Totalizaram-se 69 artigos publicados em periódicos de alto impacto, 20 em periódicos de médio impacto e 29 em periódicos de baixo impacto. Assim, a ampla maioria dos artigos foi publicada em periódicos de alto impacto, destacando-se *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, com 14 publicações e impacto de 222 pontos, *Bioresource Technology*, com 10 artigos e impacto de 251 pontos, e *Carbohydrate Polymers*, com 8 publicações e impacto de 172 pontos. Dessa forma, reforça-se a

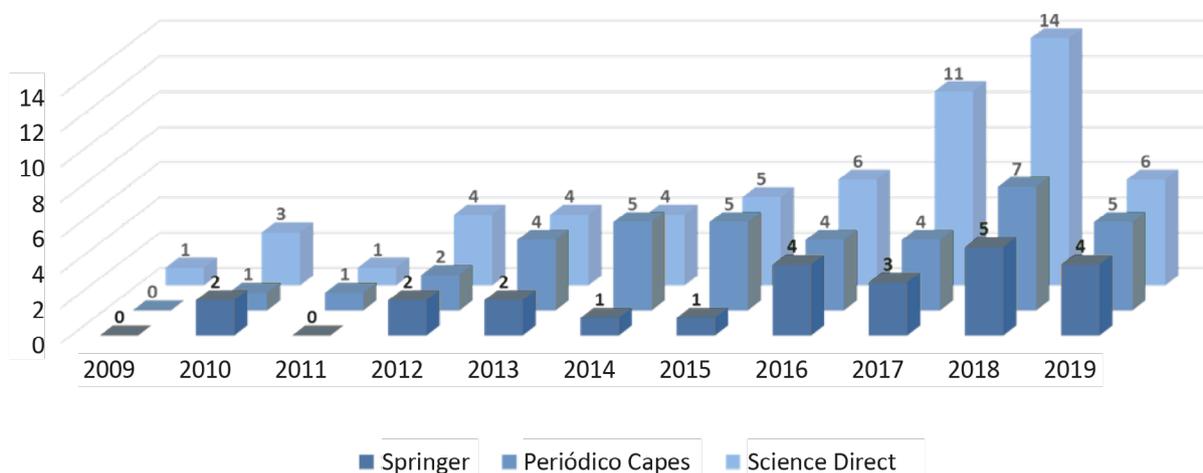


Figura 2 – Publicações por ano nas bases selecionadas.

significância das pesquisas sobre o assunto, sendo publicadas em revista científicas consolidadas.

Quanto às possibilidades de reutilização dos resíduos da bananicultura presentes nos artigos, os resultados estão na Figura 3. Assim, destaca-se o uso como material adsorvente (37 publicações), na síntese de biocom-

Materiais adsorventes

Os principais métodos para remoção de contaminantes das fases gasosa e aquosa são: tratamento biológico, floculação, separação por membrana, precipitação química e adsorção com carbono. Entre esses processos, a adsorção com carbono mostra-se muito eficaz na remoção de variados poluentes, no entanto o elevado custo desse método em larga escala levou a pesquisas com materiais

bustíveis (33 publicações) e como matéria-prima na fabricação de compósitos (32 publicações). Além disso, a produção de biofertilizantes, a alimentação de ruminantes, a exploração no artesanato e como material precursor na síntese de papéis condutores foram outras possibilidades para a valorização dos resíduos identificados na análise dos artigos.

adsorventes alternativos (ANASTOPOULOS *et al.*, 2019; DAI *et al.*, 2018; GEREMIAS *et al.*, 2012).

Resíduos agrícolas têm componentes com estruturas porosas, ramificadas, contendo carboxilas, hidroxilas e outros grupos reativos. Assim, esses materiais podem ser usados como adsorventes de poluentes, como metais pesados e agrotóxicos. Nos últimos anos, elevado número

Tabela 1 – Publicações por periódico e classificação de impacto.

Alto Impacto	Nº de publicações	Médio Impacto	Nº de publicações	Baixo Impacto	Nº de publicações
<i>Renewable and Sustainable Energy Reviews</i>	14	Environmental Science and Pollution Research	2	Bioresources and Bioprocessing	4
<i>Bioresource Technology</i>	10	Journal of Polymers and the Environment	2	Waste and Biomass Valorization	3
<i>Carbohydrate Polymers</i>	8	Journal of Molecular Liquids	2	Bioremediation Journal Environmental	2
<i>Journal of Cleaner Production</i>	5	Environmental Monitoring and Assessment	1	International Journal of Chemical Engineering	1
<i>Chemical Engineering Journal</i>	4	Biotechnology for Biofuels	1	Journal of Food Science and Technology	1
<i>International Journal of Biological Macromolecules</i>	3	Phytochemistry Reviews	1	Biofuels	1
<i>Journal of Environmental Management</i>	3	Materials	1	Soil	1
<i>Science of the Total Environment</i>	2	Radiation Physics and Chemistry	1	Textile Progress	1

Continua...

Tabela 1 – Continuação.

Alto Impacto	Nº de publicações	Médio Impacto	Nº de publicações	Baixo Impacto	Nº de publicações
<i>Chemosphere</i>	2	Polymer Reviews	1	Chemistry Letters	1
<i>Journal of Hazardous Materials</i>	2	International Biodeterioration and Biodegradation	1	3 Biotech	1
<i>Sensors and Actuators, B: Chemical</i>	2	Journal of Supercritical Fluids	1	Journal of Natural Fibers	1
<i>Progress in Energy and Combustion Science</i>	1	Water, Air, and Soil Pollution	1	Biocatalysis and Agricultural Biotechnology	1
<i>RSC Advances</i>	1	Reviews in Environmental Science and Bio/Technology	1	Sustainable Materials and Technologies	1
<i>Nanoscale</i>	1	International Journal of Life Cycle Assessment	1	Journal of Saudi Chemical Society	1
<i>Composites Part B: Engineering</i>	1	Cellulose	1	Journal of Environmental Chemical Engineering	1
<i>Composites Part A: Applied Science and Manufacturing</i>	1	Applied Biochemistry and Biotechnology	1	Materials Today: Proceedings	1
<i>Waste Management</i>	1	Agronomy for Sustainable Development	1	Procedia Economics and Finance	1
<i>Cement and Concrete Composites</i>	1			Environmental Technology and Innovation	1
<i>Progress in Polymer Science</i>	1			Environmental Processes	1
<i>Industrial Crops and Products</i>	1			Applied Biochemistry and Biotechnology	1
<i>Fuel</i>	1			AMB Express	1
<i>Colloids and Surfaces A: Phy. and Eng. Aspects</i>	1			International Journal of Plastics Technology	1
<i>Catalysis Letters</i>	1			Biomass Conversion and Biorefinery	1
Total	69	Total:	20	Total:	29

de pesquisas foi desenvolvido aproveitando os resíduos lignocelulósicos da bananicultura como biomassa adsorvente para o tratamento de poluentes (AKBAR *et al.*, 2019; BELLO *et al.*, 2018; DAI *et al.*, 2018; JAIN; MALIK; YADAV, 2016; MAHMOOD-UL-HASSAN *et al.*, 2015; NGUYEN *et al.*, 2013; SINGH *et al.*, 2018).

Efluentes da indústria têxtil e de impressão contendo grande quantidade de azul de metileno foram tratados com resíduos da bananicultura, sendo estes eficazes na remoção do poluente das águas (HAMEED; MAHMOUD; AHMAD, 2008; RAFATULLAH *et al.*, 2010). No trata-

Biocombustíveis

A fabricação de biocombustíveis, sobretudo bioetanol proveniente da biomassa lignocelulósica, tem-se destacado nas últimas décadas mediante pesquisas objetivando otimizar o processo de produção (SILVA *et al.*, 2005). Assim, a abundância de resíduos lignocelulósicos, como os derivados da bananicultura, e a busca por menor dependência de combustíveis fósseis têm aumentado o interesse na utilização da biomassa como matéria-prima para a produção de biocombustíveis (BHATIA; JOHRI; AHMAD, 2012; DAS; SARMAH; BHATTACHARYYA, 2015; KUMAR; SHARMA, 2017; OFORI-BOATENG; LEE, 2013; PADAM *et al.*, 2014).

O bioetanol, também chamado de etanol de segunda geração e etanol celulósico, é sintetizado majoritaria-

mente mediante hidrólise dos polímeros celulose e hemicelulose por ação de enzimas e/ou produtos químicos. Após a hidrólise, ocorre a fermentação alcoólica, por meio de reações catalisadas por enzimas produzidas por microrganismos anaeróbicos (BHATIA; JOHRI; AHMAD, 2012; LUN ONG *et al.*, 2018).

Dessa forma, a digestão anaeróbica da biomassa gerada na bananicultura é uma das alternativas com maior potencial para valorização desses resíduos, tendo em vista a eficiência do processo e a elevada demanda comercial pelos biocombustíveis sintetizados (GUERRERO; BALLESTEROS; BALLESTEROS, 2018; GUMISIRIZA *et al.*, 2017). A produção e o consumo de bioetanol em detrimento de derivados do petróleo

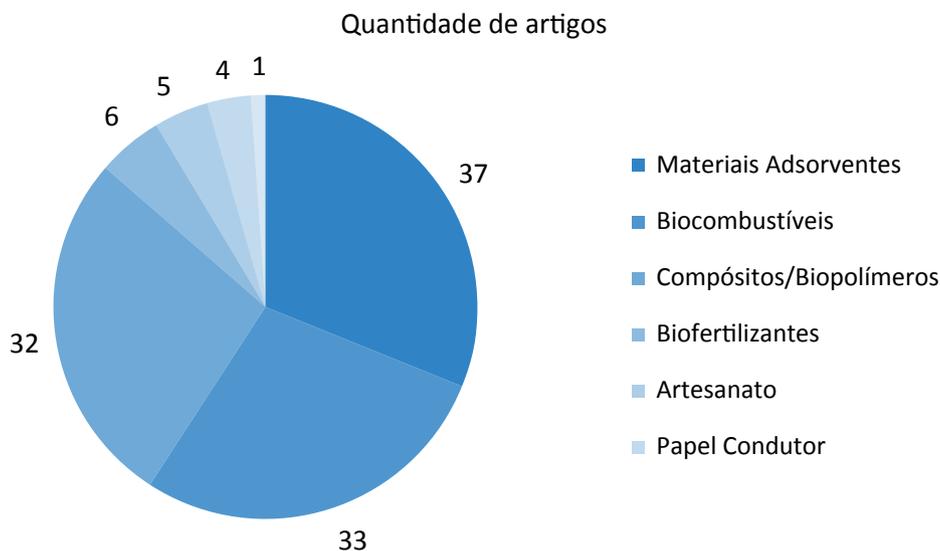


Figura 3 – Quantidade de publicações para cada alternativa de reuso identificada na análise bibliométrica.

pode contribuir significativamente para a redução da emissão atmosférica de dióxido de carbono e outros poluentes (INGALE; JOSHI; GUPTA, 2014).

Em relação aos avanços na otimização do processo de produção de biocombustíveis, destaca-se a utilização de culturas de cogumelo ostra (*Pleurotus ostreatus*) para produção de enzimas ligninolíticas, que atuam na degradação da lignina presente nos resíduos da ba-

Compósitos e biopolímeros

A utilização de compósitos poliméricos reforçados com fibras celulósicas oriundas de resíduos agrícolas tem ganhado notoriedade na indústria, sobretudo como substituinte da madeira maciça na construção civil. Além disso, tem sido usado em componentes automotivos, aeroespaciais e artigos esportivos. Isso se deve sobretudo a determinadas propriedades desses materiais, como elevada resistência mecânica, resistência à corrosão e pela densidade inferior a materiais similares (HAFSA *et al.*, 2016; VÄISÄNEN *et al.*, 2016).

Biofertilizantes

O aproveitamento dos resíduos da bananicultura na produção de biofertilizantes ganhou destaque nos últimos anos após pesquisas evidenciarem sua eficiência no aumento da germinação e na aceleração do crescimento de determinadas culturas de vegetais (HUSSEIN *et al.*, 2019; SADH; DUHAN; DUHAN, 2018). Assim, a síntese de biofertilizantes baseia-se na extração de nutrientes presentes na biomassa, especialmente da casca da banana, seguido do fornecimento desses fertilizantes às plantas em forma micro ou nano granulada (HUSSEIN *et al.*, 2019; PADAM *et al.*, 2014; SADH; DUHAN; DUHAN, 2018). Estudo feito por Hussein *et al.* (2019) objetivando produzir nanofertilizantes com base na casca da banana identificou que esta continha quantidades significativas

Alimento para ruminantes

Algumas pesquisas apresentam resultados promissores sobre a capacidade de conversão de resíduos da bananicultura, especialmente pseudocaule e cascas de banana, em alimentos para animais (ANGULO *et al.*, 2012a; PADAM *et al.*, 2014; SALEMDEEB *et al.*, 2017). Em estudos sobre o uso de restos de frutas, incluindo cascas de banana, na alimentação de vacas leiteiras,

facilitando assim a hidrólise da celulose e hemicelulose (THAKUR *et al.*, 2013). A utilização de leveduras da espécie *Saccharomyces cerevisiae* tem-se acentuado no processo de fermentação alcoólica dos monossacarídeos oriundos da biomassa da bananicultura (sobretudo a glicose derivada da celulose), especialmente pelo elevado rendimento ($\approx 84\%$) na produção de bioetanol com base no hidrolisado celulósico (INGALE; JOSHI; GUPTA, 2014; THAKUR *et al.*, 2013).

Uma alternativa para a destinação desses resíduos é na síntese de biopolímeros, sobretudo de plásticos biodegradáveis. A utilização de resíduos da bananicultura, especialmente o pseudocaule, como matéria-prima na produção de biopolímeros é considerada uma possibilidade promissora em decorrência da abundância desse recurso e pelo potencial na substituição de polímeros derivados do petróleo, com destaque para a fabricação de embalagens (BRINCHI *et al.*, 2013; CORDEIRO *et al.*, 2012; KHALIL *et al.*, 2016; SANGO *et al.*, 2018).

de potássio quelado, ferro quelado, triptofano, ureia, aminoácidos, proteína e ácido cítrico, possibilitando um aumento na taxa de germinação de sementes de tomates em substratos que continham nanofertilizantes em relação a substratos sem nanofertilizantes.

O cultivo de banana em sistemas agroflorestais, a fim de aumentar a eficiência do uso da área e da água, vem ganhando notoriedade especialmente na agricultura familiar (DE PAULA *et al.*, 2015). Os resíduos da bananicultura nesses sistemas são empregados sobretudo como fonte de água (cerca de 90% da composição do pseudocaule da bananeira) e na adubação orgânica, sendo também uma alternativa promissora para a reutilização desses resíduos (VAN ASTEN *et al.*, 2011).

constatou-se que esses resíduos podem ser incluídos em proporções entre 6 e 18% da dieta do animal sem ocasionar alterações na quantidade e na qualidade do leite produzido (ANGULO *et al.*, 2012a; 2012b). Assim, a utilização da matéria-prima disponível, como resíduos de produção agrícola, pode reduzir a necessidade de aquisição de alimentos (rações e concentrados)

para os animais, barateando o processo e possibilitando uma destinação mais adequada dos resíduos (AN-

Papel condutor e artesanato

Estudos recentes apontam que a celulose presente em pseudocaules da bananeira pode ser associada a nanotubos de carbono de parede múltipla carboxilada mediante hidrólise ácida. Essa associação fornece um material com propriedades que possibilitam a construção de eletrodos flexíveis ideais para ancorar moléculas e partículas sensíveis em aplicações específicas,

GULO *et al.*, 2012a; PADAM *et al.*, 2014; SALEMDEEB *et al.*, 2017).

como biossensores ou dispositivos eletrônicos (MONDAL, 2017; NOREMBERG *et al.*, 2017).

Além disso, fibras das folhas e do pseudocaulo da bananeira podem ser empregadas na elaboração de artefatos artesanais, como cestos, tapetes, cadeiras, além de servir como matéria-prima na construção de moradias para população de baixa renda (BARBOSA, 2014).

CONCLUSÕES

O cultivo de banana ocupa grandes extensões territoriais, demandando mundialmente mais de 5 milhões de hectares. A banana é a segunda fruta mais consumida no mundo, é uma importante fonte nutricional e, em determinadas regiões mais pobres e vulneráveis, essencial na manutenção da segurança alimentar. A bananicultura gera grande quantidade de resíduos lignocelulósicos, especialmente o pseudocaulo e as folhas. Quando descartados inadequadamente, esses resíduos podem causar e/ou agravar problemas ambientais, como poluição de águas, emissão de gases nocivos e proliferação de vetores de doenças. Pesquisas vêm sendo desenvolvidas propondo o reaproveitamento desses resíduos.

A análise temporal quantitativa da bibliografia selecionada nas bases de dados evidenciou número crescente de publicações ao longo da última década que tratavam da reutilização dos resíduos da bananicultura, havendo

assim um aumento no interesse por essa temática por parte dos pesquisadores. A análise qualitativa revelou que a maioria dos estudos são publicados em periódicos científicos de alto impacto.

Entre as potenciais alternativas para reaproveitamento dos resíduos, as que apresentaram maior número de publicações foram as que tratavam da sua utilização como material adsorvente para remoção de contaminantes, na síntese de biocombustíveis e como matéria-prima para a produção de compósitos e biopolímeros. Também se identificaram estudos que propunham a utilização da biomassa gerada na bananicultura como alimento para ruminantes e na produção de biofertilizantes, materiais condutores e artefatos artesanais. Destaca-se que essas propostas se caracterizam como possíveis meios para atribuir maior valor agregado a esses resíduos e para, conseqüentemente, estimular seu reaproveitamento.

REFERÊNCIAS

- AHMAD, T.; DANISH, M. Prospects of banana waste utilization in wastewater treatment: A review. *Journal of Environmental Management*, v. 206, p. 330-348, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.10.061>
- AKBAR, N. A.; SABRI, S.; ABU BAKAR, A. A.; AZIZAN, N. S. Removal of colour using banana stem adsorbent in textile wastewater. *Journal of Physics: Conference Series*, v. 1.349, n. 1, p. 1-6, 2019. doi:10.1088/1742-6596/1349/1/012091
- ANASTOPOULOS, I.; ROBALDS, A.; TRAN, H. N.; MITROGIANNIS, D.; GIANNAKOUDAKIS, D. A.; HOSSEINE-BANDEGHARAEI, A.; DOTTO, G. L. Removal of heavy metals by leaves-derived biosorbents. *Environmental Chemistry Letters*, v. 17, p. 755-766, 2019.
- ANGULO, J.; MAHECHA, L.; YEPES, S. A.; YEPES, A. M.; BUSTAMANTE, G.; JARAMILLO, H.; VALENCIA, E.; VILLAMIL, T.; GALLO, J. Nutritional evaluation of fruit and vegetable waste as feedstuff for diets of lactating Holstein cows. *Journal of Environmental Management*, v. 95, supl., p. 210-214, 2012a. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2011.06.050>

- ANGULO, J.; MAHECHA, L.; YEPES, S. A.; YEPES, A. M.; BUSTAMANTE, G.; JARAMILLO, H.; VALENCIA, E.; VILLAMIL, T.; GALLO, J. Quantitative and nutritional characterization of fruit and vegetable waste from marketplace: A potential use as bovine feedstuff? *Journal of Environmental Management*, v. 95, p. 203-209, 2012b. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2010.09.022>
- AURORE, G.; PARFAIT, B.; FAHRASMANE, L. Bananas, raw materials for making processed food products. *Trends in Food Science & Technology*, v. 20, p. 78-91, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.tifs.2008.10.003>
- BARBOSA, L. L. Capacity Building through Design Innovation with Vegetable Fibres for Temporary Shelters. *Procedia Economics and Finance*, v. 18, p. 230-237, 2014. [https://doi.org/10.1016/S2212-5671\(14\)00935-6](https://doi.org/10.1016/S2212-5671(14)00935-6)
- BELLO, K.; SAROJINI, B. K.; NARAYANA, B.; RAO, A.; BYRAPPA, K. A study on adsorption behavior of newly synthesized banana pseudo-stem derived superabsorbent hydrogels for cationic and anionic dye removal from effluents. *Carbohydrate Polymers*, v. 181, p. 605-615, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2017.11.106>
- BHATIA, L.; JOHRI, S.; AHMAD, R. An economic and ecological perspective of ethanol production from renewable agro waste : a review. *AMB Express*, v. 2, n. 1, p. 65, 2012. <https://doi.org/10.1186/2191-0855-2-65>
- BRINCHI, L.; COTANA, F.; FORTUNATI, E.; KENNY, J. M. Production of nanocrystalline cellulose from lignocellulosic biomass : Technology and applications. *Carbohydrate Polymers*, v. 94, n. 1, p. 154-169, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2013.01.033>
- COLTRO, L.; KARASKI, T. U. Environmental indicators of banana production in Brazil: Cavendish and Prata varieties. *Journal of Cleaner Production*, v. 207, p. 363-378, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.09.258>
- CORDEIRO, N.; BELGACEM, M. N.; TORRES, I. C.; MOURA, J. C. V. P. Chemical composition and pulping of banana pseudo-stems. *Industrial Crops and Products*, v. 19, n. 2, p. 147-154, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2003.09.001>
- CORDEIRO, N.; MENDONÇA, C.; POTHAN, L. A.; VARMA, A. Monitoring surface properties evolution of thermochemically modified cellulose nanofibres from banana pseudo-stem. *Carbohydrate Polymers*, v. 88, n. 1, p. 125-131, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2011.11.077>
- DAI, Y.; SUN, Q.; WANG, W.; LU, L.; LIU, M.; LI, J.; YANG, S.; SUN, Y.; ZHANG, K.; XU, J.; ZHENG, W.; HU, Z.; YANG, Y.; GAO, Y.; CHEN, Y.; ZHANG, X.; GAO, F.; ZHANG, Y. Utilizations of agricultural waste as adsorbent for the removal of contaminants: A review. *Chemosphere*, v. 211, p. 235-253, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.06.179>
- DAS, O.; SARMAH, A. K.; BHATTACHARYYA, D. A sustainable and resilient approach through biochar addition in wood polymer composites. *Science of the Total Environment*, v. 512-513, p. 326-336, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.01.063>
- DE PAULA, P. D.; CAMPELLO, E. F. C.; GUERRA, J. G. M.; SANTOS, G. A.; RESENDE, A. S. Decomposição das podas das leguminosas arbóreas *Gliricidia sepium* e *Acacia angustissima* em um sistema agroflorestral. *Ciência Florestal*, v. 25, n. 3, p. 791-800, 2015. <https://doi.org/10.5902/1980509819696>
- EKESA, B. Roots, Tubers and Bananas Contributions to Food Security Article. In: FERRANTI, P.; BERRY, E.; JOCK, A. (orgs.). *Encyclopedia of Food Security and Sustainability*. 2019. v. 3.
- FAO. *Banana facts and figures*. FAO: Italy, 2018. Disponível em: <http://www.fao.org/economic/est/est-commodities/bananas/bananafacts/en/#.XUDBptJKhdh>. Acesso em: 29 set. 2019.
- GEREMIAS, R.; LAUS, R.; FÁVERE, V.; PEDROSA, R. Adsorção de íons Cu (II), Mn (II), Zn (II) e Fe (III), utilizando rejeito de mineração de carvão como adsorvente. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 25, p. 48-59, 2012.

- GUERRERO, A. B.; BALLESTEROS, I.; BALLESTEROS, M. The potential of agricultural banana waste for bioethanol production. *Fuel*, v. 213, p. 176-185, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.fuel.2017.10.105>
- GUMISIRIZA, R.; HAWUMBA, J. F.; OKURE, M.; HENSEL, O. Biomass waste-to-energy valorisation technologies: a review case for banana processing in Uganda. *Biotechnology for Biofuels*, v. 10, 2017. <https://doi.org/10.1186/s13068-016-0689-5>
- HAFSA, J.; SMACH, M. A.; KHEDHER, M. R. B.; CHARFEDDINE, B.; LIMEM, K.; MAJDOUB, H.; ROUATBI, S. Physical, antioxidant and antimicrobial properties of chitosan films containing Eucalyptus globulus essential oil. *LWT - Food Science and Technology*, v. 68, p. 356-364, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.lwt.2015.12.050>
- HAMEED, B. H.; MAHMOUD, D. K.; AHMAD, A. L. Sorption equilibrium and kinetics of basic dye from aqueous solution using banana stalk waste. *Journal of Hazardous Materials*, v. 158, n. 2-3, p. 499-506, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.01.098>
- HUSSEIN, H. S.; SHAARAWY, H. H.; HUSSIEN, N. H.; HAWASH, S. I. Preparation of nano-fertilizer blend from banana peels. *Bulletin of the National Research Centre*, v. 43, 2019. <https://doi.org/10.1186/s42269-019-0058-1>
- INGALE, S.; JOSHI, S. J.; GUPTA, A. Production of bioethanol using agricultural waste : Banana pseudo stem. *Brazilian Journal of Microbiology*, v. 45, n. 3, p. 885-892, 2014. <https://doi.org/10.1590/S1517-83822014000300018>
- JAIN, C. K.; MALIK, D. S.; YADAV, A. K. Applicability of plant based biosorbents in the removal of heavy metals: a review. *Environmental Processes*, v. 3, p. 495-523, 2016. <https://doi.org/10.1007/s40710-016-0143-5>
- KHALIL, H. P. S. A.; DAVOUDPOUR, Y.; SAURABH, C. K.; HOSSAIN, M. S.; ADNAN, A. S.; DUNGANI, R.; PARIDAH, M. T.; SARKER, I.; FAZITA, M. R. N.; SYAKIR, M. I.; HAAFIZ, M. K. M. A review on nanocellulosic fibres as new material for sustainable packaging : Process and applications. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 64, p. 823-836, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.06.072>
- KUMAR, A.; MYLAPILLI, S. V. P.; REDDY, S. N. Thermogravimetric and kinetic studies of metal (Ru/Fe) impregnated banana pseudo-stem (Musa acuminata). *Bioresource Technology*, v. 285, p. 121-132, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2019.121318>
- KUMAR, A. K.; SHARMA, S. Recent updates on different methods of pretreatment of lignocellulosic feedstocks: a review. *Bioresources and Bioprocessing*, v. 4, n. 1, p. 7, 2017. <https://dx.doi.org/10.1186/s40643-017-0137-9>
- LEOBET, J. *Casca de banana (Musa cavendishii) como fonte de energia e caracterização do resíduo mineral fixo*. Dissertação (Mestrado em Ciência dos Alimentos) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016.
- LI, K.; FU, S.; ZHAN, H.; ZHAN, Y.; LUCIA, L. A. Analysis of the chemical composition and morphological structure of banana pseudo-stem. *BioResources*, v. 5, n. 2, p. 576-585, 2010.
- LIU, Y.; GAO, Q.; PU, S.; WANG, H.; XIA, K.; HAN, B.; ZHOU, C. Carboxyl-functionalized lotus seedpod: A highly efficient and reusable agricultural waste-based adsorbent for removal of toxic Pb²⁺ ions from aqueous solution. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, v. 568, p. 391-401, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.colsurfa.2019.02.017>
- LUN ONG, K.; KAUR, G.; PENSUPA, N.; UISAN, K.; LIN, C. S. K. Trends in food waste valorization for the production of chemicals, materials and fuels : Case study South and Southeast Asia. *Bioresource Technology*, v. 248, parte A, p. 100-112, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2017.06.076>
- MAHMOOD-UL-HASSAN, M.; SUTHOR, V.; RAFIQUE, E.; YASIN, M. Removal of Cd, Cr, and Pb from aqueous solution by unmodified and modified agricultural wastes. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 187, n. 2, p. 201-209, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10661-014-4258-8>

- MONDAL, S. Preparation, properties and applications of nanocellulosic materials. *Carbohydrate Polymers*, v. 163, p. 301-316, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.carbpol.2016.12.050>
- MWAURA, F. M.; MUWANIKI, F. R. Providing irrigation water as a public utility to enhance agricultural productivity in Uganda. *Utilities Policy*, v. 55, p. 99-109, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jup.2018.09.003>
- NGUYEN, T. A. H.; NGO, H. H.; GUO, W. S.; ZHANG, J.; LIANG, S.; YUE, Q. Y.; LI, Q.; NGUYEN, T. V. Applicability of agricultural waste and by-products for adsorptive removal of heavy metals from wastewater. *Bioresource Technology*, v. 148, p. 574-585, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.biortech.2013.08.124>
- NOREMBERG, B. S.; SILVA, R. M.; PANIZ, O. G.; ALANO, J. H.; GONÇALVES, M. R. F.; WOLKE, S. I.; LABIDI, J.; VALENTINI, A.; CARREÑO, N. L. V. From banana stem to conductive paper: A capacitive electrode and gas sensor. *Sensors and Actuators, B: Chemical*, v. 240, p. 459-467, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.snb.2016.09.014>
- OFORI-BOATENG, C.; LEE, K. T. Comparative thermodynamic sustainability assessment of lignocellulosic pretreatment methods for bioethanol production via exergy analysis. *Chemical Engineering Journal*, v. 228, p. 162-171, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.cej.2013.04.082>
- OGATA, B. H. *Caracterização das frações celulose, hemicelulose e lignina de diferentes genótipos de cana-de-açúcar e potencial de uso em refinarias*. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia dos Alimentos) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2013.
- PADAM, B. S.; TIN, H. S.; CHYE, F. Y.; ABDULLAH, M. I. Banana by-products: an under-utilized renewable food biomass with great potential. *Journal of Food Science and Technology*, v. 51, n. 12, p. 3527-3545, 2014. <https://doi.org/10.1007/s13197-012-0861-2>
- PALACIOS, S.; RUIZ, H. A.; RAMOS-GONZALEZ, R.; MARTÍNEZ, J.; SEGURA, E.; AGUILAR, M.; AGUILERA, A.; MICHELENA, G.; AGUILAR, C.; ILYINA, A. Comparison of physicochemical pretreatments of banana peels for bioethanol production. *Food Science and Biotechnology*, v. 26, n. 4, p. 993-1001, 2017. <https://dx.doi.org/10.1007%2Fs10068-017-0128-9>
- PEREIRA, N. R. L.; ANJOS, F. E.; MAGNAGO, R. F. Resíduos Lignocelulósicos da Bananicultura: Uma Revisão Sobre os Processos Químicos de Extração da Celulose. *Revista Virtual de Química*, v. 11, n. 4, p. 1165-1179, 2019.
- RAFATULLAH, M.; SULAIMAN, O.; HASHIM, R.; AHMAD, A. Adsorption of methylene blue on low-cost adsorbents: A review. *Journal of Hazardous Materials*, v. 177, n. 1-3, p. 70-80, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.12.047>
- SABIITI, G.; ININDA, J. M.; OGALLO, L. A.; OUMA, J.; ARTAN, G.; BASALIRWA, C.; OPIJAH, F.; NIMUSIIMA, A.; DDUMBA, S. D.; MWESIGWA, J. B.; OTIENO, G.; NANTEZA, J. Adapting Agriculture to Climate Change: Suitability of Banana Crop Production to Future Climate Change Over Uganda. In: LEAL FILHO, W.; NALAU, J. (eds.). *Limits to Climate Change Adaptation*. Springer, 2017. v. 1. p. 175-190.
- SADH, P. K.; DUHAN, S.; DUHAN, J. S. Agro-industrial wastes and their utilization using solid state fermentation: a review. *Bioresources and Bioprocessing*, v. 5, 2018. <https://doi.org/10.1186/s40643-017-0187-z>
- SALEMDEEB, R.; ERMGASSEN, E. K. H.; KIM, M. H.; BALMFORD, A.; AL-TABBAA, A. Environmental and health impacts of using food waste as animal feed: a comparative analysis of food waste management options. *Journal of Cleaner Production*, v. 140, parte 2, p. 871-880, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.05.049>
- SALVACION, A. R. Effect of climate on provincial-level banana yield in the Philippines. *Information Processing in Agriculture*, v. 7, n. 1, p. 50-57, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.inpa.2019.05.005>
- SALVACION, A. R.; CUMAGUN, C. J. R.; PANGGA, I. B.; MAGCALE-MACANDOG, D. B.; CRUZ, P. C. S.; SALUDES, R. B.; SOLPOT, T. C.; AGUILAR, E. A. Banana suitability and Fusarium wilt distribution in the Philippines under climate change. *Spatial Information Research*, v. 27, n. 3, p. 339-349, 2019. <https://doi.org/10.1007/s41324-019-00239-3>

- SANGO, T.; YONA, A. M. C.; DUCHATEL, L.; MARIN, A.; NDIKONTAR, M. K.; JOLY, N.; LEFEBVRE, J.-M. Step – wise multi – scale deconstruction of banana pseudo – stem (*Musa acuminata*) biomass and morpho – mechanical characterization of extracted long fi bres for sustainable applications. *Industrial Crops & Products*, v. 122, p. 657-668, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.indcrop.2018.06.050>
- SANTA-MARIA, M.; RUIZ-COLORADO, A. A.; CRUZ, G.; JEOH, T. Assessing the Feasibility of Biofuel Production from Lignocellulosic Banana Waste in Rural Agricultural Communities in Peru and Colombia. *Bioenergy Research*, v. 6, p. 1000-1011, 2013. <https://doi.org/10.1007/s12155-013-9333-4>
- SANTOS, M. R.; DONATO, S. L. R.; MAGALHÃES, D. B.; COTRIM, M. P. Precocity, yield and water-use efficiency of banana plants under planting densities and irrigation depths, in semiarid region. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 49, p. 1-10, 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/1983-40632019v49s3036>
- SILVA, C.; GARRAFA, M.; NAVERENHO, P.; GADO, R.; YOSHIMA, S. A biomassa como alternativa energética para o Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 2, p. 25-36, 2005.
- SINGH, N. B.; NAGPAL, G.; AGRAWAL, S.; RACHNA. Water purification by using Adsorbents: A Review. *Environmental Technology and Innovation*, v. 11, p. 187-240, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2018.05.006>
- THAKUR, S.; SHRIVASTAVA, B.; INGALE, S.; KUHAD, R. C.; GUPTA, A. Degradation and selective ligninolysis of wheat straw and banana stem for an efficient bioethanol production using fungal and chemical pretreatment. *3 Biotech*, v. 3, n. 5, p. 365-372, 2013. <https://dx.doi.org/10.1007%2Fs13205-012-0102-4>
- VÄISÄNEN, T.; HAAPALA, A.; LAPPALAINEN, R.; TOMPPONEN, L. Utilization of agricultural and forest industry waste and residues in natural fiber-polymer composites : A review. *Waste Management*, v. 54, p. 62-73, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.04.037>
- VAN ASTEN, P. J. A.; WAIREGI, L. W. I.; MUKASA, D.; URINGI, N. O. Agronomic and economic benefits of coffee-banana intercropping in Uganda’s smallholder farming systems. *Agricultural Systems*, v. 104, n. 4, p. 326-334, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2010.12.004>
- VILJOEN, A.; KUNERT, K.; KIGGUNDU, A.; ESCALANT, J. V.; BORNMAN, C. H. Biotechnology for sustainable banana and plantain production in Africa: The South African contribution. *South African Journal of Botany*, v. 70, n. 1, p. 67-74, 2004. [https://doi.org/10.1016/S0254-6299\(15\)30308-2](https://doi.org/10.1016/S0254-6299(15)30308-2)
- YAHYA, M.; CHEN, Y. W.; LEE, H. V.; HASSAN, W. H. W. Reuse of Selected Lignocellulosic and Processed Biomasses as Sustainable Sources for the Fabrication of Nanocellulose via Ni(II)-Catalyzed Hydrolysis Approach: A Comparative Study. *Journal of Polymers and the Environment*, v. 26, p. 2825-2844, 2018. <https://doi.org/10.1007/s10924-017-1167-2>



