

INSTITUTO FEDERAL DE
EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA
SUL DE MINAS GERAIS

eISSN 2316-1817

Indexada em

AGRIS - Information System for the Agricultural Sciences and Technology

SUMÁRIOS.ORG

LATINDEX

REDIB

DOAJ

GOOGLE ACADÊMICO

Afiliada à Associação Brasileira de Editores Científicos (ABEC)

Revista

AGROGEOAMBIENTAL

Publicação Trimestral Científica e Tecnológica - IFSULDEMINAS

v.13 – n.3 – setembro / 2021

Pouso Alegre – Minas Gerais – Brasil



Ministério da Educação
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais

Presidente da República
Jair Messias Bolsonaro

Ministro da Educação
Milton Ribeiro

Secretário de Educação Profissional e Tecnológica
Tomás Dias Sant'ana

Reitor do IFSULDEMINAS
Marcelo Bregagnoli

Pró-Reitor de Administração e Planejamento
Honório José de Moraes Neto

Pró-Reitor de Gestão de Pessoas
Thiago de Sousa Santos

Pró-Reitora de Pesquisa, Pós-Graduação e Inovação
Sindynara Ferreira

Pró-Reitor de Ensino
Giovane José da Silva

Pró-Reitor de Extensão
Cléber Ávila Barbosa

Ficha Catalográfica

R454 Revista Agrogeoambiental / Instituto Federal do Sul de Minas Gerais (IFSULDEMINAS). Vol. 13, n.3 (set. 2021) -. - Pouso Alegre (MG) : IFSULDEMINAS, 2021 - .

Trimestral.

Endereço eletrônico < <https://agrogeoambiental.ifsuldeminas.edu.br/> >

e-ISSN 2316-1817 versão eletrônica.

1. Meio ambiente. 2. Agrárias. 3. Agronomia. 4. Engenharia agrícola. 5. Geomática. 6. Geologia. 7. Silvicultura. 8. Zootecnia. 9. Ecologia. I. Instituto Federal do Sul de Minas.

Revista

AGROGEOAMBIENTAL

e-ISSN 2316-1817 – Indexação: AGRIS – DOAJ – REDIB – Latindex – Sumários – Google Acadêmico

Expediente

Editor-chefe

Saul Jorge Pinto de Carvalho

Editor-assistente

Alan Silva Fialho

Comissão Editorial

Kélica Andréa Campos de Souza

Monalisa Aparecida Pereira

Editores Associados

Jane Piton Serra Sanches

John Alexander Moreno Sandoval

Wellington Marota Barbosa

Bibliotecária

Rosimeire Ribeiro

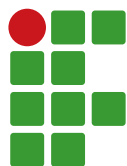
Revisão

Monalisa Aparecida Pereira

Comissão editorial

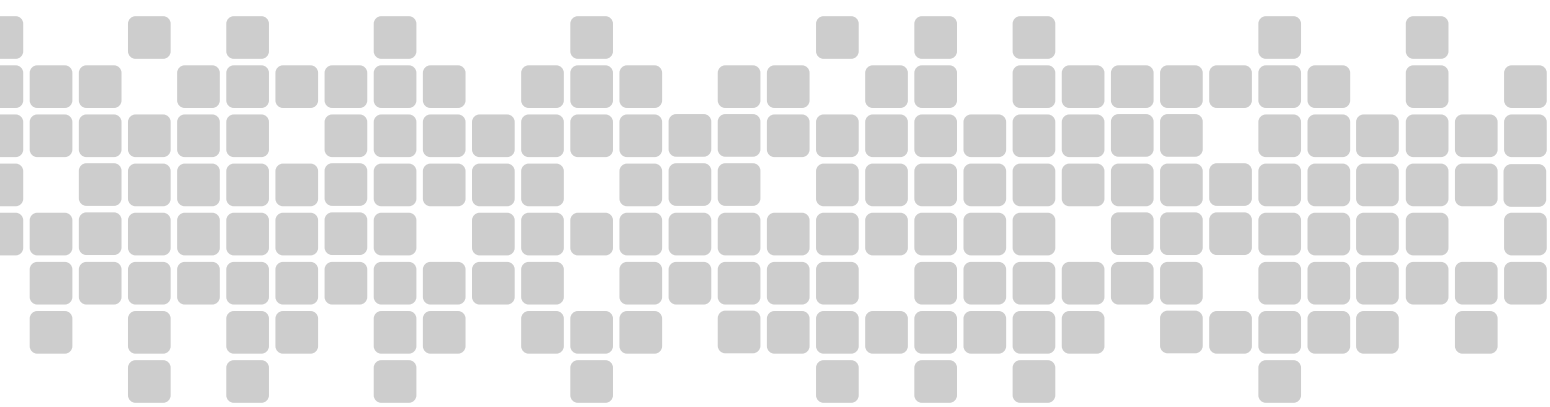
Abdon Santos Nogueira	IFBAIANO	Bruno Corrêa Barbosa	UFJF
Acácio Gonçalves Netto	Esalq/USP	Carlos Andres Leguizamón Rojas	UNA - Paraguai
Ademir Fontana	EMBRAPA	Carlos Cezar da Silva	IFSULDEMINAS
Aderlan Gomes da Silva	IFMG	Carlos Edward de Carvalho Freitas	UFAM
Alan Silva Fialho	IFSULDEMINAS	Carolina Mariane Moreira	IFSULDEMINAS
Alessandro Salles Carvalho	UFJF	Claudino Ortigara	IFSULDEMINAS
Ana Cristina Ferreira Moreira da Silva	IFSULDEMINAS	Cleber Kouri de Souza	IFSULDEMINAS
Ana Paula Dias Turetta	EMBRAPA	Cleber Lázaro Rodas	UFLA
Anderson Ricardo Trevizam	UFLA	Cleiton Lourenço de Oliveira	IFSULDEMINAS
André Delly Veiga	IFSULDEMINAS	Dalilla Carvalho Rezende	IFSULDEMINAS
André Luis da Silva Castro	IFG	Daniel Fernandes da Silva	UFLA
Anita Cristina Costa da Silva	IFSUDESTE - MG	Danielle Martins Duarte Costa	IFSULDEMINAS / UNIFEI
Antônio Sérgio da Costa	IFSULDEMINAS	Diego César Terra de Andrade	IFSULDEMINAS
Arcângelo Loss	UFSC	Diego Maia Zacardi	UFOPA
Ariana Vieira Silva	IFSULDEMINAS	Dulcimara Carvalho Nannetti	IFSULDEMINAS
Arinaldo Sá Júnior	IFSULDEMINAS	Éder Clementino dos Santos	IFSULDEMINAS
Aureliano de Albuquerque Ribeiro	UFC	Edu Max da Silva	IFSULDEMINAS
Aurélio Ferreira Borges	IFRO	Eduardo Ferreira Molina	UNIFRAN
Brígida Monteiro Vilas Boas	IFSULDEMINAS	Eliana Fortes Gris	UnB

Elisa de Souza Junqueira Rezende	UNICAMP	Lilian Karla de Oliveira	UNIFRAN
Eugênio José Gonçalves	IFSULDEMINAS	Lilian Vilela Andrade Pinto	IFSULDEMINAS
Fábio Janoni Carvalho	IFTM	Luciana Faria	IFSULDEMINAS
Fabio Luiz Albarici	IFSULDEMINAS	Luciana Maria Vieira Lopes Mendonça	IFSULDEMINAS
Fábio Mesquita de Souza	IFMA	Luís Lessi dos Reis	IFSULDEMINAS
Fábio Oseias dos Reis Silva	UFLA	Luiz Eugenio Veneziani Pasin	UNIFEI
Fabricio Gomes Gonçalves	UFES	Marcelo Bregagnoli	IFSULDEMINAS
Felipe Santana Machado	UFLA	Marcos Caldeira Ribeiro	IFSUDESTE - MG
Flávia Monteiro Coelho Ferreira	IFSUDESTE - MG	Marcos Magalhães de Souza	IFSULDEMINAS
Franciane Diniz Cogo	UFLA	Marcos Valério Gebra da Silva	UNIFAJ
Francisco César Gonçalves	IFSUDESTE - MG	Mário de Oliveira Rebouças Neto	IFPI
Givago Coutinho	UNICERRADO	Melina Mara de Souza	IFSULDEMINAS
Guilherme Oberlender	IFSULDEMINAS	Mireile Reis Santos	IFSULDEMINAS
Hugo Renan Bolzani	IFSULDEMINAS	Michael Silveira Thebaldi	UNIFOR
Igor Souza Pereira	IFTM	Nara Cristina de Lima Silva	IFTM
Inêz Pereira da Silva	EPAMIG	Narayana de Deus Nogueira	IFSULDEMINAS
Iran Dias Borges	UFSJ	Patrícia de Oliveira Alvim Veiga	IFSULDEMINAS
Isabel Ribeiro do Valle Teixeira	IFSULDEMINAS	Paulo Oswaldo Garcia	IFSULDEMINAS
Ivelize Cunha Tannure Nascimento	IFSULDEMINAS	Pedro Luiz Terra Lima	LANCASTER UNIVERSITY - UK
Jader Ribeiro Pinto	IFSul	Rafael Nogueira Scoriza	UFRRJ
Jakson Leite	IFPA	Raphael Antônio Prado Dias	IFSULDEMINAS
Jamil de Morais Pereira	IFSULDEMINAS	Raphael Maia Aveiro Cessa	IFMT
Jane Piton Serra Sanches	IFSULDEMINAS	Raphael Nogueira Rezende	IFSULDEMINAS
João Antônio Granja	UFLA	Raul Henrique Sartori	IFSULDEMINAS
João Batista Tavares Júnior	IFG	Renata Brito	UFRRJ
João Célio de Araújo	IFC	Renata Mara de Souza	IFSULDEMINAS
João Mateus de Amorim	IFTM	Roger Nabeyama Michels	UTFPR
João Olympio de Araújo Neto	IFSULDEMINAS	Rosângela F. de Paula Vitor Marques	UFLA
João Vieira Monteiro	FATEC	Rosival Barros de Andrade Lima	UFRPE
John Alexander Moreno Sandoval	UDEC	Sanderley Simões da Cruz	IFPA
José Alves Junqueira Junior	IF SUDESTE MG	Saul Jorge Pinto de Carvalho	IFSULDEMINAS
José Antonio Dias Garcia	IFSULDEMINAS	Silvio Henrique Delleposte Andolfato	UTFPR
José Luiz de Andrade Rezende Pereira	IFSULDEMINAS	Sindynara Ferreira	IFSULDEMINAS
José Mauro Costa Monteiro	IFSULDEMINAS	Tatiana de Oliveira Ramos	UNESP
Joice Fernanda Lübke Bonow	UFPelotas	Tatiane Tagliatti Maciel	UFJF
Juan Jose Bonnín Acosta	UNA - Paraguai	Vanessa Leite Rezende	UFMG
Käthery Brennecke	UNICASTELO / USP	Vanessa Martins	UFPI
Kátia Regina de Carvalho Balieiro	IFSULDEMINAS	Verônica Soares de Paula Morais	IFSULDEMINAS
Leandro Campos Pinto	UFLA	Walbert Júnior Reis dos Santos	IFSULDEMINAS
Leonardo Rubim Reis	IFSULDEMINAS	Walnir Gomes Ferreira Júnior	IFSULDEMINAS
		Wellington Marota Barbosa	IFSULDEMINAS



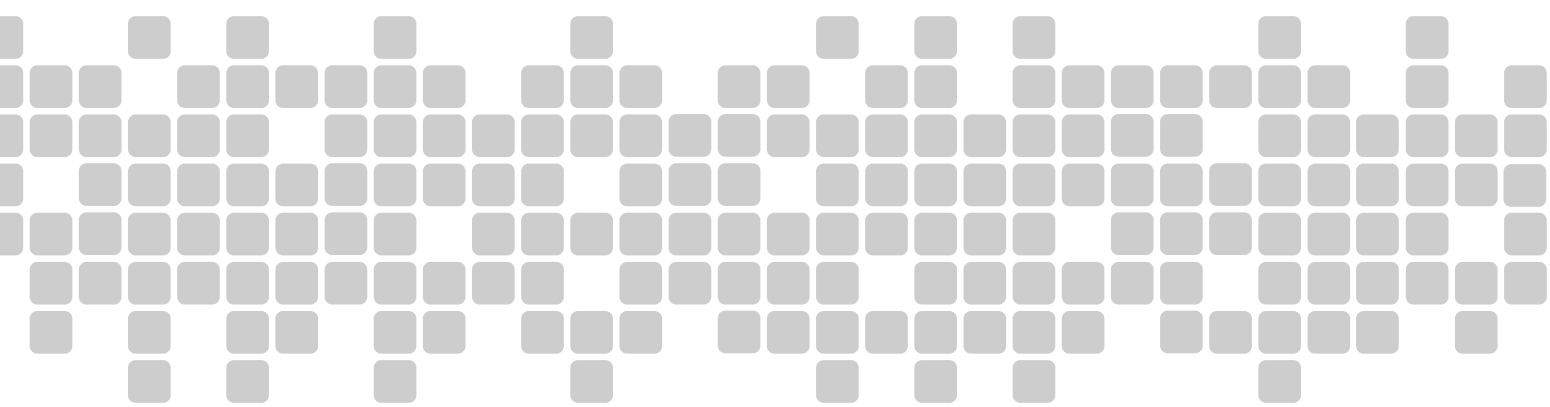
Summary

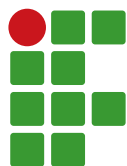
Physiographic Characterization of the Córrego do Perdido River Basin – Ibatiba/ES.....	424
Arnaldo Henrique de Oliveira Carvalho; Breno Dalcolmo de Almeida Leão; Fábio da Silveira Castro	
Phenolic content, antibacterial and antioxidant activities of herbal infusions	435
Larissa Ferreira Silva; Amanda Tristão Santini; Carolina Lima Silva; Flávia Apolinário Galera; Ingridy Simone Ribeiro	
Performance of lisianthus varieties in a shaded environment.....	445
Mariana de Menezes Silva; Vanessa Cláudia Vasconcelos Segundo; José Antonio Delfino Barbosa Filho; Aurilene Araújo Vasconcelos; Renato Innecco	
Floristics and phytosociology of a recovered stretch of riparian forest in the Machado river, Minas Gerais.....	453
Diego Pereira Marcelini; Miguel Gama Reis; Elenice Aparecida Fortes; Renon Santos Andrade; Walnir Gomes Ferreira Júnior	
Environmental diagnostics in areas with high potential fragility in the Federal District, Brazil	467
Raphael Maia Aveiro Cessa; Anny Carolina Soares de Souza; Uirá do Amaral	
A scale of grades for evaluation of herbicide weed control efficiency	481
Gustavo Rabelo Botrel Miranda; Marcelo Bregagnoli; Raphael Antônio Prado Dias	
Predicting height growth in bean plants using non-linear and polynomial models	488
Ariana Campos Frühauf; Edilson Marcelino Silva; Tales Jesus Fernandes; Joel Augusto Muniz	
Regeneration with or without seedling management: Serra do Mar slope, São Sebastião/ SP	498
Marco Antônio Alves Garcia ¹ , Ana Beatriz Carvalho Terra; Talita Nazareth de Roma	
Environmental management in a kennel: assessment and reduction of the environmental impacts	510
Carolainy Silva Brito; Eduarda Oliveira Reis	
Phosphorus adsorption capacity in sandy textured soils with built fertility.....	520
Ademir Fontana; Marcos Gervasio Pereira; Jaqueline Jesus Santana dos Santos; Guilherme Kangussu Donagemma; Otavio Augusto Queiroz dos Santos	





Artigos científicos





Physiographic Characterization of the Córrego do Perdido River Basin – Ibatiba/ES

Arnaldo Henrique de Oliveira Carvalho¹, Breno Dalcolmo de Almeida Leão², Fábio da Silveira Castro³

¹ Instituto Federal do Espírito Santo - *Campus* Ibatiba. Professor. acarvalho@ifes.edu.br.

² Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado de Minas Gerais – EMATER-MG. Extensionista Agropecuário. leaobda@gmail.com.

³ Instituto Federal do Espírito Santo – *Campus* Colatina. Professor. fabiosilveira@ifes.edu.br.

Received in: March 17, 2021 | Accepted in: July 09, 2021

Abstract

The use of natural resources has been accompanied by serious problems appearing from inadequate management. Thus, knowing the characteristics of the environmental planning units can contribute to minimizing damage and planning conservationist actions. The morphometric characteristics of the Córrego do Perdido river basin were determined for environmental planning purposes. To this end, we used radar data from the Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) to represent the Digital Elevation Model (DEM) and geoprocessing techniques in a Geographic Information System (GIS) environment. To elucidate the hydrological behavior of the basin, we estimated some morphometric parameters. The drainage area obtained corresponds to 31.11 km², and the perimeter measures 33.57 km. With an irregular shape, the basin presented a shape factor equal to 0.12, compactness coefficient of 1.69, circularity index of 0.347 and small flow extension (0.1052 km). The drainage density found was 2.38 km⁻², indicating high drainage capacity. The basin had a strong wavy terrain (47.38% of the total basin area), with an average slope of 30.6% and an average altitude of 1,145 meters. The physiographic characterization revealed through the morphometric indices that the basin has an elongated shape and a dendritic drainage network of fourth order and, disregarding the adverse hydrological events, is not very susceptible to flooding. The high drainage capacity contributes to the infiltration of water into the soil, and the vegetation cover of the slopes must be preserved.

Keywords: Geographical Information Systems. Environmental Planning. Morphometric Characteristics.

Introduction

A watershed represents a natural unit of analysis of the Earth's surface, defined as a geographical area topographically delimited by its water dividers, in which surface waters are drained by a watercourse or a system of watercourses connected in a network until discharge at a single outlet that corresponds to the mouth (SANTANA, 2003; TUCCI, 2009).

Man's increasing interference in the environment has caused changes that affect the dynamics of water in river basins/watersheds due to life and anthropogenic and economic activities (MESQUITA *et al.*, 2017; LIRA *et al.*, 2020). For rational use of water sources in a basin, a series of systematic studies and the creation of management strategies to mitigate the impacts of human actions and occurrences arising from natural factors are necessary (CARELLI; LOPES, 2011; ROCHA *et al.*, 2014). In this way, the multiple dynamics of the

basins make these natural environments interesting objects of study (CÂMARA *et al.*, 2020).

To know the characteristics of a river basin is important, in view of the conservation of its water resources, especially supported by its physical or morphometric characteristics (RIBEIRO *et al.*, 2015), as it allows the understanding of its hydrological behavior and monitoring of interferences and responses to the impacts to which is subjected (FERREIRA; MOURA; CASTRO, 2012). Furthermore, physiographic characterization is one of the main procedures in hydrological and environmental analysis of river basins, as it contributes to the development of more efficient management of water resources and a thorough understanding of local and regional dynamics (FERRARI *et al.*, 2013; BERTOLINI; CHEREM, 2016).

The morphometric parameters, among those commonly analyzed as the shape factor, the

compactness coefficient, the circularity index, the drainage density and the average extent of surface runoff, combined with other data from a river basin, can differentiate homogeneous areas and establish the determination of hydrological variables in places lacking such information (VILLELA; MATTOS, 1975; ANTONELLI; THOMAZ, 2007). Another important parameter to be analyzed is the river hierarchy, which consists of establishing the classification of a given watercourse (or its drained area) in the total set of the river basin in which it is located, to facilitate and make the morphometric characterization of the basin more objective (CHRISTOFOLETTI, 1980).

Therefore, it is necessary for us to know the characteristics of the river basins, analyzing their morphometric parameters together with the biotic basin for the management and planning of several activities. This will contribute to properly implementing soil and water conservation techniques (FARIA *et al.*, 2017; LIRA *et al.*, 2020).

The use of the Geographic Information Systems (GIS), together with the consistent digital forms of terrain representation such as the Digital Elevation Models (DEM), have fostered the development of automatic methods of delimitation and morphometric characterization

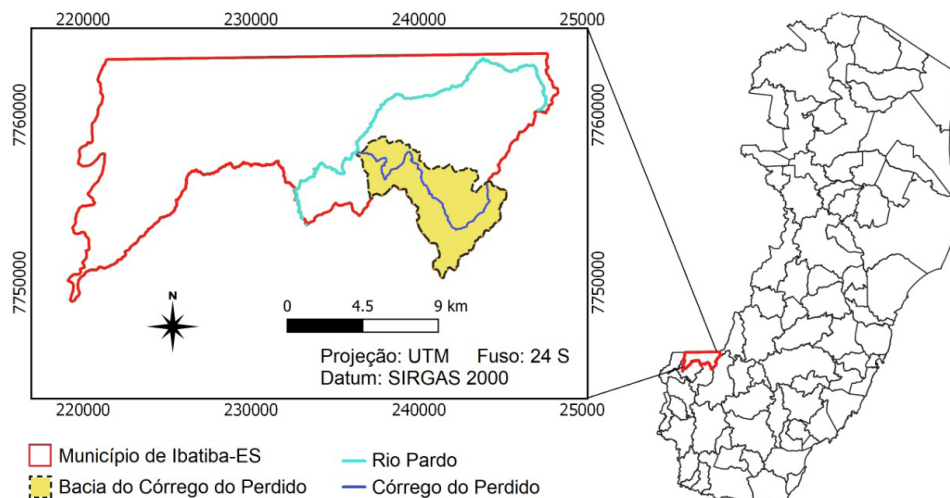
of basins (CALÇAVARA, 2012), which provide more reliable and reproducible, less subjective results when compared to the manual and traditional methods, previously used in map drawing (ASSIS *et al.*, 2012). It is also possible to carry out the environmental management of river basins through GIS in a broader way, with the elaboration and maintenance of a geocoded database containing several statistical information on the characteristics of the study unit (PIRES; SANTOS; DEL PRETTE, 2002).

In this sense, this study aimed to determine the morphometric characteristics of the Córrego Perdido river basin, located in the municipality of Ibatiba-ES, through the GIS and geoprocessing techniques, using the ArcGis/ArcMap® software, so that the results obtained can contribute to a better planning and conservationist use of the basin.

Material and methods

The study area is the hydrographic basin of Córrego Perdido, located in the municipality of Ibatiba, in the region of Caparaó in the state of Espírito Santo (FIGURE 1), inserted in the area of influence of the Sub-Basin of Rio Pardo, belonging to the Itapemirim hydrographic basin (FIGURE 1).

Figure 1 – Location map of the Córrego do Perdido River Basin, Ibatiba-ES.



Source: Prepared by the authors (2020).

The municipality of Ibatiba is characterized by the presence of small remaining fragments of native vegetation of the Atlantic Forest (SOUZA, 2016), mostly suppressed due to the expansion of agricultural production activities, among which coffee farming stands out. The climate is predominantly tropical in altitude, and its geomorphology derives from the units of Caparaó massifs I, Caparaó massifs II and the staggered steppe of southern Espírito Santo (INGLEZ; DONIZETTI, 2018).

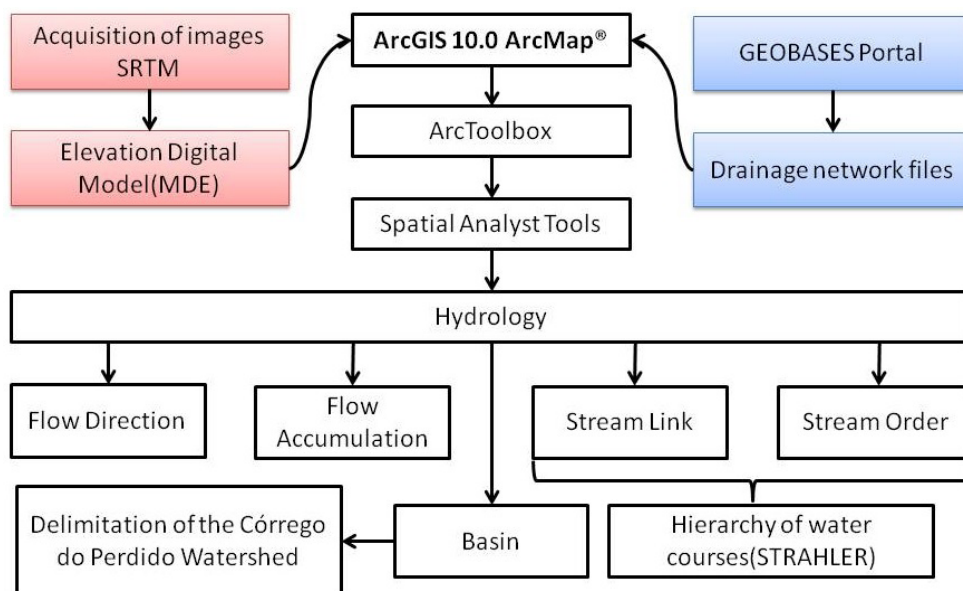
The morphometric analysis of the Córrego Perdido river basin, including the automatic delimitation and determination of its fluvial ordering, was performed in a GIS environment, through the ArcGIS 10.0 ArcMap® software, developed by the Environmental Systems Research Institute (ESRI), according to the flowchart presented in Figure 2.

We used the Digital Elevation Model (DEM) made available by the *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), developed by the National Aeronautics and Space Administration (NASA) and the National Geospatial-Intelligence Agency

(NGA) in 2000 as reference data, made available for free by EMBRAPA Satellite Monitoring (MIRANDA, 2005), and also vector files, such as the grid of the state of Espírito Santo and municipalities, made available for free on the GEOBASES PORTAL of the Jones dos Santos Neves Institute (IJSN).

The classification of the drainage pattern followed the criteria established by Christofolletti (1980) and, for the hierarchical organization of watercourses, the ordering method proposed by Strahler (1957) was considered, which has a better understanding and is able to demonstrate the degree of branching of the system (OLIVEIRA; BORSATO, 2011; FERRARI *et al.*, 2013). Through the ArcGIS 10.0/ArcMap® GIS software, the river basin was sorted using the “ArcToolbox – Spatial Analyst Tools – Hydrology – Stream Link” and “ArcToolbox – Spatial Analyst Tools – Hydrology – Stream Order” modules, respectively (FIGURE 2). The resulting matrix image was then transformed into a vector of lines representing hydrography through the module “ArcToolbox – Spatial Analyst Tools – Hydrology – Stream Feature”.

Figure 2 – Flowchart of the methodology used in the delimitation of the Córrego Perdido River Basin and the determination of its river management.



Source: Prepared by the authors (2020).

For the classification of the slope of the basin, we used six distinct intervals of classes, according to the Brazilian Soil Classification System (EMBRAPA, 2009) (TABLE 1).

Table 1 – Slope intervals for classification of the terrain of the Córrego do Perdido river basin, Ibatiba-ES.

Downward slope (%)	Discrimination
0 – 3	Flat Terrain
3 – 8	Gently Wavy Terrain
8 – 20	Wavy Terrain
20 – 45	Strongly Wavy Terrain
45 – 75	Mountainous Terrain
> 75	Escarped Terrain

Source: EMBRAPA (2009).

The morphometric description of the Córrego do Perdido river basin was carried out through the evaluation of the following physical parameters: drainage area (A), perimeter (P), total length of the watercourses (Lt), axial length of the basin (L), length of the main channel, shape factor (F), compactness coefficient (Kc), circularity index (CI), drainage density (Dd), average extent of surface runoff (I) and slope.

The form factor is a parameter that relates the shape of the basin to a rectangle, which is calculated by the ratio between its average width and the axial length of the basin (which corresponds from the mouth to the farthest head). It is obtained by Equation 1, as described by Villela and Mattos (1975).

$$F=A/L^2 \quad (1)$$

at which: F is the form factor, A is the drainage area (km²) and L is the axial length of the river basin (km).

The compactness coefficient corresponds to the relation of the perimeter of the basin with the circumference of a circle of area equal to that of the basin. Thus, this parameter is characterized by relating the shape of the basin to a circle,

and the closer to the unit, i.e., to 1, its value is, the more susceptible the basin is to more pronounced floods, calculated by equation (2) (VILLELA; MATTOS 1975).

$$Kc=0,28*P/\sqrt{A} \quad (2)$$

at which: Kc is the compactness coefficient, P is the perimeter (m), and A is the drainage area of the river basin (m²).

The circularity index and the compactness coefficient tend to the unit as its shape gets circular. However, when the basin has a more elongated shape, the circularity index decreases, unlike the compactness coefficient, which has its value increased as the basin becomes irregular. The circularity index is defined by Equation 3, described by Cardoso *et al.* (2006).

$$IC=(12,57*A)/P^2 \quad (3)$$

at which: IC is the circularity index, A is the drainage area (m²), P is the perimeter of the river basin (m).

The drainage density is determined by the relationship between the total length of all watercourses (perennial, intermittent, and ephemeral) and their drainage area, according to Equation 4, defined by Horton (1945):

$$Dd=Lt/A \quad (4)$$

at which: Dd is the drainage density (km⁻²), Lt is the total length of the watercourses (km), and A is the drainage area of the river basin (km²).

The average extent of the surface runoff (I) is the average distance that rainwater would have to run over the land of a basin, if the runoff was in a straight line, from the drop point in the basin to the nearest watercourse. It is calculated based on Equation 5, described by Villela and Mattos (1975):

$$I=A/4Lt \quad (5)$$

at which: I is the average length of the surface runoff (km), A is the drainage area of the river

basin (km^2), and L_t is the total length of the watercourses (km).

The analysis of the results was based on quantitative and qualitative parameters. The reference for the quantitative evaluations were the estimated morphometric indices added to the maps produced. The data obtained were compared with each other and with the literature for morphometric characterization of the hydrographic basin analyzed. Qualitative analyses of the data were accompanied by visits to the watershed, in which the diagnosis of land use and occupation were observed *in loco*.

Results and discussion

The results obtained from the morphometry of the geometric characteristics and the drainage network of the Córrego do Perdido basin (TABLE 2) indicate a small basin or municipal microbasin (FAUSTINO, 1996; CECÍLIO; SANTANA, 2003; REIS, 2006), with a drainage area of 31.11 km^2 and a total perimeter of 33.57 km, drained by the main course, which is 16.3 km long, and its tributaries, later discharged at its mouth on the Pardo river, the main watercourse of the

municipality of Ibatiba. Data related to these small basins, especially those contained entirely within a municipality, enable the ecological, hydrological, social, and economic management of the basin, and the management of land use and the conservation of natural resources through a local, integrated, and more efficient approach (SANTANA, 2003; TEODORO *et al.*, 2007).

As for the shape, the basin studied has an irregular shape with a tendency to elongation, as ratified by the shape factor (0.12), compactness coefficient (1.69) and circularity index (0.34), whose values move away from the unit (TABLE 2). This fact indicates lower susceptibility to floods under normal precipitation conditions since more elongated basins have a lower concentration of outflows and it is less likely that tributaries simultaneously contribute a large amount of water to the main channel, which reduces the risk of overflow (FRAGA *et al.*, 2014; RODRIGUES *et al.*, 2016). Analysing the morphometric results of the Igarapé do Una water basins in Belém-PA and the Manhuaçu-MG river, Ribeiro *et al.* (2015) and Mesquita *et al.* (2017) found similar results of K_c , I_c and F , equal to 1.60, 0.39, 0.44 and 1.78, 0.31,

Table 2 – Morphometric characteristics and the drainage network of the Córrego Perdido river basin, Ibatiba-ES.

Morphometric Characterization	
Area (A) - (km^2)	31.11
Perimeter (P) - (km)	33.57
Axial length of the basin (L) - (km)	16.10
Compactness coefficient (K_c)	1.69
Circularity index (I_c)	0.347
Form Factor (F)	0.12
Average length of surface runoff (l) - (km)	0.1052
Characterization of the drainage network	
Total length of watercourses (L_t) - (km)	73.91
Length of the main watercourse (C_p) - (km)	16.3
Drainage density (D_d) - (km km^{-2})	2.38
Basin order	4th
Average downward slope of the basin - %	30.6

Source: Prepared by the authors (2020).

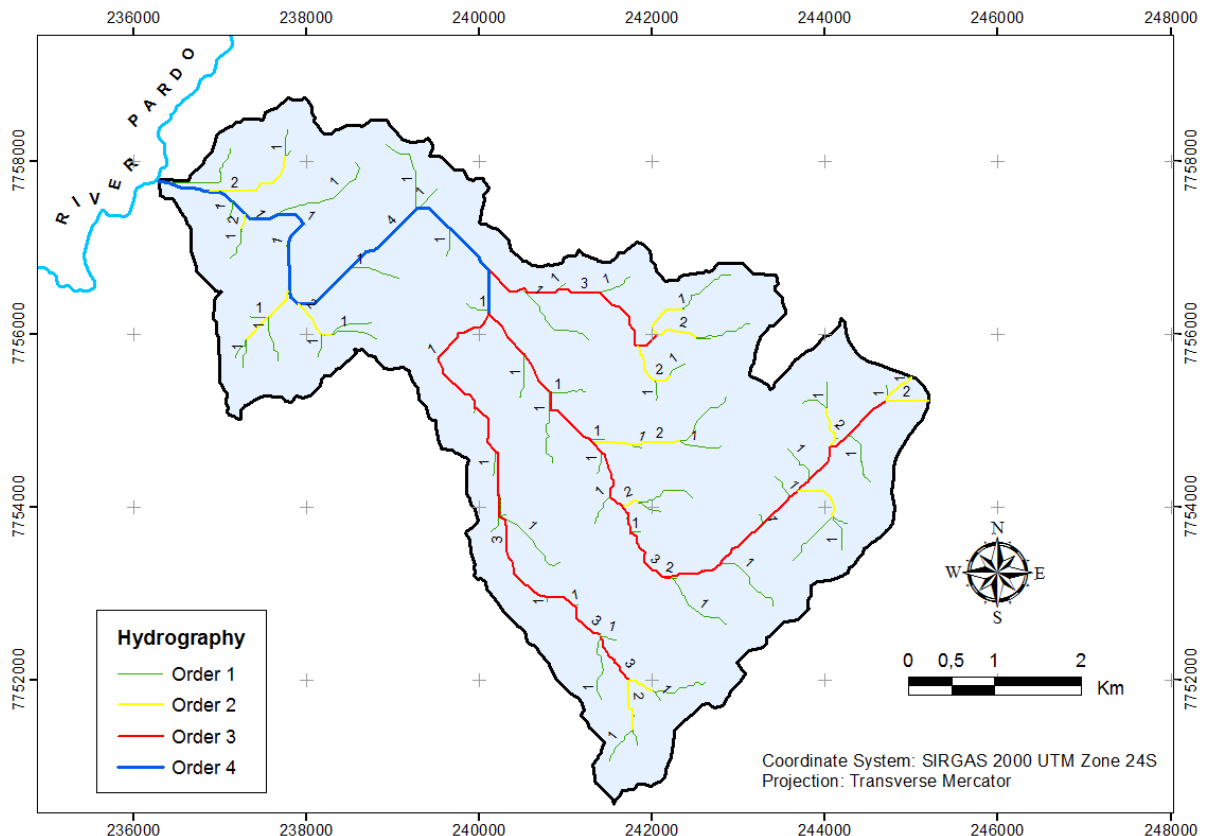
0.23, respectively, and concluded an elongated trend in the basins, therefore not susceptible to flooding under normal precipitation conditions. On the other hand, Tolentino, Silva, and Ferrari (2015), characterizing the watershed of the Brisa stream in Alegre/ES, and Alvarenga *et al.* (2019), characterizing the morphometry of the watershed formed by the watercourses of the central region in the municipality of Itabira/MG, found that both are more prone to floods due to their more circular than elongated forms, since the morphometric indices of K_c , I_c and F were equal to 1.17, 0.72, 0.44 and 1.33, 0.56, 0.33, respectively.

The Córrego do Perdido basin has a drainage pattern with a dendritic type arrangement and is considered to be 4th Order (FIGURE 3), therefore being quite branched compared to its area, since small basins generally have an order equal to or

less than four, and therefore its drainage system tends to be more efficient (TONELLO *et al.*, 2006). This fact also influences the increase in the total length of the watercourses, increasing the drainage density and reducing the extent of surface runoff, corroborating the morphometric data discussed above.

According to Villela and Mattos (1975), a drainage density of 0.5 km^{-2} is considered poor and a drainage of 3.5 km^{-2} or more is exceptional. Christofolletti (1974) defined two intermediate classes of drainage density, a median between 0.50 km^{-2} and 2.00 km^{-2} and another high between 2.01 km^{-2} and 3.50 km^{-2} . The index obtained for the Córrego do Perdido basin (2.38 km^{-2}) can be considered high, which denotes a contribution surface area congruent to the total length of the watercourses, allowing adequate drainage. However, its surface runoff

Figure 3 – River management of the Córrego Perdido river basin, Ibatiba-ES.



Source: Prepared by the authors (2020).

extension of 0.1052 km (TABLE 2) is considered small (OLSZEVSKI *et al.*, 2011), which can contribute to flooding in case of intense hydrological events due to the lower possibility of water infiltration into the soil, and to the reduction of groundwater supply.

Morphometrically characterizing the Córrego da Brisa river basin in Alegre-ES, Tolentino, Silva, and Ferrari (2015) determined that it had a regular drainage density (2.87 km^{-2}), a high value according to Christofolletti (1974), similar to the class found in this study. However, Sousa and Paula (2016), studying the hydrological behavior of the Tapuio River Basin/CE, found that, despite the large number of branches of the drainage network of the river basin (5th order), it had an average drainage capacity ($1.2002 \text{ km km}^{-2}$). The authors point out that the drainage order is related to the potential use of natural resources, which is a relevant index for the planning of use and occupation, because the more branched the

drainage network, the greater its efficiency will be in the integration between the various components and processes that occur in the river basin. In the analysis of river basins, this is a relevant parameter, because the higher the numerical value of the drainage density, the smaller the sizes of the river components of the drainage basins will be (ALVARENGA *et al.*, 2019).

In terms of the terrain characteristics evaluated, the Córrego do Perdido basin presented a large variation in altitude, with a minimum of 740 m, maximum of 1,550 m, average of 1,145 m and amplitude of 810 m (TABLE 3). Given this strong amplitude, these data are important for the correct management of the use and conservation of the different areas of the basin, taking into account that areas of higher altitude are more prone to dissection and areas of lower altitude to accumulation, in addition to favoring the analysis of different climatic elements and areas of erosion (SILVA *et al.*, 2010).

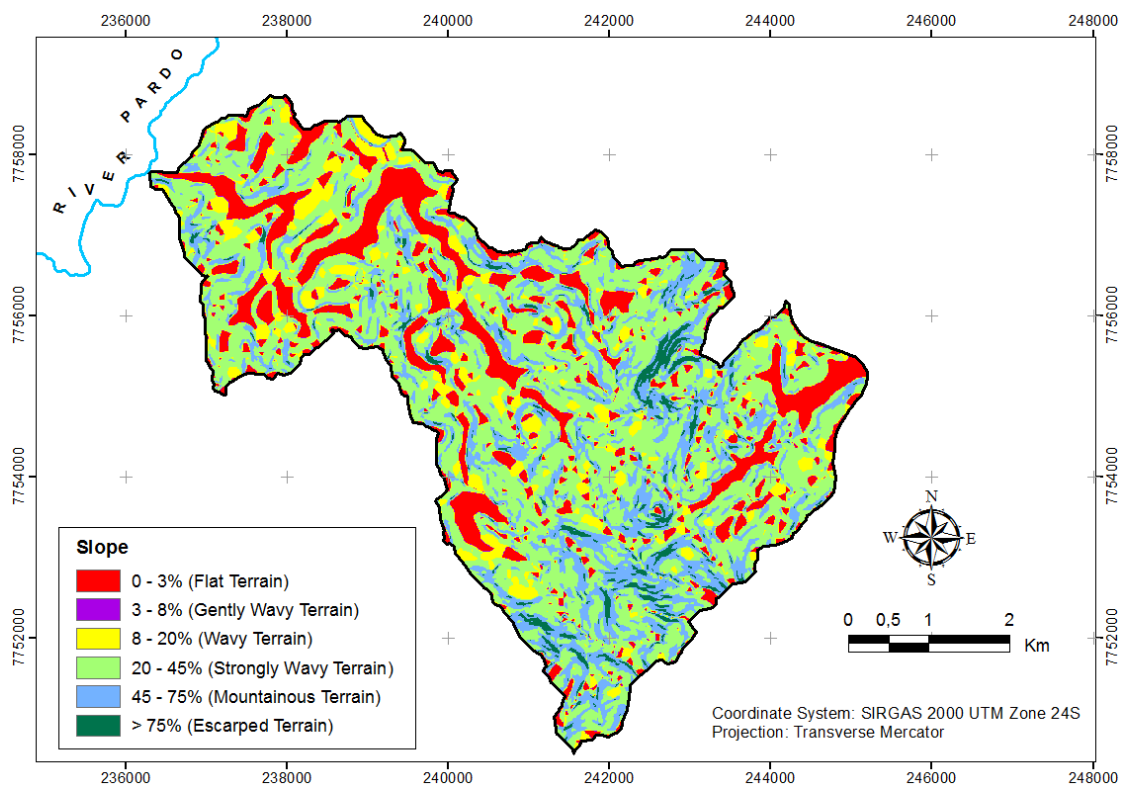
Table 3 – Distribution of the classes of downward slope, average downward slope, and altitudes of the Córrego Perdido river basin, Ibatiba-ES.

Downward slope - %	Discrimination	Area km^2	% Area
0 - 3	Flat Terrain	5.31	17.08
3 - 8	Gently Wavy Terrain	0.59	1.91
8 - 20	Wavy Terrain	3.26	10.49
20 - 45	Strongly Wavy Terrain	14.74	47.38
45 - 75	Mountainous Terrain	6.28	20.19
> 75	Escarped Terrain	0.92	2.95
Average Downward Slope (%) 30.6			
Maximum Altitude (m) 1,550			
Average Altitude (m) 1,145			
Minimum Altitude (m) 740			

Source: Prepared by the authors (2020).

An average downward slope of 30.6 % was found, with the highest slope concentration in the class from 20 % to 45 %, classified as strongly wavy, with 47.38 % of the total area, distributed uniformly throughout the basin, and a considerable portion of the area (20.19 %)

of the mountainous terrain, in the class from 45 % to 75 % (TABLE 3), located mostly in the southwest portion (FIGURE 4). The flat terrain areas (from 0 % to 3 % of slope) are more concentrated in the northwest portion of the basin, near the Pardo river, and may indicate

Figure 4 – Spatial distribution of the downward slope of the Córrego Perdido river basin - Ibatiba/ES.


Source: Prepared by the authors (2020).

areas with possible floating of the water table, such as swamps and floodplains, susceptible to seasonal and temporary flooding (FIGURE 4). Analyzing the morphometric characteristics of the Igarapé Carrapato river basin in Boa Vista/RR, Faria *et al.* (2017) found a low altimetric amplitude (64 m) for this basin, indicating that it has little movement, which is confirmed by the predominant slope classes of the area (47.2 % flat and 49.5 % gently wavy area).

The predominance of strongly wavy terrain added to the characteristics of the use and occupation of the soil of the Córrego do Perdido basin, which was found, through on-site visitation, to be mostly pastures and coffee crops, directly influence the intensity of degradation and the occurrence of erosive processes in the agroecosystem of the basin, since the replacement of native vegetation by agricultural areas exposes the soil to a series of degradation factors (OLSZEWSKI *et al.*, 2011).

Among the losses, it is important to highlight the soil loss, reducing its physical and chemical quality and consequently its productive capacity, and the silting and pollution of the watercourses (SPERANDIO *et al.*, 2012), capable of greatly impacting ecological and socioeconomic aspects in the context of the basin and generating a great burden for the local community and the municipality. Thus, the importance of joint planning for the implementation and maintenance of activities, management of land use and management (SILVA *et al.*, 2018), as well as the adoption of conservationist practices and environmental regularization of properties, is emphasized.

Conclusion

Disregarding hydrological events of abnormal intensities, the Córrego do Perdido river basin is not very susceptible to flooding, as

it has an irregularly elongated shape, since its compactness coefficient, the form factor and the circularity index present values away from the unit, that is, the closer to 1, the greater the risk of flooding. The high drainage density contributes to the infiltration of water into the soil and the supply of the water table, consequently to the lower loss of water and soil by erosion. However, if adverse hydrological events happen, the safety against flooding is jeopardized, as the extent of surface runoff is considered small. The drainage system is very branched because it is a fourth order basin. The vegetation cover of the surface of the slopes must be preserved to prevent the degradation of natural resources since the terrain is predominantly strongly wavy.

References

- ALVARENGA, D. F.; PORTILHO, D. B.; CORDEIRO, J.; THEREZO, P. E. A.; CORDEIRO, J. L.; SANTIAGO, G. L. A. Caracterização morfométrica e hidrológica da bacia hidrográfica formada pelos cursos hídricos da região central do município de Itabira (MG). **Research, Society and Development**, v. 8, n. 4, p. e4384875-e4384875, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v8i4.875>.
- ANTONELI, V.; THOMAZ, E. L. Caracterização do meio físico da bacia do Arroio Boa Vista, Guamiranga-PR. **Caminhos da Geografia**, Uberlândia, v. 8, n. 21, p. 46-58, 2007.
- ASSIS, M. Z. Q. A.; SILVA, J. L. B.; PALÁCIO, H. A. Q.; SANTOS, J. C. N.; BRASIL, P. P.; LAVOR, J. M. P. Características morfométricas da bacia hidrográfica do Açude Catolé. In: VII CONNEPI-Congresso Norte Nordeste de Pesquisa e Inovação. **Anais...** 2012.
- BERTOLINI, W. S.; CHEREM, L. F. S. Relação entre o relevo e a rede de drenagem na análise da condição de equilíbrios no alto rio Piranga (MG). **Geografias**. v. 12, n. 1, p. 102-118, 2016.
- CALÇAVARA, R. A. Uso de Sistemas de Informação Geográfica e Modelo Digital de Elevação para Obtenção de Variáveis Morfométricas da Bacia Hidrográfica do Córrego São Vicente, Cachoeiro de Itapemirim (ES). **Revista Geonorte**, v. 2, n. 4, p. 1788-1800, 2012.
- CÂMARA, P. H. S.; RIBEIRO, K. M.; RIBEIRO, K. D.; PEREIRA, T. R. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Córrego Mestre Campo, no município de Piranga, Minas Gerais. **Revista Agrogeoambiental**, v. 12, n. 1, p. 201-216, 2020. DOI: 10.18406/2316-1817v12n120201431
- CARDOSO, C. A.; DIAS, H. C. T.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Debossan, Nova Friburgo-RJ. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 2, p. 241-248, 2006.
- CARELLI, L.; LOPES, P. P. Caracterização fisiográfica da bacia Olhos D'água em Feira de Santana/BA: Geoprocessamento aplicado à análise ambiental. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 31, n. 2, p. 43-54, 2011.
- CECÍLIO, R. A.; REIS, E. F. **Apostila didática: manejo de bacias hidrográficas**. Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Engenharia Rural, 2006.
- CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. São Paulo. Editora Blücher, 1974.
- CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2. ed. São Paulo: Edgard Blücher, 1980. 188 p.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. – Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 2009. XXVI, 412p, ISBN 85-85864-04-4.

FAUSTINO, J. **Planificación y gestión de manejo de cuencas**. Turrialba: CATIE, 1996. 90 p.

FARIA, M. M.; ARAÚJO, W. F.; GONÇALVES, R.; WANKLER, F. L.; EVANGELISTA, R. A. O.; SANDER, C. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Igarapé Carrapato, Boa Vista, Roraima. **Vértices**, v. 19, n. 2, p. 9-22, 2017. DOI: [http:// dx.doi.org/10.19180/1809-2667.v19n22017p9-22](http://dx.doi.org/10.19180/1809-2667.v19n22017p9-22).

FERRARI, J. L.; SILVA, S. F.; SANTOS, A. R.; GARCIA, R. F. Análise morfométrica da sub-bacia hidrográfica do córrego Horizonte Alegre, ES. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 8, n. 2, p. 181-188, 2013. <http://dx.doi.org/10.5039/agraria.v8i2a1575>.

FERREIRA, R. G.; MOURA, M. C. O.; CASTRO, F. S. Caracterização morfométrica da sub-bacia do Ribeirão Panquinhas, ES. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 8, n. 15, p. 2247-2256, 2012.

FRAGA, M. S.; FERREIRA, R. G.; SILVA, F. B.; VIEIRA, N. P. A.; SILVA, D. P.; BARROS, F. M.; MARTINS, I. S. B. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Catolé Grande, Bahia, Brasil. **Nativa**, v. 2, n. 4, p. 214-218, 2014.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basin: Hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geol. Soc America Bulletin**, v. 3, n. 56, 1945.

INGLEZ, Í. S. S., DONIZETTI, A. **Conhecendo o Rio Pardo**: guia didático para aulas de campo percorrendo o principal corpo hídrico de Ibatiba [recurso eletrônico] / Ítalo Severo Sans Inglez, Antonio Donizetti Sgarbi. – Vitória: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo, 2018. 31 p.: il. 21 cm (Série guia didático de ciências; 57).

LIRA, B. R. P.; ANDRADE, A. A.; FERREIRA FILHO, D. F.; PESSOA, F. C. L.; FERNDES, L. L. Morphometric, hydrological and pluviometric analysis of the Piriá- PA river basin. **Journal of Hyperspectral Remote Sensing**, v. 10, n. 1, p. 45-54, 2020. DOI: <https://doi.org/10.29150/jhrs.v10.1.p45-54>.

MESQUITA, A. R.; MACEDO, R. P.; LOPES, M. S.; SOUZA, T. D.; MENINI, S. E. Análise morfométrica da bacia hidrográfica do córrego Manhuaçuinho, Minas Gerais. **Enciclopédia Biosfera**, v. 14, n. 25, p. 22-34, 2017. DOI: http://dx.doi.org/10.18677/EnciBio_2017A4.

MIRANDA, E. E. de (Coord.). **Brasil em Relevô**. Campinas – SP: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <http://www.relevobr.cnpem.embrapa.br>. Acesso em: 4 ago. 2012.

OLIVEIRA, E. D.; BORSATO, V. A. Propriedades morfométricas da bacia hidrográfica do Córrego Marumbizinho, Jandaia do Sul/PR. **Revista Geografar**, v. 6, n. 1, p. 76-94, 2011.

OLSZEWSKI, N.; FERNANDES FILHO, E. I.; COSTA, L. M. da; SCHAEFER, C. E. G. R.; SOUZA, E.; COSTA, O. D. V. Morfologia e aspectos hidrológicos da bacia hidrográfica do rio Preto, divisa dos estados do Rio de Janeiro e de Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 35, n. 3, p. 485-492, 2011.

PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E.; DEL PRETTE, M. E. A utilização do conceito bacia hidrográfica para a conservação dos recursos naturais. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. (Ed.). **Conceitos de bacias hidrográficas**: teorias e aplicações. Ilhéus, BA: Editus, 2002. p. 17-35.

RIBEIRO, E. G. P.; FERREIRA, B. M.; MACIELA, M. N. M.; PEREIRA, B. W. F.; SOARES, J. A. C. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Igarapé do Una por meio de geotecnologias. **Enciclopédia Biosfera**. v. 11, n. 21, p. 2960-2974, 2015.

ROCHA, R. M.; LUCAS, A. A. T.; ALMEIDA, C. A. P.; NETO, E. L. M.; NETTO, A. O. A. Caracterização morfométrica da sub-bacia do rio Poxim-Açu, Sergipe, Brasil. **Ambiente & Água**, v. 9, n. 2, p.276-287, 2014.

RODRIGUES, R. S. S.; FERNANDES, L. L.; CRISPIM, D. L.; VIEIRA, A. S. A.; PESSOA, F. C. L. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Igarapé da Prata, Capitão Poço, Pará, Brasil. **Revista Verde**, v. 11, n. 3, p. 143-150, 2016.

SANTANA, D. P. **Manejo Integrado de Bacias Hidrográficas**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2003. 63p. (Embrapa Milho e Sorgo. Documentos, 30).

SILVA, L. da; LIMA, E. R. V. de; ALMEIDA, H. A. de; COSTA FILHO, J. F. da. Caracterização Geomorfométrica e Mapeamento dos Conflitos de Uso na Bacia de Drenagem do Açude Soledade. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 3, p. 112-122, 2010.

SILVA, G. C. da; ALMEIDA, F. P.; ALMEIDA, R. T. S.; JÚNIOR, J. A. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Riacho Rangel-Piauí, Brasil. **Enciclopédia Biosfera**, v. 5, n. 8, p. 244-258, 2018.

SOUZA, F. R. C. de; PAULA, D. P. de. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Tapuio (Ceará-Brasil). **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 2, p. 555-564, 2016.

SOUZA, L. D. M. Inventário ornitofaunico do Horto Florestal de Ibatiba/ES e sua conservação. **REMAS-Revista Educação, Meio Ambiente e Saúde**, v. 6, n. 3, p. 26-28, 2016.

SPERANDIO, H. V.; CECÍLIO, R. A.; CAMPANHARO, W. A.; DEL CARO, C. F.; HOLLANDA, M. P. de. Avaliação da erosão hídrica pela alteração na superfície do solo em diferentes coberturas vegetais de uma sub-bacia hidrográfica no Município de Alegre, ES. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 33, n. 4, p. 1411-1417, 2012.

STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. New Haven: Transactions, **American Geophysical Union**, v. 38, p. 913-920, 1957.

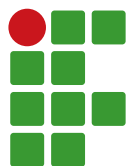
TEODORO, V. L. I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista Uniara**, v. 11, n. 20, p. 137-156. 2007.

TOLENTINO, K.; SILVA, A.; FERRARI, J. L. Caracterização morfométrica da sub-bacia hidrográfica do córrego da Brisa, Alegre, Espírito Santo. **Enciclopédia Biosfera**, v. 11, n. 22, 2015. DOI: http://dx.doi.org/10.18677/Enciclopedia_Biosfera_2015_111

TONELLO, K. C.; DIAS, H. C. T.; SOUZA, A. L.; RIBEIRO, C. A. A. S.; LEITE, F. P. Morfometria da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhães-MG. **Revista Árvore**, v. 30, n. 5, p. 849-857, 2006.

TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. ed., 1ª reimp. - Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2009. 943 p.

VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245p.



Phenolic content, antibacterial and antioxidant activities of herbal infusions

Larissa Ferreira Silva¹, Amanda Tristão Santini², Carolina Lima Silva³,
Flávia Apolinário Galera⁴, Ingridy Simone Ribeiro⁵

¹ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais (IFSULDEMINAS) – Campus Muzambinho. laferreira1996@gmail.com

² Universidade Federal de Viçosa, Doutoranda em Microbiologia Agrícola. amandatsantini@gmail.com

³ Universidade Federal de Alfenas, Mestranda em Ciências Biológicas. linacarolina0@gmail.com

⁴ IFSULDEMINAS – Campus Muzambinho. flaviagalera@hotmail.com

⁵ IFSULDEMINAS – Campus Muzambinho, Professora. ingridy.ribeiro@ifsuldeminas.edu.br

Received in: March 16, 2021 | Accepted in: July 15, 2021

Abstract

Natural products derived from plants are considered the oldest medicine in the world. Teas are an accessible source of antioxidant compounds, especially polyphenols that impart flavor, aroma and pharmacological properties. Considering the context of using natural products for health maintenance, the present study aimed to analyze the content of total phenolic compounds, antibacterial and antioxidant activities of infusions using *Morus nigra*, *Casearia sylvestris*, *Hibiscus sabdariff* and *Moringa oleifera* commercialized in Muzambinho/MG. The infusions were prepared by adding 100 mL of distilled water at approximately 100°C over 1 g of herb at room temperature for 10 minutes. The analysis of total phenolic compounds was performed using Folin-Ciocalteu. For the analysis of antioxidant activity, the free radical DPPH was used and the results were expressed as a percentage of scavenging activity. For the analysis of antibacterial activity, the microdilution in broth assay was performed in order to find the minimum inhibitory concentrations. It was possible to conclude that the infusion with the highest levels of phenolic compounds were *C. sylvestris* and *M. oleifera*, while those that showed a greater antioxidant activity were *M. oleifera* and *M. nigra*. As for antibacterial activity, all infusions were able to inhibit *E. coli*, especially the infusion of *C. sylvestris*, which was also able to inhibit *S. aureus*. Although all of the herbs showed antioxidant and antibacterial activities, and also phenolic compounds, *C. sylvestris* was the herb that stood out in this work because of its phenolic composition and antibacterial activity. In sum, it is concluded that future work is needed to elucidate the exact chemical composition of the infusions and other biological activities.

Keywords: Teas. *C. sylvestris*. *M. nigra*. *M. oleifera*. *H. sabdariffa*.

Introduction

Plant-derived natural products are considered the oldest medications in the world. They were traditionally used to treat different disorders, including cancer and cardiovascular disease (TALIB *et al.*, 2020). It was first introduced in China as a traditional medicine and spread to the world because of its therapeutic properties. Today, tea is one of the most widely consumed beverages in the world. (MALONGANE; MCGAW; MUDAU, 2017; POSWAL *et al.*, 2019).

Clinical evidence indicates that individuals need to prioritize plant materials like fruits, vegetables, grains, nuts and oils and lower the intake of red meat and processed sugary drinks to achieve a healthy diet (SCHULZE *et al.*, 2018).

In order to protect the health of the population, the World Health Organization encourages countries to include the use of traditional medicine, including increased the consumption of herbs, in its 2014-2023 strategy. Because herbs are effective and affordable alternatives to medicine, and is a healthcare choice coherent with people's cultural practice, it is largely used in countries from the Africa and Asia continents (WHO, 2013).

Tea is a source of antioxidant compounds with traces of proteins, carbohydrates, amino acids, lipids, vitamins and minerals. It also contains polyphenols which account for the aroma and beneficial health effects of tea (KHAN; MUKHTAR, 2019). Polyphenols are known to interfere with several physiological processes,

assisting in the absorption and action of vitamins, acting in the healing process, as antioxidants, and having antimicrobial activity (RAJARAM; JONES; LEE, 2019).

Aerobic organisms produce constantly reactive species and free radicals during cellular process. Naturally, cells have mechanisms to balance the production of oxidative compounds and antioxidant compounds. However, when the balance between the production of free radicals and reactive species and the antioxidant defenses of the cell is unstable, an oxidative process occurs on the cell. The oxidative process is responsible for causing damage in cells and vital biomolecules, thus associated with induction of chronic inflammation and the development of many chronic diseases, including cancer, diabetes, cardiovascular, neurological and pulmonary diseases (HALLIEWELL, 2012; REUTER *et al.*, 2010).

Tea consumption has been increasing steadily in Brazil, becoming an almost obligatory and year-round item in the diet of Brazilian consumers (GODOY *et al.*, 2013). However, due to the concerns about the risks posed by COVID-19, in 2020 the growth in retail volume sales was significantly faster than in any other year. The most popular tea varieties include fruit/herbal teas (EUROMONITOR, 2021). In this context, *Moringa oleifera*, *Casearia sylvestris*, *Hibiscus sabdariffa* and *Morus nigra* are some of the common herbs used for herbal infusion in Brazil.

Moringa oleifera Lam. is a tree that belongs to the monogenic family Moringaceae and is known as horseradish tree, which grows widely in many tropical and subtropical countries. In some areas, immature seed pods are eaten, while the leaves are used as basic food because of their high nutrition content. *M. oleifera* leaves are characterized to contain a desirable nutritional balance, containing vitamins, minerals, amino acids and fatty acids. In

addition, it contains a range type of antioxidant compounds such as ascorbic acid, flavonoids, polyphenols, and carotenoids. Because of its chemical composition, *M. oleifera* is used for their anti-inflammatory, antihypertensive, diuretic, antimicrobial, antioxidant, antidiabetic, antihyperlipidemic, antineoplastic, antipyretic, antiulcer, cardioprotectant, and hepatoprotectants activities (DHAKAD *et al.*, 2019; STOHS; HARTMAN, 2015).

Casearia sylvestris Swartz., which is popularly known as “guaçatonga”, belongs to Salicaceae family and is found mainly in South America region, including Brazil. This plant has been widely used to treat different diseases in traditional medicine. Some communities use *C. sylvestris* for the treatment of snake bites, in wound healing and as a topical antiseptic. Pharmacological studies with ethanolic or hydroalcoholic extracts of its leaves have demonstrates antiulcerogenic, anti-inflammatory, antivenom and cytotoxic activities. Furthermore, no significant toxicological effects have been observed *in vitro* or *in vivo* (in animals). The chemical composition of *C. sylvestris*' essential oils comprehend monoterpenes and sesquiterpenes, triterpenes, lapachol, caffeic, chlorogenic and vanillic acids, flavonoids, neolignans, ellagic and gallic acids derivatives (CLAUDINO *et al.*, 2013; PEREIRA *et al.*, 2017; WANG *et al.*, 2010).

Hibiscus sabdariffa L. widely grows in tropical and subtropical regions around the world. This plant belongs to the family Malvaceae and is an annual or perennial herb (RIAZ; CHOPRA, 2018). Various parts of hibiscus plants have been used in traditional medicine to treat colds, urinary infections, toothaches, fever, liver disease, hypercholesterolemia, hypertension and microbial infections. In some countries such as India, it is used for curing diseases and as an ethnic food. Mexicans traditionally use the infusion of the calyces and leaves for curing hypertension and other diseases (ROCHA *et al.*,

2014). The extract of the calyces and flower is also beneficial to cure diarrhea, dysentery, waist pain and gynecological disorders (especially in post-delivery cases) (SINGH; SUREJA; SINGH, 2006). The main chemical composition in the context of its pharmacological use is related to organic acids, anthocyanin, polysaccharides and flavonoids. It also contains dietary fiber, other proteins, vitamins and minerals (AURELIO; EDGARDO; NAVARRO-GALINDO, 2008; ROCHA *et al.*, 2014).

Morus nigra L., also called blackberry, is a flowering plant belonging to the Moraceae family. It is native to Southwestern Asia and has been grown throughout Europe and the Mediterranean regions (HUSSAIN *et al.*, 2017). Its phytochemical composition includes flavonoids, tannins, coumarins, polyphenols, triterpenes and steroid substances, which contributes to its antioxidant, antimicrobial, hepatoprotective, hypotensive, antipyretic, analgesic, diuretic, anti-diabetic and progesteric/estrogenic effects (ERCISLI; ORHAN, 2007; RODRIGUES *et al.*, 2019; SOUZA *et al.*, 2018).

Considering the appeal for natural compounds as alternatives for maintaining good health, the objective of this work is to elucidate the total phenolic composition, antioxidant and antibacterial activities of herbal infusions (*M. nigra*, *C. sylvestris*, *H. sabdariffa* and *M. oleifera*) commercialized in Muzambinho – MG.

Material and methods

Sample Collection and Preparation

All herbs used in this work were acquired in a natural products store in the city of Muzambinho – MG. Four different species of herbs were used: blackberry (*M. nigra*), guaçatonga (*C. sylvestris*), hibiscus (*H. sabdariffa*), and moringa (*M. oleifera*). The herbs were subjected to extraction in order to simulate a homemade extraction.

Infusions were prepared by the addition of 100 mL of distilled water (approximately ½ tea-cup) at 100°C in 1 g of the herb for 10 minutes, following the procedure describe by Souza *et al.* (2011) as the best way to extract the phenolic compounds of the herbs.

The extracts were then filtered and the infusions stored in glass flasks at 5 °C.

Total Phenolic Compounds

The total phenolic components were determined by using the Folin-Ciocalteu 1:10 reagent solution. The Folin-Ciocalteu was diluted in a 2.0 mL of 4% (w/v) Na₂CO₃ solution and mixed with 2.5 mL of the herbal infusion. Following two hours protected from light, at room temperature, absorbance was measured spectrophotometrically at 740 nm. The results were obtained by gallic acid standard and expressed as mg GAE g⁻¹. (SINGLETON; OTHOFER; LAMUELA-RAVENTOS, 1998).

Antioxidant activity by scavenging free radicals DPPH·

The blend was formed by adding 2.0 mL of herbal infusion and 0.5 mL DPPH at 0.5 mMol. Absorbance was measured at 517 nm following 45 minutes incubation protected from light, at room temperature.

This test was performed as percentage of antioxidant activity (AA), calculated through the rate of decline in the absorbance of the DPPH solution after 45 minutes of reaction (stable phase) regarding to the reference solution (DPPH in ethanol) calculated by the formula:

% Antioxidant activity = 100 - [(Sample - White) * 100/Control] at which: Sample = absorbance of the DPPH solution (samples); White = absorbance of the sample solution without adding DPPH; Control = absorbance of the DPPH reference solution (ethanol).

The results were expressed percentage of DPPH scavenging activity (BRAND-WILLIAMS; CUVÉLIER; BERSET, 1995).

Antibacterial activity

According to the protocol M07-A10 developed by the Clinical Laboratories Standardization Institute (CLSI, 2015), with modifications, the antibacterial activity was performed by determining the Minimum Inhibitory Concentration (MIC) and Minimum Bactericidal Concentration (MBC). For the MIC and MBC analyzes, the microorganisms *Staphylococcus aureus* ATCC 0538 and *Escherichia coli* ATCC 8739 were grown in liquid Brain Heart Infusion (BHI). After incubation, they were adjusted to $1-2 \times 10^8$ CFU mL⁻¹ in a 0.9 % NaCl solution by using the 0.5 Macfarland scale. Then, 52 μ L of the bacterial suspensions was inoculated in 52 mL of the liquid BHI medium, in order to obtain a bacterial concentration around $1-2 \times 10^5$ CFU mL⁻¹. The technique was developed in 96-well microplates, which 180 μ L of BHI broth previously achieved were added. Then, 10 μ L of the herbal infusion was added in concentrations ranging from 1000 μ g mL⁻¹ to 7.8 μ g mL⁻¹ (serial concentration of ratio 2). For the color control, 180 μ L of sterile BHI broth and 10 μ L of the herbal infusions were added in the same concentrations already mentioned. The microplates were incubated at 37 °C for 24 h. After incubation, 20 μ L of the Resazurin dye (0.01% w/v) was added to verify bacterial growth. In wells where there was no change in the color of the dye compared to the control, the absence of viable bacteria was considered. Any evidence of color change was considered bacterial growth. For the determination of MBC, 10 μ L aliquots of the culture medium from the wells considered inhibitory were placed in BHI agar and the plates were incubated at 37 °C for 24h.

Statistical analysis

The experimental design was a completely randomized design with three replications. Each analysis was composed of three replications of each infusion. The statistical evaluation of the results was analyzed using the SISVAR 5.6 software by analysis of variance (ANOVA) and the Scott and Knott (1974) test was applied to observe the significant differences between the mean values (p value < 0.05) (FERREIRA, 2014).

Results and discussion

As shown in Table 1, the infusion with the higher phenolic compound content was *C. sylvestris* (18.27 mg GAE g⁻¹), followed by *M. oleifera* (15.70 mg GAE g⁻¹), *M. nigra* (11.34 mg GAE g⁻¹) and lastly *H. sabdariffa* (6.53 mg GAE g⁻¹).

Table 1. Content of phenolic compounds (mg GAE g⁻¹ of sample) and antioxidant potential (% of DPPH scavenging) of the infusions. IFSULDEMINAS - Campus Muzambinho, Muzambinho / MG, 2018.

Samples	Phenolic content	Antioxidant Activity
<i>Morus nigra</i>	11.34 \pm 1.05 ^c	50.04 \pm 2.96 ^b
<i>Casearia sylvestris</i>	18.27 \pm 0.25 ^a	47.71 \pm 2.86 ^c
<i>Hibiscus sabdariffa</i>	6.35 \pm 0.15 ^d	43.14 \pm 2.55 ^d
<i>Moringa oleifera</i>	15.70 \pm 0.18 ^b	57.34 \pm 1.32 ^a

*Average followed by the same letters on the same column do not differ in the Scott Knott test (p<0.05).

Source: Elaborated by the authors (2018).

Bueno *et al.* (2015) analyzed the chemical composition of hydro-alcoholic extracts from *C. sylvestris* using UHPLC-DAD apparatus and found diterpenes and phenolic compounds as its main composition. Fernandes (2013) found phenolic compound content in *C. sylvestris* (354.33 mg GAE g⁻¹) higher than those found in this work

(18.24 mg GAE g⁻¹), which is related to the fact that the author used ethanol as the extracting solvent.

When compared to the present work, *M. oleifera* leaves extracts showed a higher phenolic content in the works realized by Teles (2016) and by Nascimento *et al.* (2013), being 33.7 mg GAE g⁻¹ and 53.69 mg GAE g⁻¹, respectively. These differences may be related to the extraction method since Teles (2016) and Nascimento *et al.* (2013) used hydro-alcoholic extracts and the present work used water infusion. The ethanol is used in place of water because it can extract polar substances and some organic apolar substance better than water.

Zeni *et al.* (2017) found an amount of total phenolic of 75.86 mg GAE g⁻¹ on the infusion with *M. nigra* leaves, which was higher than the amount found in this work. The difference may be related to the extraction method as the authors used dried and crushed leaves in this work, which may interfere in the final phenolic content of the infusions.

Ramos *et al.* (2011) working with *H. sabdariffa* found an amount of total phenolic compounds of 6.72 mg GAE g⁻¹, which corroborates to the results of the present work (6.35 mg GAE g⁻¹).

Regarding the antioxidant potential (TABLE 1), it was observed that the antioxidant activity of *M. oleifera* was the highest one (57.34%), followed by *M. nigra* (50.04%), *C. sylvestris* (47.71%) and *H. sabdariffa* (43.14%).

M. oleifera showed the highest antioxidant activity but not the highest total phenolic compounds. This result suggests that the antioxidant activity of this herb may be related to other phytochemical compounds in this herb.

Zanco, Souza and Bonacorsi (2017) analyzed different concentrations of teas obtained by infusion and decoction of *M. nigra*, reporting values higher than that found in the present work,

ranging between 74.5% to 96.4%. The authors used dried and crushed leaves, increasing the contact surface of the herbs with the water, which may have contributed to the greater amount of antioxidant compounds extracted by them. In the present work, it was used only dried leaves but not crushed. Also, the author used 10 g of herb in 100 mL of water instead of the 1 g of herb in 100 mL of water used in the present work.

A work from Ramos *et al.* (2011) found that the ethanolic extract of *H. sabdariffa* had a higher response than that obtained with the aqueous extract related to the percentage of free radical scavenging. The authors visualized that the ethanolic extracts showed about 66% of antioxidant activity while water extract showed about 40% of antioxidant activity. Those results found by the authors with aqueous extracts corroborates the results of the present work and suggests that ethanolic extracts may have higher antioxidants activities.

According to Melo *et al.* (2008), extracts with percentage of free radical scavenging above 70%, between 50% and 70%, and below 50% are classified as strong, moderate and weak, respectively. Thus, *M. oleifera* had a strong antioxidant activity, followed by *M. nigra* which showed moderate activity, and *C. sylvestris* and *H. sabdariffa* with weak activity.

As seen in Table 2, all of the tested herbs showed inhibitory activity against *E. coli* and most of them showed no activity against *S. aureus*. Also, none of the herbs presented bactericidal effect against both of the bacterial strains tested. Those results observed may be related to the differences between the chemical composition of each herb and the cellular structure of the bacteria analyzed.

Regarding the infusion of *M. nigra*, the present work found no inhibitory activity against *S. aureus* in the tested concentrations of the infusion, but we found MIC value between 500-1000 µg mL⁻¹ against *E. coli*. According to Souza

et al. (2018), the ethanolic extract of this herb needed a minimum concentration of $195 \mu\text{g mL}^{-1}$ to inhibit *E. coli*, which is lower than the values of the present work. This difference may have happened because many of the bioactive compounds of *M. nigra* are insoluble in water and are soluble in ethanol.

Table 2. Antibacterial activity (MIC) of the samples against *E. coli* and *S. aureus*. The results are expressed as $\mu\text{g mL}^{-1}$ of the infusions. IFSULDEMINAS - Campus Muzambinho, Muzambinho / MG, 2018.

Samples	<i>S. aureus</i>	<i>E. coli</i>
<i>Morus nigra</i>	N.D.*	500-1000
<i>Casearia sylvestris</i>	500-1000	15,62-31,25
<i>Hibiscus sabdariffa</i>	N.D.*	500-1000
<i>Moringa oleifera</i>	N.D.*	15,62-31,25

*N.D.: not detected.

Source: Elaborated by the authors (2018).

The *C. sylvestris* infusion showed a good inhibitory activity against *E. coli* ($15.62-31.25 \mu\text{g mL}^{-1}$) and this was the only herb used in this work to inhibit *S. aureus* ($1000-500 \mu\text{g mL}^{-1}$). Spósito *et al.* (2019), working with ethanolic extracts of *C. sylvestris* observed MIC value of $1000 \mu\text{g mL}^{-1}$ against *Helicobacter pylori*, gram-negative bacteria that colonizes the human stomach. Also, Ribeiro *et al.* (2019), found antibacterial activity of *C. sylvestris* from the Atlantic Forest against *Streptococcus mutans*, a gram-positive bacteria, reducing 50% of the viable cells of this bacterial strain. Those results suggest that this herb may be efficient in the inhibition of gram-positive and gram-negative strains of bacteria, as seen in the present work.

In the present work, the infusion with *H. sabdariffa* showed no inhibitory effect against *S. aureus*, but showed a MIC value of $500-1000 \mu\text{g mL}^{-1}$ against *E. coli*. Ibrahim and Albadani (2014) tested a water and a methanolic extract of the same herb and observed no inhibitory activity of both extracts against *S. aureus* and *E. coli*, which corroborates partially our results.

Fouad, Elnaga and Kandil (2019) used different extracts of *M. oleifera* against bacteria isolated from a camel wound and the extract obtained with hot water was not efficient against *S. aureus* and *E. coli*, which corroborates the present results against *S. aureus*. Amanze *et al.* (2020) found MIC values of aqueous extracts from root bark of *M. oleifera* against *S. aureus* ($25000 \mu\text{g mL}^{-1}$) and *E. coli* ($12500 \mu\text{g mL}^{-1}$). Those values were higher than the values tested in the present work, and this might explain why we were unable to find any MIC value against *S. aureus*. Also, the authors cited above tested a different part of the plant. Finally, *S. aureus* and *E. coli* were resistant to the *M. oleifera* water extract in the work of Bagheri *et al.* (2020). In sum, this result against *E. coli* can be considered really promising when compared to other works.

Finally, the biological activities of those teas are related to their chemical composition, especially the polyphenols. Those compounds account for the aroma and beneficial health effects of teas (KHAN; MUKHTAR, 2019). Also, the difference observed with the herbs used in this work and other works found in the literature might be explained by the different methodology adopted to the extraction of the biological compounds, place where the plants were cultivated, and the climate also influences those chemical composition and biological activities. According to Zanco, Souza and Bonacorsi (2017), environmental and chronological conditions of the plant also influence the production of secondary metabolic compounds that even vary throughout the year. Additional works are needed to elucidate and isolate the compounds of those herbs in order to understand all the benefits of the consumption of those infusions.

Conclusion

Based on the present work, the herbs *C. sylvestris* and *M. oleifera* showed the highest phenolic contents. However, *C. sylvestris* did not

show one of the highest antioxidant activities, being *M. nigra* and *M. oleifera* the herbs with higher antioxidant activity. *H. sabdariffa* showed the lowest phenolic content and antioxidant activity.

Regarding to the antibacterial activity, all the herbs showed inhibitory activity against *E. coli*, but only *C. sylvestris* showed inhibitory activity against *S. aureus*.

Although all of the herbs showed antioxidant and antibacterial activities, and also phenolic compounds, *C. sylvestris* was the herb that stood out in this work because of its phenolic composition and antibacterial activity. However, further studies are needed to investigate its phytochemical composition.

In sum, the infusions can be an affordable source of phenolic compounds, antioxidant and antibacterial activity, but it is necessary to realize future works to understand the exact chemical composition of those infusion and other biological activities they may have.

References

- AMANZE, E. K.; NWANKPA, U. D.; UDEKWU, C. E.; OGBONNA, H. N.; NWOKAFOR, C. V.; UDENSI, C. G. Antibacterial activity of *Moringa oleifera* root bark extract against some pathogenic organisms. **Asian Journal of Immunology**, v. 4, n. 3, 2020.
- AURELIO, D.; EDGARDO, R. G.; NAVARRO-GALIND, S. Thermal kinetic degradation of anthocyanins in a roselle (*Hibiscus sabdariffa* L. cv. 'Criollo') infusion, **International Journal of Food Science and Technology**, v. 43, n. 2, p. 322–325, 2008.
- BAGHERI, G.; MARTORELL, M.; RAMIREZ-ALARCON, K.; SALEHI, B.; SHARIFI-RAD, J. Phytochemical screening of *Moringa oleifera* leaf extracts and their antimicrobial activities. **Cellular and Molecular Biology**, 2020. DOI: 10.14715/cmb/2019.66.1.3
- BRAND-WILLIAMS; CUVELIER, M. E.; BERSET, C. Use of a Free Radical Method to Evaluate Antioxidant Activity. **Food Science and Technology**, v. 28, p. 25–30, 1995.
- BUENO, P. C. P.; PEREIRA, F. M. V.; TORRES, R. B.; CAVALHEIRO, A. J. Development of a comprehensive method for analyzing clerodane-type diterpenes and phenolic compounds from *Caesaria sylvestris* Swartz (Salicaceae) based on ultra-high performance liquid chromatography combined with chemometric tools. **Journal of Separation Science**, 2015. DOI: 10.1002/jssc.201401421
- CLAUDINO, J. C.; SACRAMENTO, L. V. S.; KOCH, I.; SANTOS, H. A.; CAVALHEIRO, A. J.; TININIS, A. G.; SANTOS, A. G. Evaluation of morpho-anatomical and chemical differences between varieties of the medicinal plant *Casearia sylvestris* Swartz. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, v. 85, n. 4, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201393812>.
- CLSI. **Methods for dilution antimicrobial susceptibility tests for bacteria that grow aerobically**. v. 35, n. 2. Wayne, PA: Clinical and Laboratory Standards Institute, 2015.
- DHAKAD, A. K.; IKRAM, M.; SHARMA, S.; KHAN, S.; PANDEY, V. V.; SINGH, A. Biological, nutritional, and therapeutic significance of *Moringa oleifera* Lam. **Phytotherapy Research**, v. 33, 2019.
- ERCISLI, S.; ORHAN, E. Chemical composition of white (*Morus alba*), red (*Morus rubra*) and black (*Morus nigra*) mulberry fruits. **Food Chemistry**, v. 3, p. 1380-1384, 2007.
- EUROMONITOR INTERNATIONAL. **Tea in Brazil report**. 2021. Available: <https://www.euromonitor.com/tea-in-brazil/report>. Access Jan. 25th, 2021.

- FERNANDES, M. F. G. **Composição química e atividades antioxidante e antimicrobiana in vitro dos extratos das folhas de *Casearia sylvestris* e *Lithraea molleoides***. 2013. 48 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Biológicas, Universidade Estadual de Montes Claros, Montes Claros, 2013.
- FERREIRA, D. F. Sisvar: a Guide for its Bootstrap procedures in multiples comparisons. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 38, n. 2, 2014.
- FOUAD, E. A.; ELNAGA, A. S. M. A.; KANDIL, M. M. Antibacterial efficacy of *Moringa oleifera* leaf extract against pyogenic bacteria isolated from a dromedary camel (*Camelus dromedarius*) abscess. **Veterinary World**, v. 12, n. 6, 2019. DOI: 10.14202/vetworld.2019.802-808.
- GODOY, R. C. B.; DELIZA, R.; GHENO, L. B.; LICODIEDOFF, S.; FRIZON, C. N. T.; RIBANI, R. H.; SANTOS, G. G. Consumer perceptions, attitudes and acceptance of new and traditional mate tea products. **Food Research International**, v. 53, 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodres.2013.02.054>.
- HALLIWELL, B. Free radicals and antioxidants: Updating a personal view. **Nutrition Reviews**, v. 70, n. 5, p. 257–265, 2012.
- HUSSAIN, F.; RANA, Z.; SHAFIQUE, H.; MALIK, A.; HUSSAIN, Z. Phytopharmacological potential of different species of *Morus alba* and their bioactive phytochemicals: A review. **Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine**, v. 7, p. 950-956, 2017.
- IBRAHIM, D. A.; ALBADANI, R. N. Evaluation of the potential nephroprotective and antimicrobial effect of *Camellia sinensis* leaves versus *Hibiscus sabdariffa* (*in vivo* and *in vitro* studies). **Advances in Pharmacological and Pharmaceutical Sciences**, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1155/2014/389834>.
- KHAN, N.; MUKHTAR, H. Tea polyphenols in promotion of human health. **Nutrients**, v. 11, n. 39, 2019. DOI: 10.3390/nu11010039.
- MALONGANE, F.; MCGAW, L. J.; MUDAU, F. N. The synergistic potential of various teas, herbs and therapeutic drugs in health improvement: a review. **Journal of the Science of Food and Agriculture**, v. 97, n. 14, 2017. DOI: 10.1002/jsfa.8472.
- MELO, E. A.; MACIEL, M. I. S.; LIMA, V. L. A. G.; NASCIMENTO, R. J. Antioxidant capacity of the fruits. **Revista Brasileira de Ciências Farmacêuticas**, v. 44, n. 2, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1516-93322008000200005>.
- NASCIMENTO, J. A.; ARAÚJO, K. L. G. V.; EPAMINONDAS, P. S.; SOUSA, A. S.; MAGNANI, M.; SOUZA, A. L.; SOLEDADE, L. E. B.; QUEIROZ, N.; SOUZA, A. G. Ethanolic extracts of *Moringa oelifera* Lam. **Journal of Thermal Analysis and Calorimetry**, v. 114, 2013.
- PEREIRA, F. G.; MARQUETE, R.; DOMINGOS, L. T.; ROCHA, M. E. N.; FERREIRA-PEREIRA, A.; MANSUR, E.; MOREIRA, D. L. Antifungal activities of the essential oil and its fractions rich in sesquiterpenes from leaves of *Casearia sylvestris* Sw. **Annals of the Brazilian Academy of Sciences**, v. 89, n. 4, 2017.
- POSWAL, F. S.; RUSSELL, G.; MACKONOCHE, M.; MACLENNAN, E.; ADUKWU, E. C.; ROLFE, V. Herbal Teas and their health benefits: a scoping review. **Plant Foods for Human Nutrition**, v. 3, n. 74, 2019. DOI: 10.1007/s11130-019-00750-w.
- RAJARAM, S.; JONES, J.; LEE, G. J. Plant-based dietary patterns, plant foods, and age-related cognitive decline. **Advances in Nutrition**, v. 10, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1093/advances/nmz081>.

RAMOS, D. D.; VIEIRA, M. C.; FORMAGIO, A. S. N.; CARDOSO, C. A. L.; RAMOS, D. D.; CARNEVALI, T. O. Antioxidant activity of *Hibiscus sabdariffa* L. in function of spacing between plants and organic fertilization. **Ciência Rural**, v. 41, n. 8, 2011.

RIBEIRO, S. M.; FRATUCELLI, E. D. O.; BUENO, P. C. P.; CASTRO, M. K. V.; FRANCISCO, A. A.; CAVALHEIRO, A. J.; KLEIN, M. I. Antimicrobial and antibiofilm activities of *Casearia sylvestris* extracts from distinct Brazilian biomes against *Streptococcus mutans* and *Candida albicans*. **BMC Complementary Medicine and Therapies**, v. 19, n. 308, 2019.

REUTER, S.; GUPTA, S. C.; CHATURVEDI, M. M.; AGGARWAL, B. B. Oxidative stress, inflammation, and cancer: How are they linked? **Free Radical Biology & Medicine**, v. 49, p. 1603–1616, 2010.

RIAZ, G.; CHOPRA, R. A review on phytochemistry and therapeutic uses of *Hibiscus sabdariffa* L. **Biomedicine & Pharmacotherapy**, n. 102, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biopha.2018.03.023>.

ROCHA, I. C.; BONNLAENDER, B.; SIEVER, H.; PISCHEL, I.; HEINRICH, M. *Hibiscus sabdariffa* L – a phytochemical and pharmacological review. **Food Chemistry**, n. 165, 2014. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.foodchem.2014.05.002>.

RODRIGUES, L. E.; MARCELINO, G.; SILVA, G. T.; FIGUEIREDO, P. S.; GARCEZ, W. S.; CORSINO, J.; GUIMARÃES, R. C. A.; FREITAS, K. C. Nutraceutical and medicinal potential of the *Morus* species in metabolic dysfunctions. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 20, n. 301, 2019. DOI: 10.3390/ijms20020301.

SCHULZE, M. B.; MARTÍNEZ-GONZÁLEZ, M. A.; FUNG, T. T.; LICHTENSTEIN, A. H.; FOROUHI, N. G. Food based dietary patterns and chronic disease prevention. **BMJ**, n. 361, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1136/bmj.k2396>.

SCOTT, A.; KNOTT, M. Cluster-analysis method for grouping means in analysis of variance. **Biometrics**, Washington D.C., v.30, n.3, p.507-512, 1974.

SINGH, R. K.; SUREJA, K. A.; SINGH, D. *Amta* and *Amti* (*Hibiscus sabdariffa* L.) – Cultural and agricultural dynamics of agrobiodiversity conservation. **Indian Journal of Traditional Knowledge**, v. 5, n. 1, p. 151-157, 2006.

SINGLETON, V. L.; ORTHOFER, R.; LAMUELA-RAVENTÓS, R. M. Analysis of total phenols and other oxidation substrates and antioxidants by means of folin-ciocalteu reagent. **Methods in Enzymology**, v. 299, n. 1974, p. 152–178, 1998.

SPÓSITO, L.; ODA, F. B.; VIEIRA, J. H.; CARVALHO, F. A.; RAMOS, M. A. S.; CASTRO, R. C.; CREVELIN, E. J.; CROTTI, A. E. M.; SANTOS, A. G.; SILVA, P. B.; CHORILLI, M.; BAUAB, T. M. In vitro and in vivo anti-*Helicobacter pylori* activity of *Casearia sylvestris* leaf derivatives. **Journal of Ethnopharmacology**, v. 1, n. 12, 2019. DOI: 10.1016/j.jep.2018.12.032

SOUZA, G. R.; OLIVEIRA-JUNIOR, R. G.; DINIZ, T. C.; BRANCO, A.; LIMA-SARAIVA, S. R. G.; GUIMARÃES, A. L.; OLIVEIRA, A. P.; PACHCO, A. G. M.; SILVA, M. G.; MORAES-FILHO, M. O.; COSTA, M. P.; PESSOA, C. Ó.; ALMEIDA, J. R. G. S. Assessment of the antibacterial, cytotoxic and antioxidante activities of *Morus nigra* L. (Moraceae). **Brazilian Journal of Biology**, v. 78, n. 2, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.05316>.

SOUZA, R. A. M.; OLDONI, T. L. C.; CABRAL, I. S. R.; ALENCAR, S. M. Compostos fenólicos totais e atividade antioxidante de chás comercializados no Brasil. **Boletim do Centro de Pesquisa de Processamento de Alimentos**, v. 29, n. 2, p. 229-236, 2011.

STOHS, S. J.; HARTMAN, M. J. Review of the safety and efficacy of *Moringa oleifera*. **Phytotherapy Research**, v. 29, 2015. DOI: 10.1002/ptr.5325

TALIB, W. H.; AL-ATABY, I. A.; MAHMOD, A. I.; JAWARNECH, S.; KURY, L. T.; AL-YASARI, I. H. The impact of herbal infusion consumption on oxidative stress and cancer: the good, the bad, the misunderstood. **Molecules**, v. 25, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/molecules25184207>.

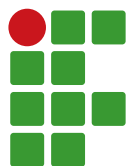
TELES, A. R. S. Potencial antioxidante do extrato etanólico de folhas da *Moringa oleifera* Lam. In: XXV Congresso Brasileiro de Ciência e Tecnologia de Alimentos, 2016. **Anais...** Gramado: Faurgs, p. 1-5, 2016.

WANG, W.; LI, X. C.; ALI, Z.; KHAN, I. A. Neolignans from the leaves of *Casearia sylvestris* Swartz. **Helvetica Chimica Acta**, v. 93, 2010. DOI: 10.1002/hlca.200900211

WHO – WORLD HEALTH ORGANIZATION. WHO traditional medicine strategy 2014-2023, **World Health Organization**, 2013. Available at: <https://www.who.int/activities/implementation-of-the-WHO-traditional-medicine-strategy-2014-2023>. Access on: Jan 19, 2021.

ZANCO, P.; SOUZA, E. F.; BONACORSI, C. Avaliação da atividade antimicrobiana e antioxidante de chás de folhas da amora-preta (*Morus nigra*). **Scientific Electronic Archives**, Mato Grosso, v. 10, n. 1, p.150-157, fev. 2017.

ZENI, A. L. B.; MOREIRA, T. D.; DALMAGRO, A. P.; CAMARGO, A.; BINI, L. A.; SIMIONATTO, E. L.; SCHARF, D. R. Evaluation of phenolic compounds and lipid-lowering effect of *Morus nigra* leaves extract. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 89, n. 4, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/0001-3765201720160660>.



Performance of lisianthus varieties in a shaded environment

Mariana de Menezes Silva¹, Vanessa Cláudia Vasconcelos Segundo², José Antonio Delfino Barbosa Filho³, Aurilene Araújo Vasconcelos⁴, Renato Innecco⁵

¹Federal University of Ceará (UFC), Campus do Pici, Department of Agricultural Engineering. MSc in Agricultural Engineering. mariannammenezes@yahoo.com.br.

²Federal University of Ceará (UFC), Campus do Pici, Department of Phytotechnics. PhD in Phytotechnics. vanessac_vasconcelos@yahoo.com.br (corresponding author).

³Federal University of Ceará (UFC), Campus do Pici, Department of Agricultural Engineering. PhD. Professor. zkdelmino@gmail.com.

⁴Federal University of Ceará (UFC), Campus do Pici, Department of Phytotechnics. PhD in Phytotechnics. aurilenevasconcelos@hotmail.com.

⁵Federal University of Ceará (UFC), Campus do Pici. Department of Phytotechnics. PhD Professor PhD. innecco@ufc.br.

Received in: December 18, 2020 | Accepted in: September 08, 2021

Abstract

Lysianthus cultivation is a recent activity when compared to the main cut flowers, and little is known about the techniques and the use of shading screens that can increase productivity in floriculture, resulting in favorable morphophysiological responses to the crop. The objective of this study was to verify whether shading screens impact the growth performance of lisianthus varieties. The experiment was carried out in a greenhouse in São Benedito farm, located in São Benedito, Ceará. The varieties studied were Lisianthus ABC 2-3 Blue, Lisianthus Allemade White and Lisianthus ABC 2-3 Rose, and three environments, one with aluminized screen (AS), one with red screen (RS) and the third environment without screen shading (WS). The experimental design was completely randomized in a 3 x 3 factorial scheme, with three environments and three varieties with three replications. The following were analyzed in cm: button diameter (BD); rod height (RH); actual size (AS); commercial size (CS); rod thickness (RT); and by counting, the number of buttons per stem (BS). The blue variety was better adapted to the conditions imposed by the AS environment, the rose variety presented the best results in the WS environment and the white variety, under the conditions of the experiment, would be unsuitable for the crop cultivation. The RS environment does not offer conditions conducive to satisfactory growth in rod size. Lysianthus cultivation is influenced by the use of shading screens.

Keywords: Floriculture. Ambience. Rod size

Introduction

Lisianthus (*Eustoma grandiflorum*) is an ornamental plant in the Gentianaceae family and is native to the southern United States (BACKES *et al.*, 2005). The cultivation of lisianthus had its expansion from the 80's, having noticed economic recognition from the 90's and today it is considered one of the main cut flowers in the world and in Brazil (SALVADOR, 2000).

The great popularity of lisianthus in the national market is attributed to its varied morphology, being able to present simple or folded flowers, with varied and bicolor tones, besides presenting long durability and easy handling (LEITE, 2006).

The crop has a cycle divided into two stages, in the first stage, which lasts an average of three

months, is when the seeds germinate. In this, the plant develops in the form of a rosette, until four pairs of fully formed leaves are reached. The second stage, after the first three months, is characterized by the elongation of the stem, the formation of new leaves and the beginning of flowering. With cycles that last from three to six months and characterize varieties with early, medium and late cycles (BACKES, 2004).

Despite the great potential of production and market, little is known about the cultivation of lisianthus in protected cultivation-colored screens, or photoselective or shading with varied color spectra, through which it is possible to combine physical protection and filtration of solar radiation and, consequently, promote physiological responses desired by light (SHAHAK *et al.*, 2004).

The screens promote an increase in the proportion of diffused light and, therefore, influence the absorption of different wavelengths (STAMPS, 2009). Plants make use of beacons that provide certain growth patterns, they respond to the quality of light, that is, to the wavelengths and the amount of light as irradiance (ALMEIDA; MUNDSTOCK, 2001).

Based on the above, the objective of this study was to verify whether shading screens impact the growth performance of lisianthus varieties.

Material and methods

The experiment was carried out in the municipality of São Benedito, Chapada da Ibiapaba, State of Ceará, altitude of 902 m, Köppen AW climatic classification, in a greenhouse for commercial production of cut lisianthus, with approximately 3.5 ha, louver height of 9 m and ceiling height of 6 m.

The experimental environments, 424 m² each, were classified according to the presence or absence of the shading screen. The control environment, without mesh (WM), had a plastic cover of LDPE - Low Density Polyethylene, 150 microns, with anti-ultraviolet and anti-static treatment. The environment using the red mesh (RM) and aluminized (AM) mesh as subcovering had 50% shading. The shading meshes covered the entire dimension of the experimental area, fixed at the height of the right foot, also extending about 1.5 m from the top of the sides. The purpose was that all sunlight reaching the plants was intercepted by the meshes.

Three varieties with folded petals were used: Lisianthus ABC 2-3 Blue - Balboa Series, Lisianthus ABC 2-3 Rose - Balboa Series, with seeds from Pan American Seeds and Lisianthus Allemade White, from Miyoshi Seeds. The seedlings, which were able to be planted after three months of sowing when they had three

leaves, came from the State of São Paulo, municipality of Holambra.

All cultural treatments, soil and irrigation management and other care in conducting cultivation were carried out in accordance with the recommendations for commercial crops, maintaining the care that all practices occurred simultaneously in all experimental areas.

To characterize the ambience of the experimental areas, a data logger model HOBO U23-001 was used to monitor the temperature and relative humidity of the air in each experimental environment (WM, RM and AM) and outside the greenhouse, in the external environment (EXT). These were fixed to a metallic structure at a height of approximately 80 cm from the ground. The data were collected automatically and stored every fifteen minutes.

Irradiance, which characterizes the intensity of solar energy, was represented by kriging maps. Sixty equidistant points in each environment were monitored with the aid of a lux meter. Lux units were converted to W m⁻². The spatial dependence analysis was validated by a semivariogram function model, obtained with the aid of the GS+ Geostatistical Program, version 5.1., that used the values in W m⁻² associated with their respective Cartesian coordinates. After the spatial dependence analyzes, the data were interpolated by the kriging method and the maps were prepared with the aid of the Surfer software, version 11.

As for the collection and analysis of the cut lisianthus variables, twenty samples of each variety in each treatment, considering the repetitions, which totaled 540 stems evaluated, occurred randomly from the moment of the aptitude for harvest, that is, after having expressed the maximum of their productivity; presenting at least one flower at the top at any opening point, being firm and erect, free from disease or physical damage.

With the aid of a measuring tape and a digital caliper, the following analyzes were carried out, in cm: diameter of the button (DB); stem height (H) - measured from the base to the last flower; actual size (AS) - measured from the base of the stem to the highest mature flower bud; commercial size (CS) - the harvested stem was standardized according to the commercial size, 50 cm, 60 cm and 70 cm, and, stem thickness (ST) - measured below the branches with flowers; and number of buds per stem (NB) - counting only mature flowers, and floral buds suitable for ripening.

The experimental design used was completely randomized in a 3 x 3 factorial scheme, the treatments were three environments (WM, RM and AM) and three varieties (blue, white and rose), with three replications.

With the cultivation data and using the Assisat 7.7 Statistical Program, each variable was subjected to the analysis of variance (Anova). The data referring to environments and varieties

(qualitative data) when significant by the F test, were submitted to the averages test (Tukey's test) at the level of 1% and 5% probability.

Results and discussion

In relation to the experimental environment, it was observed that the maximum air temperature was lower in the protected environment when compared to the value found in the external environment. The minimum temperature was higher in the different protected environments. In addition, the average temperature was slightly lower in environments with AM and VM, and practically the same in the EXT and WM environments (TABLE 1).

The relative and minimum air humidity, in the EXT environment, indicated a lower percentage when compared to the values presented in the protected environments. The maximum values were similar in the four environments evaluated (TABLE 1).

Table 1 – Values of temperature and relative humidity of the air, maximum, minimum and average in external environments (EXT) and environments using the aluminum mesh (AM), red mesh (RM) and environment without mesh (WM) as subcoverment, as well as as the coefficient of variation (CV) and standard deviation (σ), during the experimental period, Federal University of Ceará, São Benedito - CE, 2014

	Air temperature (°C)				Relative humidity of air (%)			
	EXT	AM	RM	WM	EXT	AM	RM	WM
Max	38.6	32.6	32.4	34.3	100	100	100	100
Min	17.8	18.5	18.2	18.2	27	44	45	42
Aver	24.1	23.2	23.2	24.6	73	83	83	75
CV (%)	22.52	7.04	15.15	17.94	29.12	21.96	17.17	17.74
σ	5.32	2.02	3.42	4.18	21.59	15.33	14.59	15.05

Source: Elaborated by the authors (2021).

The values related to temperature and humidity in the protected environment can be attributed to the size of the greenhouse, the height of the ceiling height, the side openings and the presence of lanterns.

López *et al.* (2018) studied varieties of *Physalis ixocarpa* under greenhouse and field conditions,

and unlike the present study, they observed that the average temperature was slightly higher in the protected environment and the relative humidity was slightly higher in the open environment.

Evaluating the efficiency of the use of shade meshes in greenhouses for tomato production, Ferrari and Leal (2015) found that the use of

the aluminum mesh, when compared to the environment only with the LDPE coverage, significantly reduced the maximum, minimum and average temperatures, as well as how it obtained the best adaptation to the climatic needs of the tomato.

Due to the transmittance observed in environments with plastic covers and shading meshes, the presence of more energy in the WM environment and the lower energy intensity in the RM and AM environment is justified, the WM environment had the highest average, 0.259 W m^{-2} , while the RM environment averaged 0.141 W m^{-2} and the AM 0.170 W m^{-2} for irradiance (TABLE 2).

Table 2 – Minimum, maximum and average irradiance values for the environment using the aluminized mesh (AM), red mesh (RM) and environment without mesh (WM), as well as the coefficient of variation (CV) and standard deviation (σ), during the trial period, Federal University of Ceará, São Benedito - CE, 2014

	Irradiance (W m^{-2})		
	AM	RM	WM
Max	0.235	0.201	0.365
Min	0.112	0.100	0.167
Aver	0.170	0.141	0.259
CV (%)	14.13	15.59	20.03
Σ	0.02	0.02	0.05

Source: Elaborated by the authors (2021).

According to Ivanov *et al.* (2008), plants grown in environments with excessive light radiation produce excess energy, causing damage to the photosynthetic apparatus, due to the formation of destructive oxidizing molecules (such as singlet oxygen radicals), resulting from photoinhibition. When the level of production of these molecules is influenced by stress, the plants immediately show symptoms of chlorosis, followed by necrosis and senescence. Therefore, it is essential to use meshes in the cultivation of cut flowers such as lisianthus.

The gradations of tones in the kriging maps indicate bluish tones for less intense light energy and orange for greater intensity. In Figure 1a, it is possible to see that in the AM environment there was formation of islands with greater irradiance from the sides to the central region of the experimental site, with values between 0.22 and 0.20 W. m^{-2} .

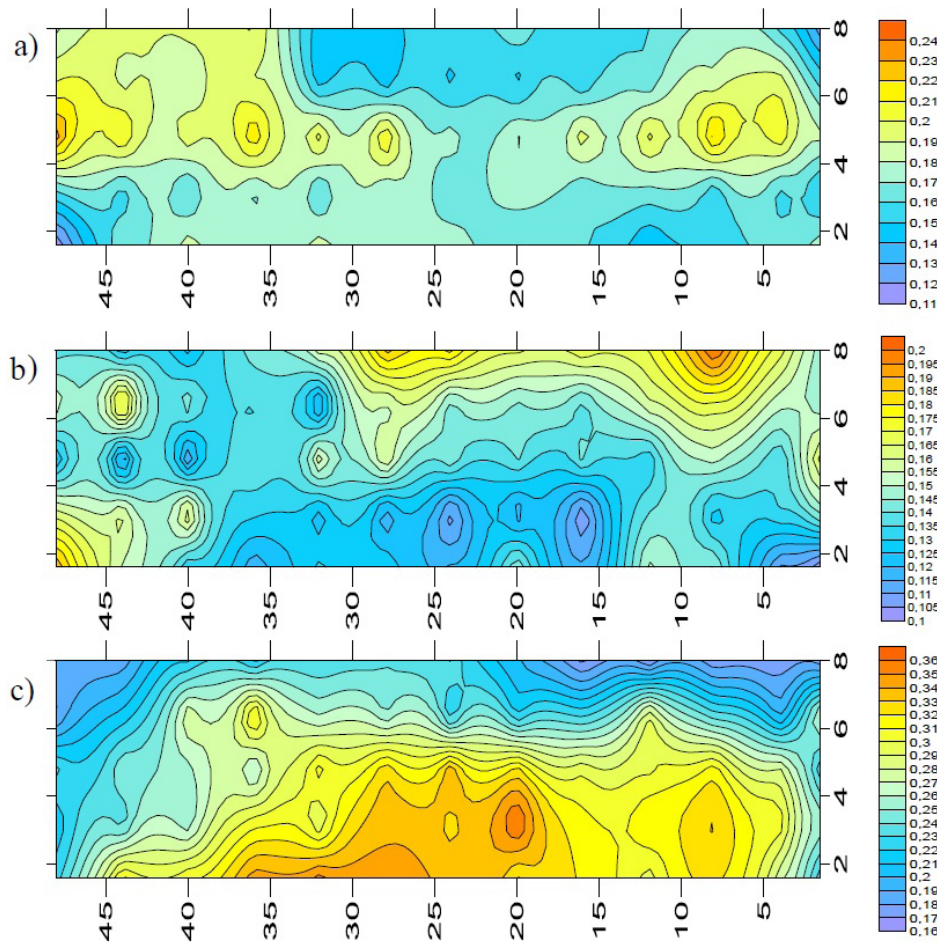
In the RM environment, Figure 1b, there was, in general, less intense light energy with a predominance of bluish tones in the longitudinal, in this region the energy values varied between 0.15 and 0.10 W. m^{-2} .

Figure 1c shows the irradiance in the WM environment, with orange stains in greater proportions when compared to the other kriging maps, the values varied between 0.34 and 0.28 W. m^{-2} , characterizing an energy flow in that environment superior when compared to other environments.

Regarding the observed in the present work, the intensity of solar radiation establishes microclimatological conditions, the temperature being directly proportional to the solar radiation, while humidity is inversely related (MEDEIROS; HOLANDA; FRANCE, 2018), justifying the observed in the WM environment.

From the summary of the analysis of variance, Table 3, it was found that the different environments significantly affected the number of buttons ($p < 0.01$) and the thickness of the stem ($p < 0.05$). Regarding the varieties studied, these significantly affected the diameter of buds, being highly significant for the others, except for the commercial size, which was significant at 5% ($p < 0.05$). Concerning the interaction of environments with varieties, this significantly affected ($p < 0.05$) the variable number of buttons. Variables that were not significant were neglected in subsequent analyzes.

Figure 1 – Kriging map representing the intensity of solar energy ($W m^{-2}$) in the environment using as a subcover a) aluminized mesh (AM), b) red mesh (RM) and c) without mesh (WM), Federal University of Ceará, São Benedito - CE, 2014



Source: Elaborated by the authors (2021).

Table 3 – Summary of the analysis of variance of the variables: button diameter (BD), number of buttons (NB), actual size (AS), height (H), commercial size (CS) and stem thickness (ST) of the varieties blue, white and rose evaluated in AM, RM and WM environments, Federal University of Ceará, São Benedito - CE, 2014

FV	GL	QM					
		BD	NB	AS	H	CS	ST
Environments	2	0.89 ^{ns}	1.93 ^{**}	90.32 ^{ns}	69.55 ^{ns}	217.65 ^{ns}	0.42 [*]
Varieties	2	0.93 ^{ns}	2.84 ^{**}	13,426 ^{**}	930.41 ^{**}	379.56 [*]	1.22 ^{**}
E x V	4	2.29 ^{ns}	0.87 [*]	53.44 ^{ns}	35.04 ^{ns}	72.03 ^{ns}	0.13 ^{ns}
Residue	18	0.96	0.26	40.30	25.00	105.59	0.07
CV (%)		17.06	17.47	10.67	9.23	19.39	5.75

Source: Elaborated by the authors (2021). ns not significant; ** significant at the 1% level; and * at the 5% probability level by the F test

The evaluation of the environment versus variety interaction, Table 4, showed that the

WM environment provided a higher average for the number of buttons of the Rose variety

in relation to AM and RM, and also in relation to the Blue and White varieties. And for these two, when evaluated separately, there was no statistical difference in the number of buttons in the different environments.

Almeida (2017), studied the Pink, White and Purple varieties of lisianthus in red, blue and control meshes, and for the variable number of buttons the varieties did not differ between them. The red mesh and control provided more buttons.

Vegetative meristems can be converted directly to floral meristems when the plant is induced to flower, this induction being given by internal and external factors. Among the external factors, the intensity of light radiation, the availability of water, the length of the day and the temperature stand out (TAIZ; ZEIGER, 2017).

From the excerpt above, it is understood that the Blue and White varieties had similar behavior in which the different environments had similar results, with no significant differences between them, and the Rose variety had better response to a greater amount of light energy provided by the environment WM and higher temperatures, which induced a greater amount of floral primordia in the cultivation and, therefore, a greater amount of buds per stem.

Table 4 – Comparison table of averages of the interaction between environments (aluminized mesh (AM), red mesh (RM) and without mesh (WM)) x varieties (blue, white and rose) for the variable number of flower buds (NB), Federal University of Ceará, São Benedito - CE, 2014

	Number of flower buds		
	Blue	White	Rose
AM	2.88 aA	2.47 aA	3.13 bA
RM	2.90 aA	2.03 aA	2.64 bA
WM	3.03 aB	2.58 aB	4.68 aA

Source: Elaborated by the authors (2021). Lower case letters represent the columns and upper case the lines. The means followed by the same letter do not differ statistically. The Tukey test was applied at the level of 5% probability.

The total length of the stem is represented by the H variable, the varieties Rose and Blue were statistically equal and had the highest averages, with 69 and 63.72 cm (TABLE 5).

The variable AS expresses the real possibility of the stem composing the bunch of flowers, as it considers the length of the open floral bud up to the base of the stem. The highest average, Table 5, was found in the Rose variety, with 62.82 cm, followed by the Blue variety, with 56.66 cm, and the lowest average was obtained for the White variety, with 42.96 cm (TABLE 5).

The commercial size analysis (CS) considers only the classification values of the bundles according to the size of the stem, with 50 cm, 60 cm or 70 cm. The Rose and Blue varieties reached the minimum size to be considered able to compose the pack, with average sizes of 59.16 cm and 53.63 cm. Furthermore, the White variety showed an inadequate value, 46.21 (TABLE 5).

Cantor *et al.* (2013) highlight that the genetic improvement originated varieties with different shades, sizes and shapes. Therefore, the variation in the size of the stems depends on the genetic characteristics of each of the varieties analyzed.

The criteria for the composition of the pack, whether the number of stems or length, are based on the requirements of the buyer and the decision of the producer, although Ibraflor recommends the stem's ability to compose the pack the size from 40 cm.

Regarding the thickness of the floral stem, the variety that showed the best performance was Rose, followed by Blue and the lowest average was obtained by White. For this same variable, there was no significant difference between the WM and AM environment, as the RM provided a lower mean for nail thickness (TABLE 5).

Almeida, Calaboni and Rodrigues (2016) studied the Snow White lisianthus variety in different light transmission meshes (blue, black, red and control) and found no significant difference between the environments studied for the stem diameter variable.

Ibraflor (2016) recommended that, in order to guarantee its support, the stem must have a thickness greater than 4 mm. Thus, all varieties, regardless of the environment, were within the quality standards required to adapt the pack.

Table 5 – Average values for the variables height of the floral stem (H), actual size (AS), commercial size (CS) and thickness of the floral stem (ST) in the blue, white and rose varieties, and for ESP in the varieties and environments with aluminized mesh (AM), red mesh (RM) and without mesh (WM), Federal University of Ceará, São Benedito - CE, 2014

	Averages			
	H	AS	CS	ST
Blue	63.72 a	56.66 b	53.63 ab	4.72 b
White	45.71 b	42.96 c	46.21 b	4.34 c
Rose	69.00 a	62.82 a	59.16 a	5.08 a
AM	-	-	-	4.85 a
RM	-	-	-	4.46 b
WM	-	-	-	4.83 a

Source: Elaborated by the authors. In the columns, the means followed by the same letter do not differ by 5% by the Tukey test; -: Variables that were not significantly affected by the studied environments.

Conclusion

The performance of the cut lisianthus varieties evaluated in this study, in general, did not receive increments for the use of meshes.

References

ALMEIDA, M. L.; MUNDSOCK, C. M. O afilamento da aveia afetado pela qualidade de luz em plantas sob competição. **Ciência Rural**, v. 31, n. 3, p. 393-400, 2001.

ALMEIDA, J. M. de; CALABONI, C.; RODRIGUES, P. H. V. Lisianthus cultivation using differentiated light transmission nets. **Ornamental Horticulture**, v. 22, n. 2, p. 143-146, 2016.

ALMEIDA, J. M. de. **Avaliação de três variedades de lisianthus em ambiente protegido com telas de sombreamento de diferentes espectros de cor**. 2017. 52 f. Dissertação (mestrado)

- Universidade de São Paulo - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba, 2017.

BACKES, F. A. A. A. **Cultivo de lisianto (*Eustoma grandiflorum* (raf.) shinners) para corte de flor em sistemas convencional e hidropônico**. 2004. 118 f. Tese (doutorado) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2004.

BACKES, F. A. A. L.; BARBOSA, J. G.; BACKES, R. L.; RIBEIRO, J. M. O.; MORITA, R. M. Produção de lisianthus (*Eustoma grandiflorum* Shinn.) em vaso sob diferentes densidades de plantas. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 27, n. 2, p. 237-241, 2005.

CANTOR, M.; POP, R.; CSETE, I. E.; ERZSEBET, B.; HUSTI, A. Researches concerning the multiplication in vivo of lisianthus for promoting in Romanian greenhouses. **Scientific Papers - Series B. Horticulture**, v. 57, p. 303-307, 2013.

FERRARI, D. L.; LEAL P. A. M. Uso de tela termorrefletora em ambientes protegidos para cultivo do tomateiro. **Revista Engenharia Agrícola**, v. 35, n. 2, p. 180-191, 2015.

INSTITUTO BRASILEIRO DE FLORICULTURA, IBRAFLO. **Crítérios de classificação: Lisianthus corte**. Santo Antônio de Posse: Cooperativa Veiling Holambra, 2016.

IVANOV, A.; PRESSA, V.; SANE, P.V.; Öquist, G.; HUNER, N.P.A. Reaction centre quenching of excess light energy and photoprotection of photosystem II. **Journal Plant Biology**, v. 51, p. 85-96, 2008.

LEITE, C. A. **Utilização de malhas coloridas na produção de flores de alta, média e baixa exigência de radiação solar**. 2006. 116 f. Tese (doutorado) - Faculdade de Engenharia Agrícola, Universidade Estadual de Campinas, Campinas 2006.

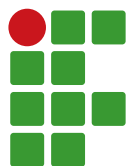
LÓPEZ, B. I. R.; ORTIZ-HERNÁNDEZ, Y. D.; MORALES, I. Yeld analysis of *Physalis ixocarpa* Brote x Hornem varieties under greenhouse and field conditions. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 48, n. 11, e20180044, 2018.

MEDEIROS, R. M. de; HOLANDA, R. M. de; FRANÇA, M. V. de. Interpolação da insolação média para o estado do Piauí - Brasil. **Revista de Geografia**, Recife, v. 35, n. 5, 2018.

SALVADOR, E. D. **Caracterização física e formulação de substratos para o cultivo de algumas ornamentais**. 2000. 148 f. Tese (doutorado) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2000.

STAMPS, R. H. Use of colored shade netting in horticulture. **HortScience**. Alexandria, v. 44, n. 2, p. 239-241, 2009.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia Vegetal**. Porto Alegre: Artmed, 6. ed., 2017.



Floristics and phytosociology of a recovered stretch of riparian forest in the Machado river, Minas Gerais

Diego Pereira Marcelini¹, Miguel Gama Reis², Elenice Aparecida Fortes³,
Renon Santos Andrade⁴, Walnir Gomes Ferreira Júnior⁵

¹Instituto Federal do Sul de Minas Gerais - *Campus* Machado, Brasil. Laboratório de Botânica e Ecologia - Herbário GERAES. Graduado em Ciências Biológicas. diegomarcelini@yahoo.com.br

²Universidade Federal de Lavras – Programa de Pós-Graduação em Botânica Aplicada. Mestrando. miguel_greis@yahoo.com.br

³Universidade Estadual de Campinas – Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal. Doutoranda. forteselenice@gmail.com

⁴Escola de Botânica Tropical do Jardim Botânico do Rio de Janeiro – Programa de Pós-Graduação em Botânica. Mestrando. renonandrade.ra@gmail.com

⁵Instituto Federal do Sul de Minas Gerais - *Campus* Machado, Brasil. Laboratório de Botânica e Ecologia - Herbário GERAES. Docente. walnir.ferreira@gmail.com

Received in: June 16, 2021 | Accepted in: September 08, 2021

Abstract

Riparian forests play an important role in maintaining environmental services and in conserving species of a genetic corridor for flora and fauna. The present study was carried out with the objective of analyzing the species composition and the horizontal structure at a recovered riparian forest with another native adjacent area in the municipality of Poço Fundo, Minas Gerais. A floristic and phytosociological survey of the arboreal sinusia was carried out in the areas. Were sampled 199 individuals and 24 species in the recovered area and 105 individuals and 23 species in the native area. Floristic similarity between areas was not verified. Shannon diversity was low in both areas. In the recovered area, there is a predominance of early species while in the native area there is a predominance of late ones. There was no floristic convergence between the two studied áreas. A structural convergence between the areas was verified 13 years after the beginning of the restoration.

Keywords: Ecological Succession. Ecological Restoration. Regeneration. Recovery of Degraded Area.

Introduction

The Atlantic Forest had its original coverage reduced to 12.4 % (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2017). The domain of its biome corresponds to the country's economic engine and it's located close to the largest urban centers in South America. They are places with intense urbanization, industrialization and agricultural expansion which have transformed the Atlantic Forest into one of the most fragmented and threatened biomes in the world (REZENDE *et al.*, 2018). Its disturbed, little-known and protected forest fragments made it possible to frame the Atlantic Forest as a biodiversity hotspot due to the richness of its biodiversity and the constant threat to which it is submitted (REZENDE *et al.*, 2018).

According to Rodrigues and Gandolfi (2001), riparian forests are arboreal and shrubby communities occurring along the margins of water courses and in places subjected to

temporary flooding whose importance is extreme in the physical maintenance of river margins and in interconnecting terrestrial and aquatic ecosystems as they carry out the recycling elements in waterlogged soils.

Riparian forests play an important role in species conservation acting as a genetic corridor for flora and fauna promoting the flow of species among landscape elements. It is essential to understand the relationship of different types of plants between themselves and the fauna so that the objective of riparian forests' restoring area is fulfilled (ROSOT *et al.*, 2018).

The conservation value of the fragments depends on the type of present species since many are restricted to mature forests in which the maintenance of the species depends on environmental conditions found in conserved ecosystems. The isolated fragments still maintain old forests in decline with vegetation structure

resistant to fragmentation containing long-lived trees, which despite the negative impacts of habitat loss, can preserve important parcels of the regional flora and fauna even though landscapes in tropical countries are dominated by agriculture, often monoculture (FARAH *et al.*, 2017).

Ecological restoration assists the environment in returning to a sustainable condition in which species can develop without imposing a trajectory that would faithfully reproduce specific pre-existing conditions. Restoration must be based on knowledge of the different successional stages and levels of recovery including information on degradation factors and historical conditions that would help indicate the decline or recovery of the ecosystem (MCDONALD *et al.*, 2016).

Normally, in restoration projects, only a fraction of plant species is used, which represents only a small part of the biodiversity of natural ecosystems. According to Brancalion *et al.* (2015), the choice of native and typical seedlings from the region to be restored depends on several factors such as: degree of degradation of the area and its history; availability of seeds and seedlings; availability of financial resources, availability of agricultural machinery and implements that have as reference the natural process of regenerating riparian forests.

This work was carried out with the objective of analyzing the species composition and aspects of the horizontal structure of the synusia tree in a recovered area of a riparian forest with another adjacent native area, both located by the margins of Machado river in the municipality of Poço Fundo, Minas Gerais. It provided relevant information for restoration of riparian forests in the region.

Material and methods

The studies were conducted in native riparian forest fragments and in a recovered

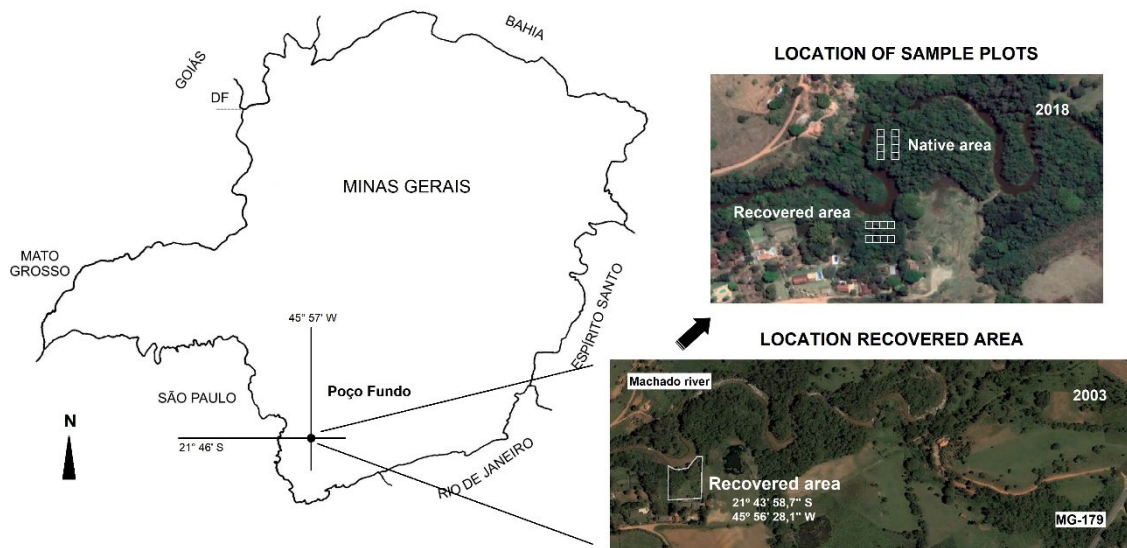
riparian forest located in the municipality of Poço Fundo, southern Minas Gerais (FIGURE 1). The region is part of the Semideciduous Seasonal Forest domain within the Atlantic Forest biome (IBGE, 2004). It presents relief varying from heavily undulating to mountainous, altitude between 835 m and 1310 m. The average annual temperature in the municipality is of 20.4 °C; the maximum monthly average is of 23.2 °C; the minimum monthly average is of 17.4 °C; the average annual rainfall is of 1497 mm (CLIMATE-DATA.ORG, 2018).

The property where the recovered and native riparian forests of the present study are located was fined by the Public Ministry of Minas Gerais on December 9, 2003, pursuant to articles 5 and 6 of Law No. 7347/85, amended by article 113 of Law No. 8078 of September 11, 1990, with art. 201 and § 5 “b” of Law 8069/90.

According to the term of commitment to adjust the conduct of the Public Ministry of Minas Gerais, the owner was summoned to carry out a project approved by the State Forestry Institute aiming at the recovery of a 50 m stretch of riparian forest with 250 tree species seedlings donated by Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG). The seedlings were planted at a spacing of 2 m x 2 m between February and March 2004. At the end of the process, the area was fenced 30 m from the margin preventing the entry of animals.

During assessment period of the property the following native trees were identified on the site: *Inga edulis* Mart., *Croton urucurana* Baill., *Sebastiania brasiliensis* Spreng., Lauraceae not specified and *Myrciaria tenella* O. Berg. Seedlings of the following tree species were initially used in the reforestation project: *Calophyllum brasiliense* Cambess, *Schinus terebinthifolia* Raddi, *Syzygium cumini* (L.) Skeel and *Inga edulis* Mart. These species have in common their zoochoric dispersion eventhough being from different successional stages.

Figure 1. Geographical location of the recovered area and the sample plots of the present study by the margins of Machado river, Poço Fundo, MG, during the assessment period in 2003 and 2018.



Source: Prepared by the authors using Google Earth image from 2003 and 2018 (2021).

For sample collections, two (2) distinct areas of study were demarcated: i) Recovered area ($21^{\circ}43'58.7''\text{S}/45^{\circ}56'28.1''\text{W}$) and ii) Native area ($21^{\circ}43'51.2''\text{S}/45^{\circ}56'43.4''\text{W}$) close to the restored one is capable of printing floristic convergence and the source of the remaining species found there. In each of the studied areas 8 plots (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974) of 10 m x 10 m were installed and distributed in two (2) lines of four plots parallel to the watercourse and spaced 3 m apart. The first four plots, from the two studied areas were positioned at a distance of 2.5 m from the margin of Machado river (FIGURE 1). This distance from the river margin was defined as a function of the dimensions of the recovered area, as no greater was spacing possible. The samplings in the two studied areas within the plots totaled 1600 m².

The alive and dead trees, with a minimum diameter greater than or equal to 3.18 cm at 1.30 m from the ground (DBH), were sampled and marked and numbered with metal plates. The phytosociological parameters addressed were: density, dominance and frequency, used in the composition of the importance value,

described and proposed by Mueller-Dombois and Ellenberg (1974). The Shannon Diversity Index (H') (BROWER; ZAR, 1984) and the Pielou Equability Coefficient (J) (PIELOU, 1975) were calculated for each area. The phytosociological and floristic parameters described above were calculated using the FITOPAC 2 program (SHEPHERD, 2009).

The analysis of the similarity between the areas was made through the agglomerative classification by UPGMA (JAMES; MCCULLOCH, 1990). The two areas were qualitatively compared (presence and absence of species), using the Sørensen similarity coefficient with the aid of MVSP[®] (Multi-Variate Statistical Package; Kovach Computing Services, Wales, UK) program.

The sampled species were classified as zoochoric, autochoric and anemochoric dispersion syndrome depending on the characteristics of their propagules (seeds and fruits) according to Vidal and Vidal (2007). These were also distributed into three ecological groups proposed by Gandolfi *et al.* (1995): pioneers, early secondary and late secondary.

In the diametric distributions, class intervals with increasing amplitudes were used to compensate for the strong decrease in density within the larger size classes which are typical of the negative exponential distribution, known as inverted-J (BOTREL *et al.*, 2002). The collected plant materials were herborized and deposited in the GERAES Herbarium at Machado Campus of the Federal Institute of Education, Science and Technology of Southern Minas Gerais. The botanical synonyms were updated according to the website Flora do Brasil of the Botanical Garden of Rio de Janeiro (FLORA DO BRASIL, 2020). The APG IV (2016) classification system was adopted.

Results and discussion

Floristic composition and similarity

In all, 199 individuals were sampled and separated into 36 species (TABLE 1). Myrtaceae

was the richest family with 9 species, followed by Euphorbiaceae, Lauraceae and Salicaceae with 4 each, Fabaceae with 3, Sapindaceae and Rutaceae with 2 each. These were the single species: Anacardiaceae, Arecaceae, Meliaceae, Monimiaceae, Moraceae, Polygonaceae, Calophyllaceae and Solanaceae.

Study carried out by Silva *et al.* (2020) on the floristic patterns from 56 different works on riparian forests in the Atlantic Forest and Pampas reported that the families Fabaceae (55 species), Myrtaceae (52 species), Lauraceae (23 species) and Rubiaceae (20 species) were the ones that presented greater species richness in the Atlantic basin while in the Paraná-Uruguay river basin the families Myrtaceae (91 species), Fabaceae (72 species), Lauraceae (30 species) and Rubiaceae (29 species) were the most represented.

Table 1. Floristic list, successional category and dispersal syndrome of tree species found in the restored area and in the native area by the margin of Machado river's riparian forest at a property in the municipality of Poço Fundo, Minas Gerais.

Family/Species	Popular name	NA	RA	SC	DS
ANACARDIACEAE					
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi.	aroeira-vermelha		X	P	Zoo
ARECACEAE					
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	jerivá		X	IS	Zoo
CALOPHYLLACEAE					
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	guanandi		X	LS	Zoo
EUPHORBIACEAE					
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	tamanqueiro	X	X	P	Zoo
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	pau-óleo		X	P	Zoo
<i>Croton urucurana</i> Baill.	sangra-d'água		X	P	Aut
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	capixava	X	X	LS	Aut
FABACEAE					
<i>Inga edulis</i> Mart.	ingá-cipó	X	X	IS	Zoo
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	embira-de-sapo	X		IS	Ane
<i>Machaerium opacum</i> Vogel	jacarandá-do-mato	X	X	IS	Ane

LAURACEAE					
<i>Cryptocarya moschata</i> Ness e Mart.	canela-moscada	X		LS	Zoo
<i>Nectandra lanceolata</i> Ness	canela-amarela	X		LS	Zoo
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	canela-fedorenta	X		IS	Zoo
<i>Ocotea lancifolia</i> (Schott) Mez	canela-do-brejo	X		LS	Zoo
MELIACEAE					
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	saco-de-gambá	X	X	LS	Zoo
MONIMIACEAE					
<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins	corticeira	X	X	IS	Zoo
MORACEAE					
<i>Morus nigra</i> L.	amora-preta		X	Ex	Zoo
MYRTACEAE					
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	guabiroba		X	LS	Zoo
<i>Campomanesia reitziana</i> D.Legrand.	guabiroba-crespa	X		IS	Zoo
<i>Corymbia citriodora</i> (Hook.) K.D.Hill & L.A.S.Johnson	eucalipto	X		Ex	Aut
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	mamoneira	X		LS	Zoo
<i>Myrcia subcordata</i> DC.	guamirim	X		LS	Zoo
<i>Myrciaria</i> sp.	-	X		NC	Zoo
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg	cambuquí		X	IS	Zoo
<i>Psidium guajava</i> L.	goiabeira		X	Ex	Zoo
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	jambolão		X	Ex	Zoo
POLYGONACEAE					
<i>Triplaris americana</i> L.	pau-formiga		X	P	Ane
RUTACEAE					
<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck	limão-cravo	X		Ex	Zoo
<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	mamica-de-porca	X		P	Zoo
SALICACEAE					
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	cafezeiro-do-mato	X	X	LS	Zoo
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	guaçatonga	X		LS	Zoo
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	guaçatonga	X		P	Zoo
SAPINDACEAE					
<i>Cupania ludowigii</i> Somner & Ferrucci	camboatá	X	X	P	Zoo
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	arco-de-peneira	X		IS	Zoo
SOLANACEAE					
<i>Solanum</i> sp.	-		X	NC	NC

Abbreviations: NA: Native Area; RA: Recovered Area; SC: Successional Category; P: Pioneer; IS: Initial secondary; LS: Late secondary; Ex: Exotic; NC: No characterization; DS: Dispersion syndrome; Zoo: Zoochoric; Aut: Autochoric; Ane: Anemochoric.

Source: Prepared by the authors (2021).

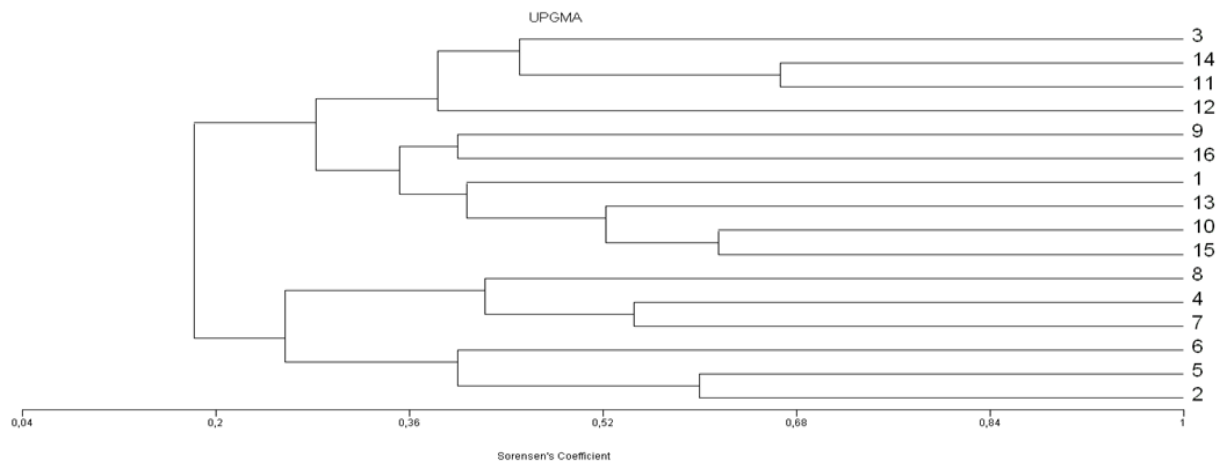
As for richness, the recovered area had 15 families and 24 species while the native area had 10 families and 23 species. Even though the

species richness values were close between the areas, strong floristic similarity was not verified between them. The Sorensen coefficient obtained

was less than 0.2 (Sorensen = 0.182) in the cluster analysis performed between the block of

plots from the recovered area and the native area (FIGURE 2).

Figure 2. Dendrogram of the Sorensen floristic similarity between the plots of the recovered area and the native area by the margin of Machado river's riparian forest in a property within the municipality of Poço Fundo, Minas Gerais.



Abbreviations: Plots 1 to 8: recovered area and Plots 9 to 16: native area.

Source: Prepared by the authors (2021).

The geographic proximity between the areas was not able to create greater floristic convergence. In addition is the short time of the restoration process (13 years) and the inclusion of exotic species in the planting. According to Gandolfi *et al.* (2007), restoration programs generally tend to produce physiognomic and structural convergence within diversity, within number of individuals per species by the basal area, within diameter and within height of individuals. It also shows similarity within the distribution of these individuals in the restored area when compared to the native area, and do not necessarily reach floristic convergence.

Such observation finds support in the new paradigm of ecological succession which understands that the succession process can present several possible trajectories: progressive, regressive and stationary that can produce countless future communities (MARTINS *et al.*, 2012).

Phytosociological structure - Recovered area

In the recovered area, 94 individuals were sampled and classified into 15 families and 24 species (TABLE 1). The Shannon index (H') was 2.75 and the equability was 0.867. The individuals had an average diameter of 12.68 ± 9.20 cm and an average height of 6.08 ± 2.52 m and a density of 1175 individuals/ha and a basal area of $22.56 \text{ m}^2 \text{ ha}^{-1}$.

In the recovered area, the species with the highest importance value (IV) was *Inga edulis* with 14 individuals in the sample presenting the highest relative density (RD) and high relative dominance (RDo) (TABLE 2). At the time of the survey, *I. edulis* had already been identified as a remaining specie and also had seedlings planted during the execution of the restoration project which may concequently have contributed to the results presented above.

Tabela 2. Phytosociological parameters of the species sampled from the recovered riparian forest area by the margin of Machado river within a property in the municipality of Poço Fundo, Minas Gerais.

Species	NI	RD(%)	RF(%)	RDo (%)	IV(%)
<i>Inga edulis</i> Mart.	14	14,89	10	32,18	19,02
<i>Morus nigris</i> L.	13	13,83	12	8,5	11,44
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	13	13,83	6	14,11	11,31
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	7	7,45	8	9,73	8,39
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng	5	5,32	6	6,23	5,85
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	5	5,32	8	4,11	5,81
<i>Cryptocarya moschata</i> Ness e Mart.	2	2,13	2	12,44	5,52
<i>Nectandra lanceolata</i> Ness	7	7,45	6	1,19	4,88
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	5	5,32	4	5,15	4,82
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	2	2,13	4	0,65	2,26
Árvores mortas	2	2,13	4	0,64	2,23
<i>Croton urucurana</i> Baill.	2	2,13	4	0,54	2,22
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	2	2,13	4	0,13	2,09
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	3	3,19	2	0,29	1,83
<i>Triplaris americana</i> L.	2	2,13	2	0,3	1,59
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	1	1,06	2	1,63	1,56
<i>Machaerium opacum</i> Vogel	2	2,13	2	0,58	1,48
<i>Cupania ludowigii</i> Somner & Ferrucci	1	1,06	2	0,91	1,32
<i>Solanum</i> sp.	1	1,06	2	0,26	1,11
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk	1	1,06	2	0,16	1,07
<i>Myrciaria tenella</i> O. Berg	1	1,06	2	0,1	1,05
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	1	1,06	2	0,06	1,04
<i>Psidium guajava</i> L.	1	1,06	2	0,06	1,04
<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins	1	1,06	2	0,05	1,04

Abbreviations: NI: Number of individuals; RD: Relative density; RF: Relative frequency; RDo: Relative dominance; IV: Importance value.

Source: Prepared by the authors (2021).

S. terebinthifolia, a specie introduced by the restoration project that showed good development in the area reaching a high IV, being the third specie in number of individuals and prominent values of density, frequency and relative dominance. It also demonstrated good development in the restored area. *Sebastiania brasiliensis*, *Guarea macrophylla*, *Cryptocarya moschata*, *Nectandra lanceolata* and *Syagrus romanzoffiana* are species that were present in the area and presented high IV values (TABLE 2). *S. brasiliensis* had 5 individuals and high RDo demonstrating its importance as a

biomass stock besides having expressive numbers of relative density and frequency. *G. macrophylla* showed numbers similar to those of *S. brasiliensis* with the same number of individuals and density, yet presenting higher frequency and lower RDo (TABLE 2).

Among the sampled species in the restored stretch, three are exotic: *Syzygium cumini*, *Morus nigra* and *Psidium guajava*. The specie *S. cumini* is exotic and naturalized and introduced by the restoration project. The species *M. nigra* and *P. guajava* were dispersed to the recovered area

probably from existing orchards neighboring the fragment properties. Among the exotic species, *S. cumini* ranks third in IV, it is the second specie with more individuals and presents high RDo. The specie *M. nigra* ranks second in IV being the most frequent specie in the restored stretch. *P. guajava* had relatively low parameters: last place in IV, density and frequency, and second last in dominance with a single represented individual (TABLE 2).

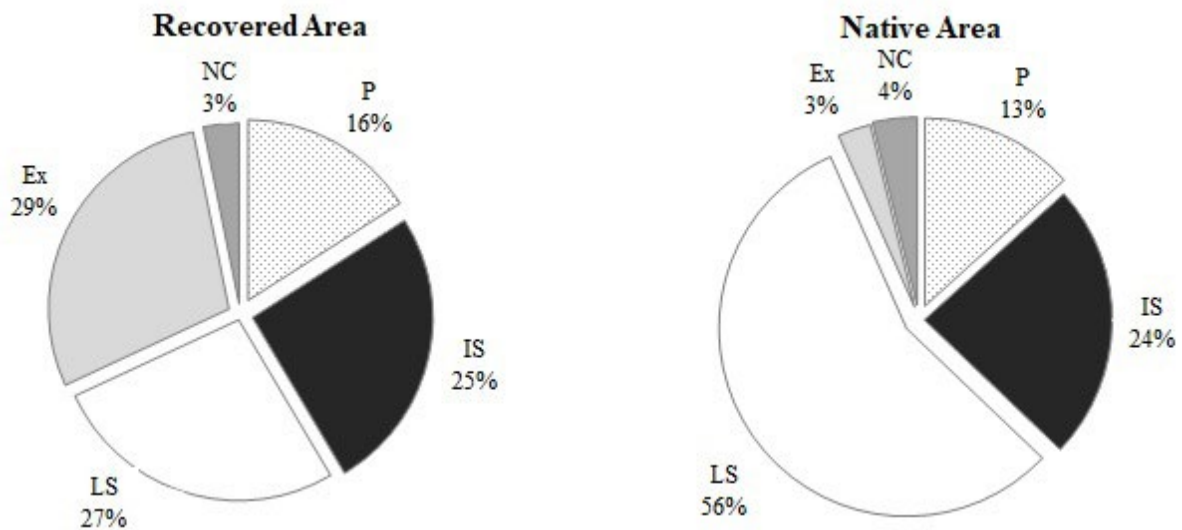
Exotic species help forest recovery from degraded environments. However, they can harm the ecological development of the fragment covering the environment and smothering native species (GISP, 2005), encouraging some trophic levels to the detriment of others. Fauna modification also encourages groups of animals that feed on their fruits and this unbalances the ecological relationships in the location (ZILLER, 2007). Over time, the uncontrolled invasion of exotic species can cause loss of stability in the fragment, and then reducing functional diversity

and limiting the ability to respond to environmental changes that may arise (MCCANN, 2000).

As for the succession moment, the recovered area is in the initial stage of secondary succession according to the criteria proposed by Budowski (1970), once more than 50% of the individuals is found in its canopy being characterized as of pioneer (P) and initial secondary (IS) species (FIGURE 3), and so obtaining low values of diversity and a low basal area. This doesn't include the exotic ones.

When detailing the structural parameters, it presented an initial characteristic with more individuals belonging to this class (P and IS) (41.49 %) (FIGURE 3), with greater emphasis on the IS that presented high RF (22 %), RD (25, 52 %) and RDo (37.84 %), thus leading to a high IV (28.46 %), which are associated with pioneers (RF = 22 %, RD = 15.96 %, RDo = 14.1 % and IV = 17.35 %) thus reflecting the initial character of the recovered fragment.

Figure 3. Percentage of species individuals from different successional stages sampled in the restored and native riparian forest fragments by the margins of Machado river in a property in the municipality of Poço Fundo, Minas Gerais.



Abbreviations: P: Pioneers; IS: Initial secondary; LS: Late secondaries; Ex: Exotics and NC: No characterization.

Source: Prepared by the authors (2021).

Phytosociological structure - Native area

In the native area, 105 individuals, 10 botanical families and 23 species were sampled (TABLE 2). Shannon diversity (H') was 2.53, equability was of 0.809, density was of 1312 ind/ha, mean height was of 6.5 ± 2.89 m and mean

diameter was of 12.73 ± 2.91 cm, it presented a basal area of $28.85 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$. *I. edulis* showed high density (10 individuals) and high dominance which placed themselves as the most important species in the native area (TABLE 3).

Table 3. Phytosociological parameters of the species sampled in the native area by the banks of Machado river's riparian forest in a property within the municipality of Poço Fundo, Minas Gerais.

Species	NI	RD (%)	RF (%)	RDo (%)	IV (%)
<i>Inga edulis</i> Mart.	10	9,52	9,62	48,05	22,40
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng	16	15,24	9,62	22,73	15,86
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	24	22,86	13,46	8,06	14,79
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	11	10,48	7,69	5,4	7,86
<i>Ocotea lancifolia</i> (Schott) Mez.	10	9,52	5,77	1,62	5,64
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	7	6,67	7,69	2,1	5,49
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	4	3,81	3,85	1,43	3,03
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez.	2	1,9	3,85	3,06	2,94
<i>Myrciaria</i> sp.	3	2,86	3,85	1,82	2,84
<i>Myrcia subcordata</i> DC.	2	1,9	3,85	0,96	2,24
<i>Machaerium opacum</i> Vogel	2	1,9	3,85	0,26	2,00
<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck	2	1,9	3,85	0,16	1,97
<i>Casearia decandra</i> Jacq	2	1,9	3,85	0,14	1,96
<i>Corymbia citriodora</i> (Hook.) K.D.Hill & L.A.S.Johnson	1	0,95	1,92	1,46	1,44
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.); A.M.G.Azevedo & H.C.Lima.	1	0,95	1,92	1,24	1,37
<i>Campomanesia reitziana</i> D.Legrand.	1	0,95	1,92	0,64	1,17
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	1	0,95	1,92	0,42	1,10
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	1	0,95	1,92	0,11	1,00
<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins	1	0,95	1,92	0,09	0,99
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	1	0,95	1,92	0,09	0,99
<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	1	0,95	1,92	0,06	0,98
<i>Cupania ludowigii</i> Somner & Ferrucci	1	0,95	1,92	0,05	0,98
Árvores mortas	1	0,95	1,92	0,05	0,98

Abbreviations: NI = Number of individuals; RD = Relative density; RF = Relative frequency; RDo = Relative dominance; IV = Importance value.

Source: Prepared by the authors (2021).

The *Sebastiania brasiliensis* species ranks second in IV, with high density (16 individuals) and high dominance when considering the phytosociological parameters of the restored area. *S. brasiliensis* would also be the second

most important in that stretch if we removed the introduced species from the plantation in the restored area. (*S. cumini*, *S. terebinthifolia*) and invasive *M. nigra* signal structural convergence among the studied areas.

The native area presented a mature aspect following the proposed criteria by Budowski (1970), with more than 50 % of its canopy formed by individuals of late successional species (FIGURE 3). Late secondary (LS) accounted for 42.32 % RF, 56.18 % RD, 35.05 % RDo and 44.52 % IV, while P and IS totaled, respectively, 13.45 % and 32.69 % RF, 13.33 % and 23.79 % RD, 5.93 % and 55.53 % RDo and 10.91 % and 37.34 % IV. The largest domain of IS in RDo is due to the species *I. edulis* as it presented high values of this parameter with individuals with a large basal area.

In some plots a greater number of initial species was recorded characterizing environments of natural clearings caused by dead trees that opened spaces in the canopy. This effect does not denote fragment instability but only a movement between equilibrium stages once the ecosystem is not static but dynamic responding to disturbances (GUNDERSON, 2000). This sampled dynamism with the edge effect close to the river bank led to a considerable representation of species with initial characteristics. Mainly of which is reached 37.34 % IV while the P presented lower IV (10.91 %). Exotics had low IV values and few individuals (3).

Regarding long-term restoration and conservation, it seems more interesting and essential to recover the integrity and stability of ecological relationships instead of aiming for an ecosystem with the same structure as the original one. For example, bauxite mines, the fertile soil layers are lost and it is essential to use nitrogen-fixing species, exotic species or not previously existing soil layers in the site so that the soil can be recovered to contain minimal conditions to receive propagules from neighboring native areas. Thus, it is expected that restoration occurs after recovery when considering the establishment of a successional facilitation model due to early species giving way to those that later enter the fragment (CAMPELLO, 1998).

Regarding the functional diversity role, we can say that the redundancy hypothesis recognizes that different types of ecological functionality are necessary to generate stability but the redundancy of functions resulting from the emergence of new species does not cause a proportional increase in stability (PETERSON *et al.*, 1998). The diversity-stability hypothesis differs from the redundancy hypothesis in saying that there is a linear increase in stability when the number of species increases as oppose to idiosyncrasy hypothesis which says that the ecosystem is altered with the arrival of new species allowing it to predict the direction and the size of these changes (JOHNSON *et al.*, 1996).

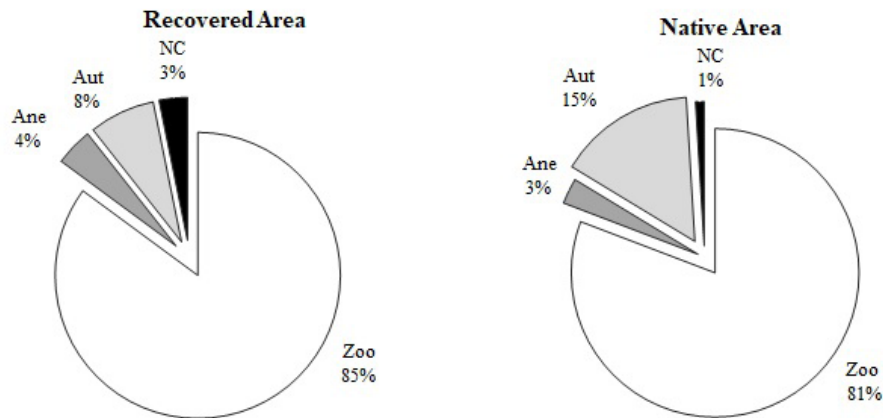
Therefore, species composition and increased diversity play an important role in stability. Either by maintaining various ecological processes through different species characteristics such as species capable of symbiotically associating themselves with mycorrhizal fungi or by increasing the probability of appearing species with similar functions that would mitigate future disturbances (MCCANN, 2000).

According to Souza and Batista (2004), species diversity depends on the proximity of the restored stretch to fragments that donate propagules (fruits and seeds) and the absence of natural barriers that prevent the arrival of propagules dispersers that occurs in the studied stretch. Consequently, it is expected that over time there will be greater similarity between the recovered fragment and the native fragment due to the geographical proximity between them.

Dispersion syndromes and diametric structure

Both areas of the present study showed a high percentage of zoochoric plants (TABLE 1; FIGURE 4). The zoochoric species accounted for 80 % RF, 85.09 % RD, 91.45 % RDo and IV was of 85.52 % in recovered area while in the

Figure 4. Percentage of individuals of species with different types of dispersion syndromes sampled by Machado river's recovered and native riparian forest stretches within a property in the municipality of Poço Fundo, MG.



Abbreviations: Zoo = Zoocoria; Ane = Anemochory; Aut = Autochory and NC = No characterization.

Source: Prepared by the authors (2021).

native area the zoochoric species accounted for 82.69 % for the same parameters, respectively, 80.92 %, 75.72 % and 79.78 %.

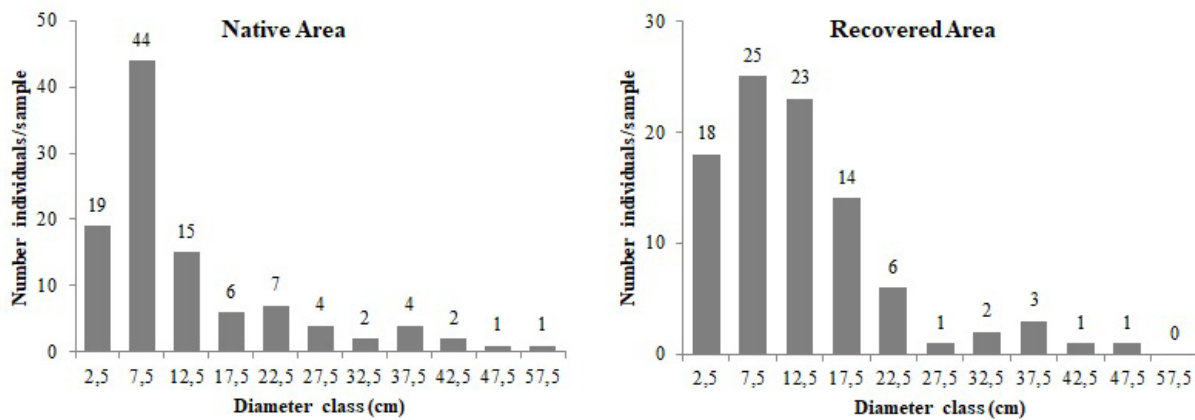
Zoochoric species tend to provide great interaction between species and improve environmental conditions promoting the colonization of plants in different successional categories (REIS; KAGEYAMA, 2003). Since these plants are attractive to fauna, they end up promoting interspecific encounters, consumer and predator nights. They play an important role in the recovery of degraded areas; in addition, they increase the diversity of species with varied ecological mechanisms in the fragment, its capacity to react to disturbances and consequently increasing their own stability. Thus, in case of extinction and addition of species, it is necessary to know their ecological mechanisms in order to cause the expected effect in the dynamics of the species in the restored stretch (MCCANN, 2000).

When analyzing the diametric structure, both the restored and the native area showed a tendency to the inverted J model (FIGURE 5). Such behavior indicates that the communities do not have problems to regenerate due to the high number of individuals in the smallest diameter classes (SILVA; NASCIMENTO, 2001).

The lower concentration of individuals in the first diametric class in the two studied areas (FIGURE 5) indicates that both are under the action of the same disturbances. These disturbances may be related to the frequent opening of trails to access the margins of Machado river and to the traffic of people and the consequent selective removal of regenerating individuals. Individuals in the initial diametric classes characterize a stock community in which there are recruits ready to re-establish the species balance even if disturbance occurs (SCOLFORO *et al.*, 1998).

The smaller number of individuals in the first diametric class in the two studied areas may also be related to differences in growth between plants with rapid transition from one class to another. The delay in transition in slower-growing plants or conditions such as shading of pioneer plants that would impede their transition would lead to an accumulation in the next class (SCOLFORO *et al.*, 1998). It should also be considered that in riparian areas the variation in water level and floods influence the establishment of vegetation due to the conditions imposed by the environment, such as the differentiation of the floristic composition and the prevalence of larger diameter individuals (BALESTRIN *et al.*, 2019).

Figure 5. Distribution of number of individuals within diametric classes in the phytosociological sampling along the stretches of recovered and native riparian forest by the margin of Machado river in a property in the municipality of Poço Fundo, Minas Gerais.



Source: Prepared by the authors (2021).

Most individuals (64.7 %) of the first diametric class are late species within the recovered area that has its canopy formed by early species. These young individuals of late species (*Guarea macrophylla*, *Casearia decandra*, *Calophyllum brasiliense*, *Sebastiania brasiliensis*, *Nectandra lanceolata*) are starting the regeneration in the area and will possibly integrate the future floristic composition in a more advanced successional moment. Among the late species, the only ones that were not sampled in the native area are *C. brasiliense* and *N. lanceolata*. *C. brasiliense* was introduced by project approved by the State Forestry Institute which aimed to recover the stretch in 2003.

The native area that has a canopy formed by late species also showed the majority of individuals of late species in the smallest diameter class (56.25 %). Such species did not evolve to reach the next class probably due to canopy openings (clearings) observed during the survey. These clearings may increase their competition with early species in the smallest diameter class. In the next class (7.5 cm), the proportion of late species rises to 70.7 % and the graph assumes the appearance of a J-inverted (FIGURE 5), with small changes and characteristics of areas with continuous regeneration.

Final considerations

The analysis diversity richness and phytosociological parameters between the analyzed areas showed no floristic convergence between the two studied areas yet structural convergence 13 years after the implementation of the restoration project.

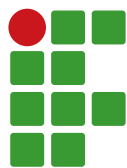
The recovered area is in the initial stage of secondary succession (predominance of pioneer and initial secondary species), while the native area is in the medium late successional stage (predominance of late secondary species). There is a predominance of zoochoric species in both studied areas.

References

- APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society** v. 181, p. 1–20, 2016.
- BALESTRIN, D.; CRUZ, R.; SILVEIRA, G.; MARTINS, S. V. Hydric and edaphic influence on floristic composition in an altered riparian area. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 3, p. 1-12, 2019.

- BOTREL, R. T.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RODRIGUES, L. A.; CURI N. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta estacional semidecidual em Ingáí, MG, e a influência de variáveis ambientais na distribuição das espécies. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 2, p. 195-213, 2002.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.
- BROWER, J. E.; ZAR, J. H. Community similarity. In: BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field & Laboratory for General Ecology**. Dubuque: Win C. Brown Publishers, 1984. p. 161-164.
- BUDOWSKI, G. The distinction between old secondary and climax species in tropical Central American lowlands. **Tropical Ecology**, v. 11, n. 1, 1970.
- CAMPELLO, E. F. C. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas. **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV- Departamento de Solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de Áreas Degradadas, 1998. p. 183-196.
- CLIMATE-DATA.ORG. (2018). Disponível em: <https://pt.climate-data.org/location/25005>. Acesso em: 4 jan. 2018.
- FARAH, F. T.; MUYLAERT, R. L.; RIBEIRO, M. C.; RIBEIRO, J. W.; MANGUEIRA, J. R. S. A.; SOUZA, V. C.; RODRIGUES, R. R. Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. **Forest ecology and management**, v. 397, p. 78-88, 2017.
- FLORA DO BRASIL. Disponível em: www.floradobrasil.jbrj.gov.br/. Acesso em: 31 maio 2021.
- GANDOLFI, S.; MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Forest restoration: many views and objectives. **High diversity forest restoration in degraded areas**. New York: Nova Science Publishers, p. 3-26, 2007.
- GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. D. F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista brasileira de biologia**, v. 55, n. 4, p. 753-767, 1995.
- GISP – Global Invasive Species Programme. **Sudamérica Invadida-el creciente peligro de las especies exóticas invasoras**. Programa Mundial sobre Especies Invasoras. Kirstenbosch, Sudáfrica, 2005.
- GUNDERSON, L. H. Ecological resilience in theory and application. **Annual review of ecology and systematics**, v. 31, n. 1, p. 425-439, 2000.
- IBGE. **Mapa de vegetação do Brasil**. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE, Rio de Janeiro, 2004.
- JAMES, F. C.; MCCULLOCH, C. E. Multivariate analysis in ecology and systematics: panacea or Pandora's box? **Annual review of Ecology and Systematics**, v. 21, n. 1, p. 129-166, 1990.
- JOHNSON, K. H.; VOGT, K. A.; CLARK, H. J.; SCHMITZ, O. J.; VOGT, D. J. Biodiversity and the productivity and stability of ecosystems. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 11, n. 9, p. 372-377, 1996.
- KOVACH, W. Multi-variate statistical package 3.11 b. **Kovach Computing Services, Aberystwyth, Wales, UK**, 1999.

- MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; CALEGARI, L. Sucessão ecológica: fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**, v. 2, p. 21-52, 2012.
- MCCANN, K. S. The diversity–stability debate. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 228-233, 2000.
- MCDONALD, T.; GANN, G. D.; JONSON, J.; DIXON, K. W. **Padrões internacionais para a prática da restauração ecológica – incluindo princípios e conceitos chaves**. Washington, DC: Society for Ecological Restoration, 2016.
- MUELLER DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, Inc, 1974.
- PETERSON, G.; ALLEN C. R.; HOLLING, C. S. Ecological resilience, biodiversity, and scale. **Ecosystems**, v. 1, n. 1, p. 6-18, 1998.
- PIELOU, E. C. **Ecology diversity**. New York: John Wiley & Sons, 1975.
- REIS, A.; KAGEYAMA, P. Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAF, 2003. p. 91-110.
- REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURGG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP / FAPESP, 2001. p. 235-248.
- SCOLFORO, J. R. S.; PULZ, F. A.; MELLO, J. M. Modelagem da produção, idade das florestas nativas, distribuição espacial das espécies e a análise estrutural. **Manejo florestal**, v. 1, p. 189 - 246, 1998.
- SHEPHERD, G. J. FITOPAC 2.1 (versão preliminar). **Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas**, 2009.
- SILVA, G. C.; NASCIMENTO, M. T. Fitossociologia de um remanescente de mata sobre tabuleiros no norte do estado do Rio de Janeiro (Mata do Carvão). **Brazilian Journal of Botany**, v. 24, n. 1, p. 51-62, 2001.
- SILVA, J. O.; GALVÃO, F.; ANA SILVA, A. C.; HIGUCHI, P. Floristic patterns of alluvial forests in Atlantic Forest and Pampa: Climate and geographic insertion as determining factors. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, n. 3, p. 1-21, 2020.
- SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período 2015-2016**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlantica e Instituto Nacional das Pesquisas Espaciais, 2017.
- SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of Seasonal Semideciduous Forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v.191, n. 1-3, p. 185-200, 2004.
- VIDAL, W. N.; VIDAL, M. R. R. **Botânica - Organografia**. 4ª edição. Viçosa: Ed UFV, 2007.
- ZILLER, S. R. Manejo adaptativo de espécies exóticas invasoras: colocando a teoria em prática. **Natureza & Conservação**, v. 5, p. 16-22, 2007.



Environmental diagnostics in areas with high potential fragility in the Federal District, Brazil

Raphael Maia Aveiro Cessa¹, Anny Carolina Soares de Souza², Uirá do Amaral³

¹ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Brasília (IFB) – Campus Planaltina, Professor do Ensino Básico, Técnico e Tecnológico, Área de Agronomia. raphael.cessa@ifb.edu.br

² IFB – Campus Planaltina, Estudante do curso de Licenciatura em Biologia. anny.souza@estudante.ifb.edu.br

³ Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano (IFG) - Campus Urutai. Professor do Ensino Básico, Técnico e Tecnológico, Área de Agronomia. uira.amaral@ifgoiano.edu.br

Received in: February 21, 2021 | Accepted in: September 29, 2021

Abstract

This study aimed to conduct environmental diagnostics of areas with high potential environmental fragility in the Federal District, Brazil. Reclassified thematic maps of soil slope and vulnerability to water erosion were combined to create the soil susceptibility map to water erosion, which, in turn, was combined with the thematic maps of soil use and rain erosivity. The result was then reclassified, giving rise to the potential environmental fragility map. In the places identified with high potential environmental fragility, information was collected by observing the aspects of the physical, biotic, and anthropogenic environmental components of the landscape. Areas with high potential environmental fragility in the Federal District were found. In those locations, the uses and occupations of the soil observed were intensive farming, small rural activities, managed intensive livestock and degraded intensive livestock. Land use and occupation in areas with high potential environmental fragility of the Federal District, with “degraded intensive livestock”, make such sites environmentally fragile since there is a scarcity of non-preserved natural areas and there is no soil conservation method. It was concluded that, for the use and occupation of the soil with high potential environmental fragility areas in the Federal District, which are taken by intensive farming, small rural activities, and managed intensive livestock, the conservation of the natural areas and the vegetative and mechanical soil conservation techniques must be implemented.

Keywords: Land use planning. Soil morphogenesis. Soil usage and coverage.

Introduction

Environmental fragility is defined as the natural vulnerability of the environment associated with the protection or not that different land uses are capable of promoting over a given area (SCHIAVO *et al.*, 2016). Its assessment methodology advocates land use planning and considers the environment as a dynamic product of the interaction between soil elements from the perspective of morphogenesis (slope, top shapes, drainage microchannels, among others), pedogenesis, for example, texture, depth, and thickness of horizons, permeability and complex of soil electric charges, and soil use and coverage (anthropogenic aspects), in addition to climatic aspects in compatibility with socioeconomic development (KAWAKUBO *et al.*, 2005; CALIJURI *et al.*, 2007).

The different types of soil specialized in a region determine the efficiency of its uses and occupations, as well as the intensity of environmental impacts (TRENTIN; ROBAINA, 2012). The slope, for example, is a factor of analysis in the study when observing the erosive processes of the soil, and that can be more intense according to the incline of the land.

Environmental fragility is based on the Ecodynamic Units predicted by Tricart (1977) within an ecological conception, in which the environment is analyzed on the Theory of Systems, which assumes that in nature, the exchange of energy and matter takes place through dynamic balance relations, that in turn is often altered by anthropogenic interventions of environmental components, generating moments in environments of temporary (unstable) or even permanent (stable) imbalances.

On the concepts of Tricart (previously mentioned), Ross (1990) inserted criteria to define the Stable and Unstable Ecodynamic Units (SEU and UEU, respectively), which will define potential environmental fragilities associated with the natural vulnerabilities of the environments, and emerging environmental fragilities, associated with the natural vulnerabilities of the environments and the protections corresponding to the types of land use and vegetation cover. The SEUs were spared from human action and are found, therefore, in their natural state, as a forest of natural vegetation. The UEUs that underwent anthropogenic interventions intensely modified natural environments through deforestation and practices of diverse economic activities.

The conceptual improvement of the definitions of Ecodynamic Units by Ross (1994) started to consider the potential of natural and anthropized environments as a defining factor of environmental fragility, no longer separating them into emerging and potential. It was considered that even an untouched environment is always being indirectly affected by anthropogenic action, either by air pollution or by groundwater, among others.

Today, the main tool for the analysis of environmental fragility is Geographic Information Systems (GIS), which can prepare the information collected and georeferenced, and synthesize it for the creation of final products, such as thematic maps (PADILHA, 2013), allowing the territorial planning of public policies in a relatively fast, dynamic-interactive, and low-cost way.

In this work, a map of potential environmental fragility was “built” by combining a soil susceptibility map - arisen from the combination of the slope with soil vulnerability to erosion - with the erosivity of rainfall and land use and occupation. Therefore, the intended environmental diagnosis will outline, through the visual description of

the landscape, the composition of the physical, biotic, and anthropogenic aspects in the areas with high potential fragility. Such areas possibly contemplate soils vulnerable to erosion by aspects of pedogenesis or morphogenesis and present in places with erosive rainfall in the condition of “unprotected” or anthropized use.

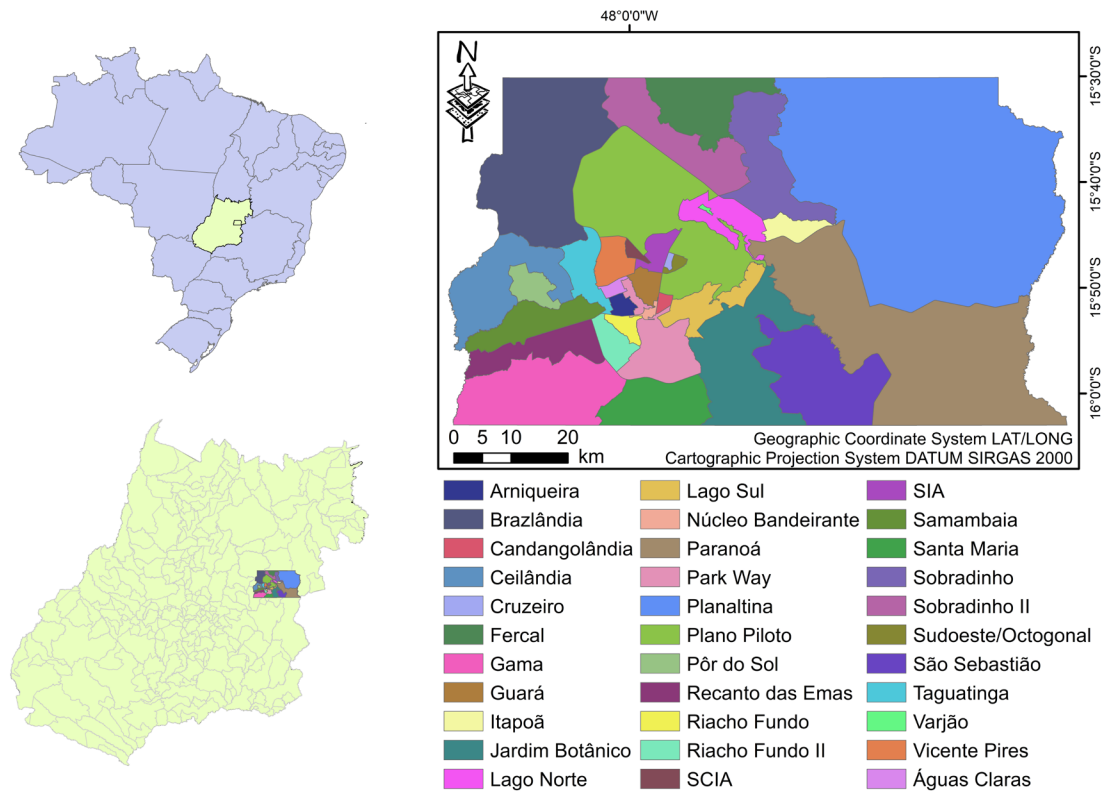
This study is aimed at carrying out environmental diagnostics by observing some aspects present in the physical, biotic, and anthropogenic environmental components of the landscape, of areas with high potential environmental fragility in the Federal District, Brazil.

Material and methods

The study was carried out in the Federal District (DF) area, located between the geographical coordinates 15°30' and 16°03' South latitude and between the meridians 47°25' and 48°12' West longitude, in the Brazilian Midwest region. According to CODEPLAN (2012), the DF occupies an area of 5,789.16 km², equivalent to 0.06% of the national territory. Its altitude varies from 850 m to 1,400 m in relation to sea level. Currently, it is divided into 31 administrative regions (FIGURE 1), with a total population of 2,570,160 inhabitants, according to the 2010 census carried out by the Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE, 2021).

The methodological steps used to prepare the map of potential environmental fragility in the DF consisted of the delimitation of representative classes of soil slope and vulnerability to erosion, as well as their use and occupation and the erosivity of rainfall. For this, the vector data had to be converted into matrix format, which enabled the development of map algebra operations through the computational application ArcMAP 10.5.

Figure 1. Location of the Administrative Regions of the Federal District, Brazil.



Source: Prepared by the authors (2021).

Initially, the map was obtained in the DF slope raster format from the digital elevation model (vector format) available in GeoPortal (2019) of the Government of the Federal District. Subsequently, the rasterized slope map was reclassified (“reclassify” function) from the information in Table 1: (FIGURE 2).

Then, the map of soil vulnerability to water erosion was obtained, vectorized in the 1:250,000 scale, available in the State Geoinformation System (2018) of the State of Goiás, authored by the Company of Technical Assistance, Rural Extension and Agricultural Research, which was rasterized and reclassified (FIGURE 3) according to Table 2.

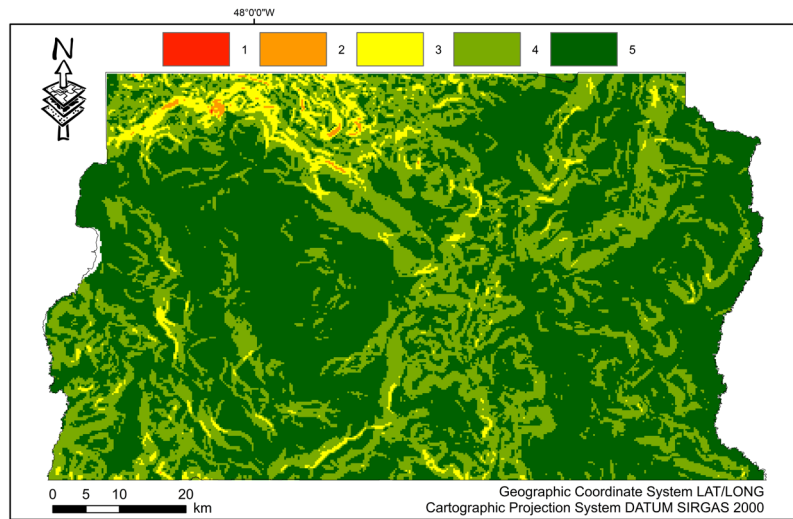
Table 1. Ground surface slope classes and coefficients used for slope map reclassification. Planaltina-DF, 2021.

Slope (%)	Favoring*	Coefficient
0.0 to 3.0	Very weak	5
3.0 to 8.0	Weak	4
8.0 to 20.0	Average	3
20.0 to 45.0	Strong	2
45.0 to 75.0	Very strong	1

*favoring soil water erosion by the formed relief

Source: Adapted from Mendonça, Lombardi Neto, and Viêgas (2006).

Figure 2. The slope map was reclassified from the coefficients. Brasília, Distrito Federal, Brasil



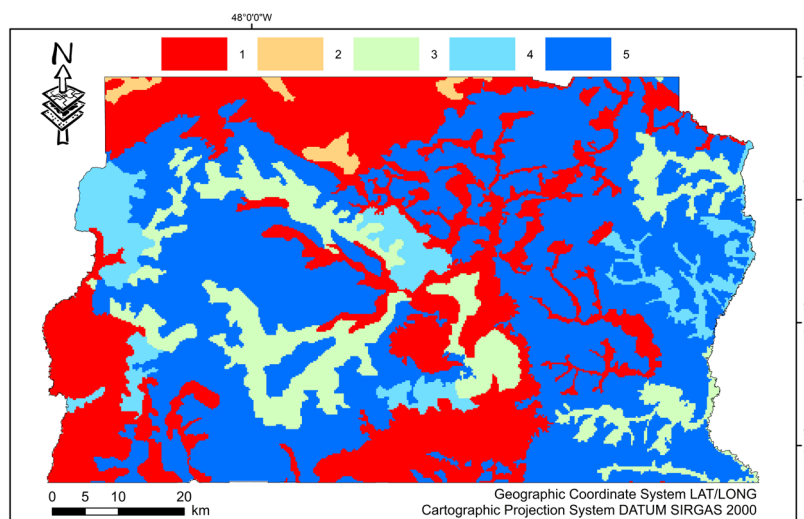
Source: Prepared by the authors (2021).

Table 2. Classes of soil vulnerability to erosion and coefficients used for slope map reclassification. Planaltina-DF, 2021.

Degree of vulnerability of the soil to water erosion*	Class of vulnerability	Coefficient
1 to 1.3	Very low	5
>1.3 to 1.7	Low	4
>1.7 to 2.2	Average	3
>2.2 to 2.6	High	2
>2.6 to 3.0	High	1

Source: Adapted from Crepani *et al.* (2001).

Figure 3. Map of soil vulnerability to erosion reclassified from the coefficients. Brasília, Distrito Federal, Brasil.



Source: Prepared by the authors (2021).

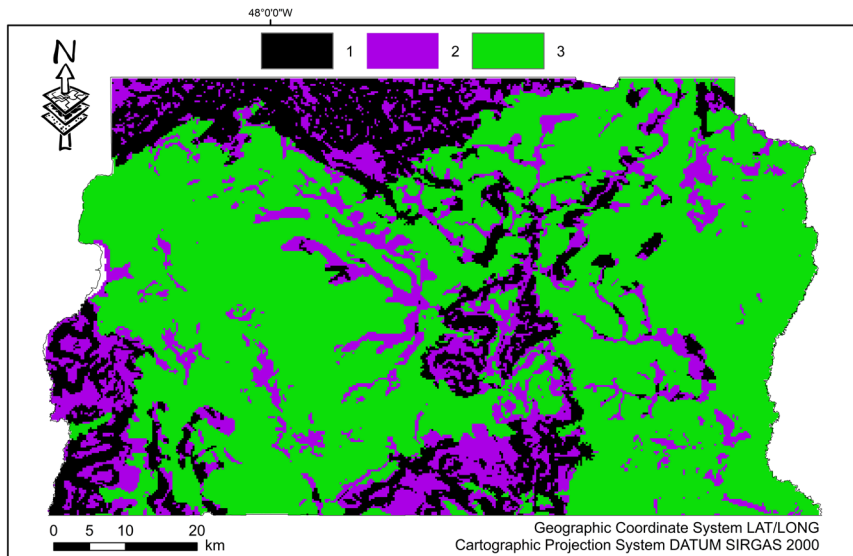
From the reclassified maps of soil slope and vulnerability to water erosion, through the “raster calculator” function of the computational application ArcMAP 10.5, a map according to the subjective equation $(\text{slope} \times 0.60) + (\text{vulnerability} \times 0.40)$ was obtained. This map was reclassified according to Table 3, resulting in a thematic map of the soil susceptibility to water erosion (FIGURE 4).

Table 3. Classes of soil susceptibility to erosion. Planaltina-DF, 2021.

Class	Coefficient
Low	3
Average	2
High	1

Source: Prepared by the authors (2021).

Figure 4. Map of soil susceptibility to water erosion reclassified from the coefficients. Brasília, Distrito Federal, Brasil.



Source: Prepared by the authors (2021).

Subsequently, the vector maps of land use on the 1:20,000 scale (GEOPORTAL, 2019) and the average annual rainfall (from 1997 to 2006) were obtained, made available by the Geological Service of Brazil – CPRM (2011) on the 1:5,000,000 scale, within the scope of the project *Atlas Pluviométrico do Brasil*.

The land use map was rasterized and reclassified (FIGURE 5) according to Table 4. The vector map of the “rains” had its values recalculated according to Galdino *et al.* (2015), for erosivity values of the rainy season (October, November, December, January, February and March). It was later rasterized and reclassified (FIGURE 6), according to Table 5.

Table 4. Classes of soil vulnerability to erosion and coefficients used for slope map reclassification. Planaltina-DF, 2021.

Land use	Protection condition *	Coefficient
Water	-	-
Built area	Very High	4
Road system	Very High	4
Cerrado Formation	High	3
Forest Formation	High	3
Field Formation	High	3
Agric. and/or Livestock.*	Average	2
Exposed soil	Very low	1

*ability to protect it from the erosivity of rainfall.

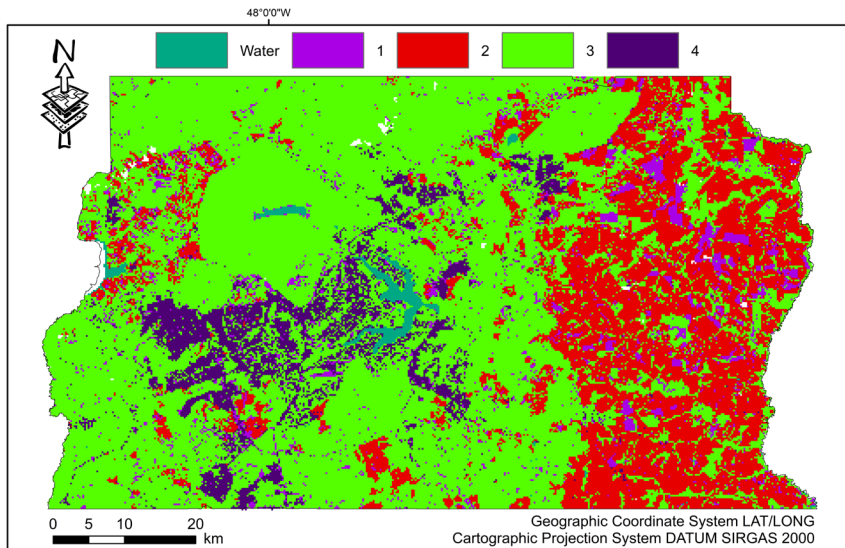
Source: Prepared by the authors (2021).

Table 5. Classes of erosivity of rainfall in the rainy season and coefficients used for slope map reclassification. Planaltina-DF, 2021.

MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ year ⁻¹	Class erosivity	Coefficient
14,440 to 15,472	High	3
> 15,472 to 16,543	Very High	2
> 15,543 to 17,898	Extremely High	1

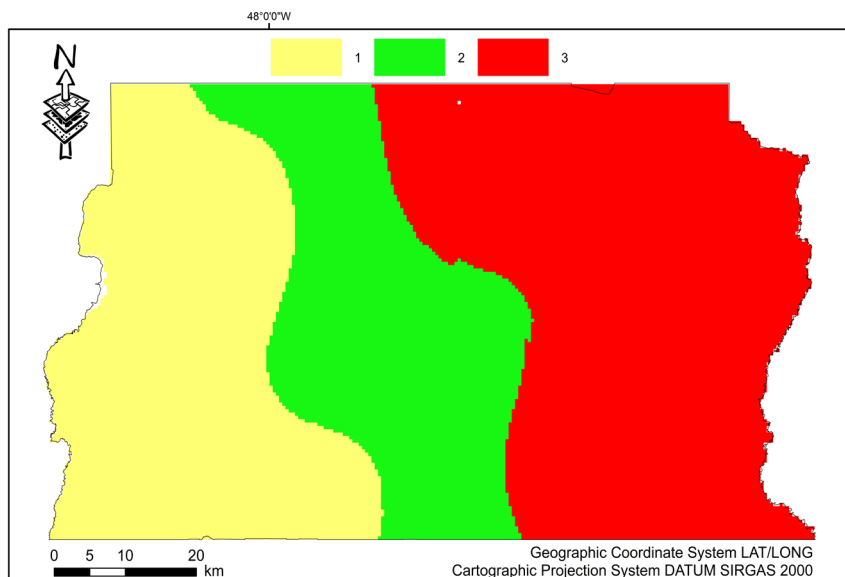
Source: Prepared by the authors (2021).

Figure 5. Map of land use reclassified from the coefficients. Brasília, Distrito Federal, Brasil.



Source: Prepared by the authors (2021).

Figure 6. Map of erosivity of rainfall in the rainy season (October, November, December, January, February and March) reclassified from the coefficients. Brasília, Distrito Federal, Brasil



Source: Prepared by the authors (2021).

Finally, through the “combine” function of the computational application ArcMAP 10.5, the soil susceptibility map to water erosion was interposed with the maps of soil use and annual average erosivity of rain, according to the criteria in Table 6. This procedure allowed the creation

of the thematic map (raster format) of potential environmental fragility of areas of the DF.

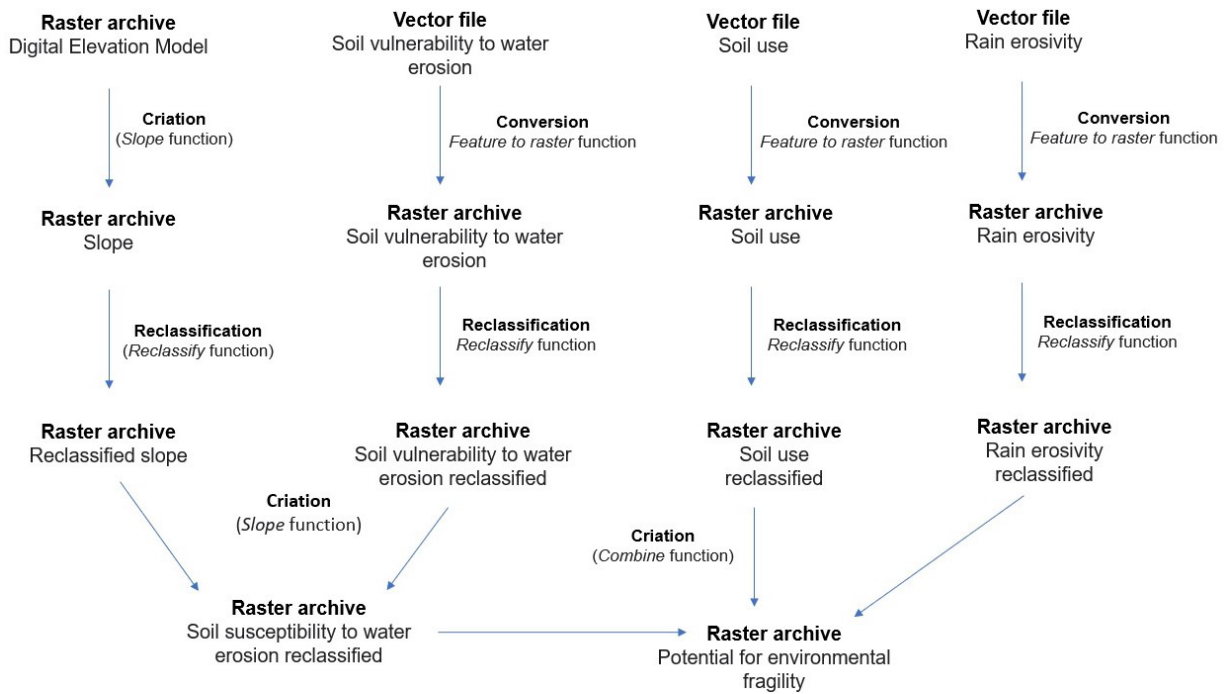
Figure 7 shows the workflow to obtain the map of potential environmental fragility of the Federal District.

Table 6. Coefficients used to reclassify and obtain the map of potential environmental fragility and its classes. Planaltina-DF, 2021.

Suscept. areas	Erosiv. rains	Use soil	Potential Class environmental fragility
2	1	1	high
1	3	2	high
2	3	2	high
2	3	1	high
2	1	2	high
1	1	1	high
1	2	2	high
2	2	2	high
1	2	1	high
1	3	1	high
2	2	1	high
1	1	2	high
1	1	3	average
1	2	3	average
1	3	3	average
3	3	1	average
3	2	1	average
3	1	1	average
3	2	2	average
3	1	2	average
2	1	3	low
2	2	3	low
2	3	3	low
3	3	2	low
3	3	3	low
1	2	4	low
2	1	4	low
1	3	4	low
3	3	4	low
3	2	3	low
1	1	4	low
3	1	3	low
2	3	4	low
3	1	4	low
3	2	4	low
2	2	4	low

Source: Prepared by the authors (2021).

Figure 7. Workflow to obtain the map of potential environmental fragility of the Federal District.



Source: Prepared by the authors (2021).

In the places identified with “high” potential environmental fragility of the Federal District, exploratory information was collected and systematized in a spreadsheet (TABLE 8) by observing the aspects of the landscape’s physical,

biotic, and anthropogenic environmental components (TABLE 7), considering a radius of 2,000 m. To this end, “on-site” visits to those places with high potential environmental fragility were carried out.

Table 7. Aspects of the physical, biotic, and anthropogenic environmental components considered in the environmental diagnostic assessment of areas with high potential environmental fragility of the Federal District.

Component of the medium	Analysis
Physical	Elements identified in the landscape: patterns of soil use and terrain favoring soil water erosion.
Biotic	State of conservation and extension of conservation areas.
Anthropic	Conservationist measures: terracing, conservationist cultivation or that allow the adequate protection of the soils and the quality of the rainwater drainage system.

Source: Adapted from Lima (2018).

Table 8. Information collection spreadsheet for environmental diagnosis of areas with high potential environmental fragility of the Federal District.

Environmental components												
Physical				Biotic				Anthropic				
Land use	Terrain ¹			State conservation				Terraces	Some conservationist method	Conservationists measures		
	Very weak	Weak	Average	Strong	Conservation ³					Drainage system Pluv ⁴	Deficient	Adequate
				Little	Representative	Preserved	Intermediate conservation	Degraded				
Intensive agriculture												
Managed intensive livestock												
Degraded intensive livestock												
Extensive livestock												
Degraded extensive livestock												
Small-size rural activity ⁵												
Preserved area. Occupied												
Urban occupation												
Rural occupation												

¹degrees of favoring soil water erosion by the formed relief assessed based on the percentage slope of Table 1; ²visual and subjective assessment of natural areas. If nothing is indicated in this item, it is understood that such areas are absent; ³the quality of the conservation status of the natural areas was visually and subjectively assessed, if any; ⁴the rainwater drainage system will be visually and subjectively assessed; ⁵the development of family-sized agricultural or livestock activities.

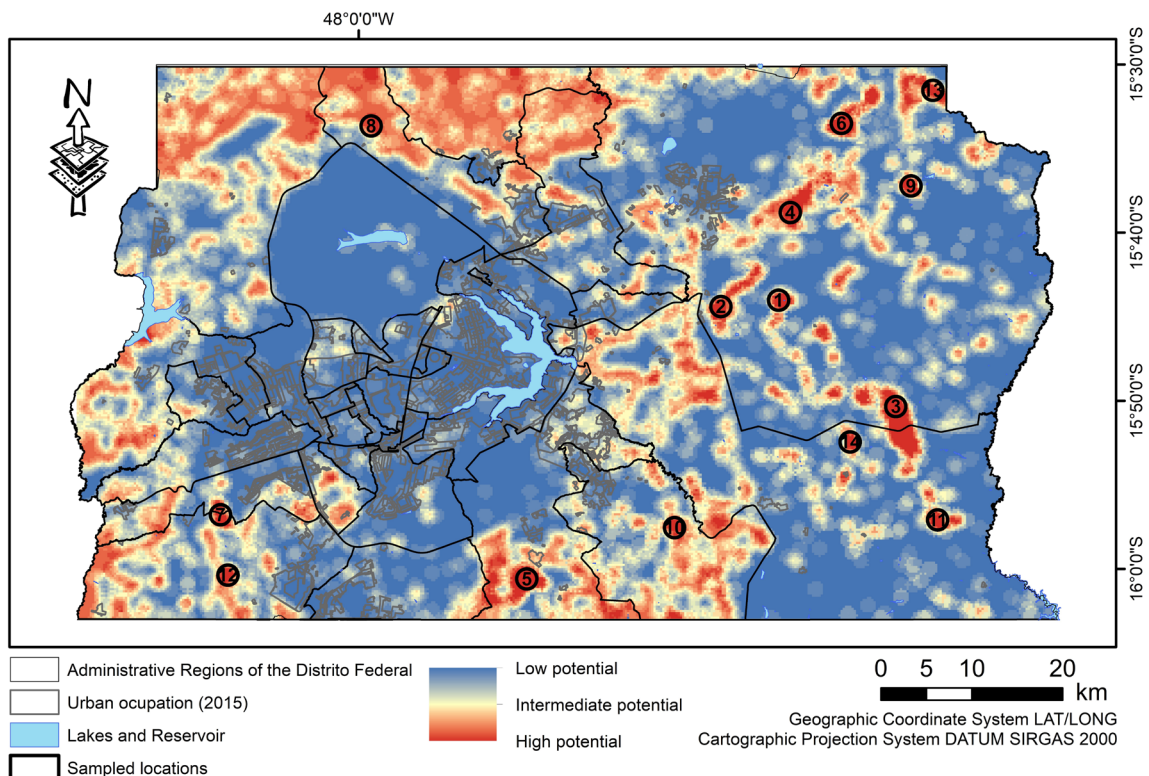
Results and discussion

Figure 8 shows the areas with high potential environmental fragility of the Federal District (DF) where the environmental diagnostics were carried out through physical, biological, and anthropogenic elements observed in the landscape and which are circled and listed.

With the analysis of the information collected in the places identified with high potential environmental fragility in the Federal District, it can be seen that:

- 28.57% have soil used for “intensive crops”, with a very weak to a weak degree of favoring soil water erosion due to the terrain. In those places, in general, there is a representative presence of natural areas with intermediate conservation, and some type of soil conservation method is still used. The rainwater drainage system is deficient;
- 57.14% have soil used for “small rural activities”, with a weak degree of favoring soil water erosion due to the terrain. The representativeness of natural areas and their conservation status is varied, and some type of soil conservation method is mostly used. The rainwater drainage system is deficient;
- 7.14% have soil used for “managed intensive livestock”, with a weak to medium degree of favoring soil water erosion by the terrain. In those places, there is a representative presence of natural conserved areas, and some type of soil conservation method is still used. The rainwater drainage system is deficient;
- 7.14% have soil used for “degraded intensive livestock”, with a low degree of favoring of soil water erosion by the terrain. In those places, there is little representative presence of natural areas that are not conserved, and no soil

Figure 8. Map of potential environmental fragility (Low, Medium or High) in the Federal District, Brazil containing the places where the information was obtained to create the environmental diagnosis.



Source: Prepared by the authors (2021).

conservation method is used. The rainwater drainage system is deficient;

Environmental fragility is caused by natural factors such as slope, soil types, and precipitation and, above all, by land use and vegetation cover (ALVES *et al.*, 2017; GUERRERO *et al.*, 2018). The distribution of degrees of environmental fragilities is associated with anthropization processes in natural areas, especially soil occupation practices that favor the suppression of areas of native vegetation (TREVISAN; MOSCHINI, 2016).

Given the above, it is noted that in the areas of high potential environmental fragility of the Federal District, in the areas occupied as “intensive crops”, it is necessary to prioritize actions that favor the improvement of practices that fall on the conservation of natural areas, such as reforestation and combating fires, as well as the diffusion of the importance of implementing vegetative and mechanical soil conservation techniques, such as a direct sowing system, sowing at the level and implantation of level terraces. Regarding areas with soil used for “small rural activities”, actions that favor the creation or maintenance of natural areas and that reaffirm the improvement or implementation of vegetative and mechanical soil conservation techniques are pertinent. In areas with “managed intensive livestock”, actions that improve or implement vegetative techniques of soil conservation mechanics must be strengthened. In areas with “degraded intensive livestock”, it is essential to implement natural areas, as well as the maintenance (conservation) of existing ones. The implementation of vegetative mechanical techniques for soil conservation is fundamental.

Considering the types of land use that were found in the environmental diagnostics of this study, it is noted that intensive livestock farming on degraded areas in places of high potential environmental fragility in the Federal District makes the condition of this type of location no more

potential, but above all, environmentally fragile. It is common the existence of pasture areas in places of environmental fragility, promoting little land cover and gullies (ALVES; SILVA; ALVAREZ, 2018). The ability of degraded pastures to transform areas with potential environmental fragility into environmentally fragile areas was also found in the work of Abraão and Bacani (2018), in which these authors observed strong environmental fragility in areas of a sub-basin occupied by degraded pasture, without observing conservationist practices and with advanced soil erosion processes. To mitigate the fragility of the areas, the authors suggested the use of techniques to obliterate erosive processes and the adoption of soil conservationist practices.

Degraded pasture areas are usually associated with degrading practices, such as the use of fire and intensive grazing, and the types of soil present and rugged topography. They also have reduced soil coverage and are highly susceptible to erosive processes, which explains the fragility of these areas (FERREIRA, 2016). Campos (2018) found areas with high environmental fragility being occupied and degraded, requiring adequate policy and technical interventions for the conservation of natural resources in the Caratinga River basin in the State of Minas Gerais.

The importance of policies in the Federal District to promote the implementation of management techniques for soil conservation in pasture areas, through access to technical assistance, environmental education programs, and appropriate credit lines is, therefore, inherent to the preservation of areas with high potential environmental fragility.

The non-conservation of pastures in the Federal District, especially those in areas with high environmental fragility, possibly occur for the same reasons found in the work of Freitas *et al.* (2016). Those authors found, in an investigative study in three agricultural

properties containing degraded pastures, that only one of the owners knew how to perform most of the practices necessary for the conservation of the pasture areas, while the others do not conserve or are not aware of almost any action to pasture conservation. Furthermore, the authors add that the degradation of pastures in the properties studied is not only due to the lack of information on management but, above all, to its absence.

Conclusions

Areas with high potential environmental fragility were found in the Federal District, and, in those locations, the uses and occupations of the soil observed were intensive farming, small rural activities, managed intensive livestock and degraded intensive livestock.

The use and occupation of land in areas with high potential environmental fragility of the Federal District, with “degraded intensive livestock” makes such areas environmentally fragile, since in these locations there is little representative presence of natural areas that are not conserved, and no soil conservation method is used.

Degraded intensive livestock areas in Brazil are frequent, possibly associated with cultural, economic, access to assistance, private or public, and incentive policies bringing the responsibility of agricultural production with the requirement of internal and external consumers concerned with sustainable production systems.

For the use and occupation of the soil of the Federal District in areas with high potential environmental fragility occupied with intensive farming, small rural activities, and managed intensive livestock, in general, the conservation of natural areas and the vegetative and mechanical soil conservation techniques must be improved.

Acknowledgments

The authors thank the Federal Institute of Education, Science and Technology of Brasília and the National Council for Scientific and Technological Development, public notice No. 06/2020 of the Institutional Program for Scientific Initiation Scholarships (Higher Education) 2020/2021, for their financial support.

References

- ABRAÃO, C. M. R.; BACANI, V. M. Diagnóstico da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do rio Santo Antônio, MS: subsídio ao zoneamento ambiental. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 38, n. 3, p. 619-645, 2018.
- ALVES, R. F.; SILVA, S. A. S. da; ALVAREZ, W. P. Relação de voçorocas e áreas de fragilidade ambiental na microbacia do rio Jarauçú no município de Brasil Novo – Pará. **Geografia, Ensino & Pesquisa**, v. 22, n. 1, p. 01-18, 2018.
- ALVES, W. S.; MARTINS, A. P.; SANTOS, A. K. F. dos; MOURA, D. M. B. de. Análise da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do ribeirão Douradinho, Sudoeste de Goiás. **Geoambiente On Line**, v. 1, n. 29, p. 164-183, 2017.
- CALIJURI, M. L.; ALVES, J. E. M.; BAPTISTA, A. C.; SANTIAGO, A. F.; LOURES, S. S. P. **Proposta metodológica para geração da carta de fragilidade ambiental, utilizando lógica fuzzy e combinação linear ponderada**. In: XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto [CD-ROM]:2007 abr. 21-26; Florianópolis, Brasil, p. 3311-3318.
- CAMPOS, J. A. **Fragilidade ambiental e capacidade de uso da terra da bacia hidrográfica do rio Caratinga, MG**. 2018. 95 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2018.

CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S.; FILHO, P. H.; FLORENZANO, T. G.; DUARTE, V.; BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico econômico e ao ordenamento territorial**. São José dos Campos: Instituto de Pesquisas Espaciais – INPE, 2001. 103p.

FERREIRA, T. **Boas práticas para a agricultura familiar na Bacia do Rio Doce**. Rio de Janeiro: Instituto Bioatântica, 2016. 42 p.

FRITASG. A. de; BENDITO, B. P. C.; SANTOS, A. C. M. dos; SOUSA, P. A. de. Diagnóstico ambiental de áreas de pastagens degradadas no município de Gurupi-TO. **Biota Amazônia**, v. 6, n. 1, p. 10-15, 2016.

GALDINO, S.; SANO, E. E.; ANDRADE, R. G.; GREGO, C. R.; NOGUEIRA, S. F.; BRAGANTINI, C.; FLOSI, A. H. Large-scale modeling of soil erosion with RUSLE for conservationist planning of degraded cultivated Brazilian pastures. **Land Degradation & Development**, v. 26, n. 6, p. 41-54, 2015.

GEOPORTAL. **Infraestrutura de dados espaciais**. Disponível em: <https://www.geoportal.seduh.df.gov.br/mapa/#>. Access on: Apr. 12, 2020.

GUERRERO, J. V. R.; LOLLO, J. A.; MOSCHINI, L. E.; LORANDI, R. Carta de Fragilidade Ambiental como instrumento de planejamento e conservação de unidades aquíferas: o caso da bacia do rio Clarinho, SP. **Caderno de Geografia**, v. 28, n. 53, p. 385- 403, 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **População o último censo**. Available at: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/df/panorama>. Access on: Sep. 29, 2021.

KAWAKUBO, F. S.; MORATO, R. G.; CAMPOS, K. C.; LUCHUARI, A.; ROSS, J. L. S. **Caracterização empírica da fragilidade ambiental utilizando geoprocessamento**. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto [CD-ROM]: 2005 abr. 16-21; Goiânia, Brasil, p. 2203-2210.

LIMA, A. C. **Ocupação urbana em áreas de fragilidade ambiental: estudo de áreas de risco socioambiental no Setor Sol Nascente – DF**. 2018. 127 f. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) - Universidade de Brasília, Brasília, 2018.

MENDONÇA, I. F. C.; LOMBARDI NETO, F.; VIÉGAS, R. A. Classificação da capacidade de uso das terras da microbacia do Riacho Una, Sapé, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 888-895, 2006.

PADILHA D. G. **Caracterização da fragilidade ambiental da Bacia Hidrográfica do Arroio Grande-RS como subsídio ao planejamento territorial**. In: XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto [CD-ROM]: 2013 abr. 13-18; Foz do Iguaçu, Brasil, 4072-4079.

ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 1, n. 8, p. 63-74, 1994.

ROSS, J. L. S. **Geomorfologia, ambiente e planejamento**. São Paulo: Contexto, 1990. 88p.

SCHIAVO, B. N. V.; HENTZ, A. M. K.; CORTE, A. P. D.; SANQUETTA, C. R. Caracterização da fragilidade ambiental de uma bacia hidrográfica urbana no município de Santa Maria – RS. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental Santa Maria**, v. 20, n. 1, p. 464–474, 2016.

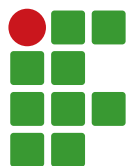
SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL – CPRM. **Programa Geologia do Brasil** - Levantamento da Geodiversidade - Atlas Pluviométrico do Brasil: isoietas mensais, isoietas trimestrais, isoietas anuais, meses mais secos, meses mais chuvosos, trimestres mais secos, trimestres mais chuvosos. Available at: <http://www.cprm.gov.br/>. Access on: Apr. 12, 2020.

SISTEMA ESTADUAL DE GEOINFORMAÇÃO DO ESTADO DE GOIÁS - SIEG. **Mapeamento de solo (1:250.000)**. Disponível em: <http://www2.sieg.go.gov.br/post/ver/226836/mapeamento-desolos-1:250.000>. Acesso em: 12 abr. 2020.

TRENTIN, R. ROBAINA, L. E. S. Unidades Geoambientais na Bacia Hidrográfica do Rio Itu – Oeste do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista do Departamento de Geografia – USP**, v. 23, n. 1, p. 267-287, 2012.

TREVISAN, P. T.; MOSCHINI, L. E. Determinação das áreas com fragilidade ambiental do município de São Carlos, São Paulo, Brasil. **Geografia, Ensino & Pesquisa**, v. 20, n. 3, p. 159-167, 2016.

TRICART, J. **Classificação ecodinâmica do meio ambiente**. In: Ecodinâmica. Rio de Janeiro: IBGE, 1977. 91p.



A scale of grades for evaluation of herbicide weed control efficiency

Gustavo Rabelo Botrel Miranda¹, Marcelo Bregagnoli², Raphael Antônio Prado Dias³

¹ Federal Institute of Education, Science and Technology of South of Minas Gerais - IFSULDEMINAS, Campus Muzambinho. Research Professor Doctor. gustavo.miranda@muz.ifsulde Minas.edu.br.

² IFSULDEMINAS. Research Professor Doctor. marcelo.bregagnoli@muz.ifsulde Minas.edu.br.

³ IFSULDEMINAS. Research Professor Doctor. raphael.dias@muz.ifsulde Minas.edu.br.

Received in: May 03, 2021 | Accepted in: October 04, 2021

Abstract

The present work aims to describe a proposal of scale of grades for analysis of herbicide efficiency to make results of researches closer to the technical reality. The proposed scale of grades is based on a 5-percentage point scale (5-PPS), i.e., the weed control grade 1 is 0% to 4%, grade 2 is 5% to 9%, and so on up to 20 (95% to 99%) and 21 (100% weed control). This scale was based on three factors. The first considers the decreases in the coefficient of variation and standard deviation in statistical analyses, which improve the precision of results, when compared to a 20-percentage point scale (20-PPS), and the detection of significant differences between means that are not detected in the 20-PPS. The second factor is based on the comparison of the described symptomatologic analysis that attributes 5 grades that are, analogically, a 20-PPS. The proposed scale improves the statistical and agronomical evaluations. Therefore, the proposed methodology is better in differentiating results of weed control efficiency in field evaluations. The third factor considers improvements in the interpretation of results of herbicide efficiency, enabling the use of higher grades in the scale for studies on resistance to herbicides by indicating the selection pressure. It is concluded that the use of the proposed grading scale reduces the coefficient of variation and results in a better interpretation of the technical reality of the effects of herbicides.

Keywords: Chemical control. Evaluation method. Methodology. Statistics.

Introduction

The use of herbicides for weed control is an essential practice in many agricultural activities. Despite the many other weed control methods, such as cultural and mechanical (HIRATA; DUARTE; DUARTE, 2018), herbicides are used due to their easy management and longer weed killing effects (SILVA *et al.*, 2018), resulting in longer times without weed competition with plants of interest (SILVA JR *et al.*, 2018).

Weed control using herbicides can be evaluated directly or indirectly. Direct or quantitative evaluations are based on analysis of height, dry or fresh weight accumulation, density, and crop yield (SHAH *et al.*, 2018). Indirect or qualitative evaluations are exclusively made by a scale of grades of toxicity or selectivity levels, classified by symptomatologic effects of herbicides on weeds and crops (LIMA *et al.*, 2018; LUZ; FONSECA; DUARTE, 2018).

These grades can be described in 5 levels in a 20-percentage point scale (20-PPS).

The evaluation of percentages without scale of grades (1-PPS) used by Maciel *et al.* (2011), López-Ovejero *et al.* (2006); and Norris; Shaw; Snipes (2001) is an indirect evaluation of weed chemical control that increases the coefficient of variation of statistical analyses, and often require data transformation into arcsen of square root of $x+1$ ($\arcsen(x+1)/0.5$). Three people should evaluate the herbicide efficiency results in the field in indirect evaluations; thus, the results become more precise, improving statistical precision, and decreasing the coefficient of variation, standard deviation, and experimental data variance (CONAGIN; NAGAI; AMBROSIO, 2009).

Several technical manuals show results of herbicide efficiency using weed control percentages in 5-percentage point scale (5-PPS) (LORENZI, 2000). These values are closer to

those of technical interpretation and facilitate visual discrimination by technicians who use this information for agronomic recommendations. Moreover, the results of this proposed scale can assist the presentation of results grouped as susceptible, moderate, and tolerant (BAERSON *et al.*, 2002).

The probability of error in the accuracy of the grade attributed increases when changing it from a 20-PPS to a 5-percentage point scale (5-PPS), since grade 1, for example, is broader in 20-PPS, encompassing a higher number of grades, decreasing the possibility of errors. However, the 20-PPS scale is divided into 4 grades in this proposal (5-PPS); thus, the means attributed by the evaluators are more accurate and provide the possibility of studying other factors, such as selection pressure and weed control levels of herbicides.

In this proposed scale of grades, the grade representing 100%, and those representing 95% to 99% weed control can be used in studies of resistance to herbicides, since they easily identify the selection pressure as very high and high pressure, respectively.

According to Christoffoleti and Nicolai (2016) and Vargas and Roman (2006), weed resistance to herbicides occurs for high-efficient and persistent herbicides, which are characteristics that increase selection pressure.

Another favourable point of the proposed scale of grades for herbicide efficiency is that it

can be used, regardless of the symptoms caused by different herbicides. Christoffoleti and Nicolai (2016), Oliveira Jr.; Constantin; Inoue (2011) and Kissmann (2000), reported symptoms of herbicides of several chemical groups and mechanisms of action on plants after their application.

Considering these factors, the objective of this work is to propose a grade scale for evaluations in studies related to herbicides, which would be closer to the technical reality and have higher precision in the interpretations.

Material and methods

In order to construct the new grade scale, a herbicide efficacy rule described by Lorenzi (2000) was analyzed and compared with the herbicide efficacy performed by percentage. For the validation of the results, two papers published in scientific articles were used (SILVA *et al.*, 2014 and SILVA *et al.*, 2018) to compare the results and the new grading scale.

The proposed scale of grades

Lorenzi (2000) considered the herbicide efficiency according to the classification shown in Table 1:

The proposed scale of grades for evaluation of herbicide weed control efficiency is presented in Table 2.

Table 1. Herbicide weed control efficiency, adapted from Lorenzi (2000). IFSULDEMINAS-Muzambinho. 2021.

Symbol	Description	Efficiency
H	Highly efficient	Above 95% control
E	Efficient	85 to 95% control
M	Moderately efficient	50 to 85% control
L	Little efficient	Less than 50% control
NE	Not efficient	0% control

Source: From the authors (2021).

Table 2. Scale of grades usually used for evaluations of herbicide efficiency and the proposed scale of grades for evaluation of herbicide weed control efficiency. IFSULDEMINAS-Muzambinho. 2021.

Control level (usually used scale)	Grade attributed (usually used scale)	Control level (proposed scale)	Grade attributed (proposed scale)
0 to 20% control	1	0 to 4% control	1
		5 to 9% control	2
		10 to 14% control	3
		15 to 19% control	4
21 to 40% control	2	20 to 24% control	5
		25 to 29% control	6
		30 to 34% control	7
		35 to 39% control	8
41 to 60% control	3	40 to 44% control	9
		45 to 49% control	10
		50 to 54% control	11
		55 to 59% control	12
61 to 80% control	4	60 to 64% control	13
		65 to 69% control	14
		70 to 74% control	15
		75 to 79% control	16
81 to 100% control	5	80 to 84% control	17
		85 to 89% control	18
		90 to 94% control	19
		95 to 99% control	20
		100% control	21

The transformation factor for the grade scale by % for 5-PPS is ("grade" / 5) + 1, except for the 100% grade which will be a direct grade for 21.

Source: From the authors (2021).

When using the proposed scale of grades, the results could be subjected to variance comparison test, such as the F test, and the means could be subjected to the Tukey, Dunnett, or Scott-Knott test, for example.

Comparison of scales

For this work, we selected some results of published works that tested the following evaluation systems:

- A – Percentages (%);
- B – 20-percentage point scale of grades;
- C – 5-percentage point scale of grades.

The data collection consisted of a careful selection of different weeds (*Commelina benghalensis* (Carl Von Linné) and *Conyza canadensis* (Carl Von Linné)) at different days after application of herbicides to compare the statistical effect of the different evaluation systems.

The data were subjected to analysis of variance by the F test and the means were compared by the Tukey's test at 5% probability with values without transformation and values transformed to $[(x+0.5)^{0.5}]$, using the Sisvar 4.3 program (FERREIRA, 2011).

Results and discussion

The means for the effect of herbicides on *C. benghalensis* plants (SILVA *et al.*, 2014) evaluated through percentages (1-PPS), 20-percentage point scale of grades (20-PPS), and 5-percentage point scale of grades (5-PPS) are shown in Table 3.

The variation of coefficients (VC%) found by Silva *et al.* (2014) were 46.97% for 5-PPS, which is high; 27.5% for 20-PPS, which is intermediate; and 65.5% for 1-PPS.

Besides the VC%, other results were similar between the evaluation method by percentages (1-PPS) and the proposed method (5-PPS); thus, in this case, the method 20-PPS did not allow to detect significant differences between the means found.

For Cargnelutti Filho *et al.* (2014), with the minimum significant difference generated by the media test, the variation index and the experimental variation coefficient, in this order, which are evaluated for experimental precision.

When the data was transformed to $[(X+0.5)^{0.5}]$, the VC% was lower in all scales tested; however, only the methods 20-PPS and

5-PPS showed VC% below 20%. Moreover, only 5-PPS allowed to detect differences at 5% significance level between the treatments, with higher reliability already in the beginning of evaluation of the experiment.

For Ribeiro-Oliveira *et al.* (2018) the transformation of a data set is criticized because some researchers claim that the mathematical procedure can modify the original distribution of the data, making it a problem to interpret and discuss results at different scales than the original.

So it becomes necessary to create some ways to circumvent the data set transformation, maintaining statistical precision.

The means for the effect of herbicides on *C. canadensis* plants (SILVA *et al.*, 2018) evaluated through 1-PPS, 20-PPS, and 5-PPS are shown in table 4.

According to the results shown in Table 4, the transformation of the data is not necessary and the method 5-PPS had lower coefficient of variation than the other methodologies of evaluation tested, although the difference

Table 3. Evaluation of herbicide weed control efficiency for *C. benghalensis* plants through percentages (1-PPS), 20-percentage point scale of grades (20-PPS), and 5-percentage point scale of grades (5-PPS), at 3 days after herbicide application (Silva *et al.*, 2014). IFSULDEMINAS-Muzambinho. 2021.

Herbicide	1-PPS		20-PPS		5-PPS	
	X	$(X+0.5)^{0.5}$	X	$(X+0.5)^{0.5}$	X	$(X+0.5)^{0.5}$
1. Glyphosate	4.50 bc	2.22 bc	1.00 a	1.22 a	1.75 b	1.49 bc
2. Glyphosate + Metsulfuron-methyl	4.00 bc	1.98 c	1.00 a	1.22 a	1.50 b	1.40 bc
3. Glyphosate + Carfentrazone-ethyl	14.75 ab	3.81 ab	1.25 a	1.31 a	3.75 ab	2.03 ab
4. Glyphosate + Flumioxazin	22.50 a	4.66 a	1.50 a	1.40 a	5.50 a	2.41 a
5. Control	0.00 c	0.71 c	1.00 a	1.22 a	1.00 b	1.22 c
VC (%)	65.5%	28.6%	27.5%	8.82%	46.97%	17.07%

Means followed by same letters in the columns are not different by the Tukey's test at 5% significance.

Source: From the authors (2021).

Table 4. Evaluation of herbicide weed control efficiency for *C. canadensis* plants through percentages (1-PPS), 20-percentage point scale of grades (20-PPS), and 5-percentage point scale of grades (5-PPS), at 3 days after herbicide application. (Silva *et al.*, 2018). IFSULDEMINAS-Muzambinho. 2021.

Herbicide	1-PPS		20-PPS		5-PPS	
	X	$(X+0.5)^{0.5}$	X	$(X+0.5)^{0.5}$	X	$(X+0.5)^{0.5}$
1. Control	0.00 f	0.71 f	1.00 d	1.22 d	1.00 f	1.22 f
2. Glyphosate	40.00 e	6.36 e	2.00 c	1.58 c	9.00 e	3.08 e
3. Glyphosate + Carfentrazone-ethyl	80.00 b	8.96 b	4.25 b	2.18 b	17.00 b	4.18 b
4. Glyphosate + Saflufenacil	100.00 a	10.02 a	5.00 a	2.34 a	21.00 a	4.64 a
5. Glyphosate + Flumioxazin	65.00 d	8.07 d	3.75 b	2.06 b	14.00 d	3.80 d
6. Glyphosate + Metsulfuron-methyl	67.50 cd	8.24 cd	3.75 b	2.06 b	14.50 cd	3.87 cd
7. Glyphosate + Chlorimuron-ethyl	77.50 bc	8.82 bc	4.00 b	2.12 b	16.50 bc	4.12 bc
CV(%)	8.14%	4.16%	8.71%	3.68%	7.53%	3.63%

Means followed by same letters in the columns are not different by the Tukey's test at 5% significance.

Source: From the authors (2021).

between the variation of coefficients was little expressive (SILVA *et al.*, 2018).

The results from the evaluations by the methods 1-PPS and 5-PPS were identical for the differentiation between the means of the treatments, showing that the proposed scale provides results closer to the reality than the method 20-PPS, and a higher statistical precision when compared to the interpretation by percentages (1-PPS).

It is also important to mention that we have several tools to improve the experimental precision, such as increasing the number of repetitions and plots in an experiment (LÚCIO *et al.*, 2016), this new scale being one more resource to be used in herbicide efficacy tests for weed control when the coefficient of variation is too high, even when data transformation is used.

Conclusions

The use of the proposed scale of grades decreases the coefficient of variation of the analysis of variance, allowing the detection of significant differences between treatments with greater reliability. It results in a better interpretation of the technical reality of herbicide effects, and can be used in direct and indirect evaluations of herbicide effectiveness in selectivity tests, allowing the study of selection pressure on susceptible biotypes to herbicides.

Acknowledgments

The authors thank the Federal Institute of Education, Science, and Technology of southern Minas Gerais for the personnel and financial support.

The authors declare no conflicts of interest.

References

- BAERSON, S.R.; RODRIGUEZ, D.J.; BIEST, N.A.; TRAN, M. Investigating the mechanism of glyphosate resistance in rigid ryegrass (*Lolium rigidum*). **Weed Science**. Ithaca, v. 50, n. 6, p. 721-730. nov./dez. 2002.
- CARGNELUTTI FILHO, A.; STORCK, L.; TOEBE, M.; BURIN, C.; ALVES, B.M.; FACCO, G.; NEU, I.M.M. Precisão experimental relacionada a tamanhos de parcelas, números de tratamentos e repetições em nabo forrageiro. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. Brasília, v. 49, n. 6, p.428-439. jun. 2014.
- CHRISTOFFOLETI, P.J.; NICOLAI, M. **Aspectos de resistência de plantas daninhas a herbicidas**. Associação Brasileira de Ação à Resistência de Plantas Daninhas aos Herbicidas (HRAC-BR). 4ª ed. Piracicaba. Editora EMBRAPA Soja, 2016. 262p.
- CONAGIN, A.; NAGAI, V.; AMBROSIO, L.A. **Princípios de técnica experimental e análise estatística de experimentos**. APTA /IAC/IZ. [CD-ROM]. Campinas. 2009.
- FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. **Ciência e Agrotecnologia**. Lavras. v. 35, n. 6, p.1039-1042. nov./dez. 2011.
- HIRATA, A. C. S.; DUARTE, A. P.; DUARTE, R. C. R. M. Weeds in Second Corn Crops in the Period of Transgenic Soybean Implantation in the Middle Paranapanema Region. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 36, e018176809, p. 01-10. 2018. Available at: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-83582018000100341&lng=en&nrm=iso. Access on: 28 Apr. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1590/s0100-83582018360100139>.
- KISSMANN, K.G.; CAUSA, H. **Resistencia de plantas daninhas à herbicidas**. 2000. Available at: http://webcache.googleusercontent.com/search?q=cache:PmAwJWpS_GOJ:w3.ufsm.br/herb/RESISTENCIA%2520A%2520HERBICIDAS%2520KISSMANN.doc+%&cd=3&hl=pt-BR&ct=clnk&gl=br. Access on: 28 Apr. 2021.
- LIMA, S. F.; PEREIRA, L. S.; SOUSA, G. D.; VASCONCELO, S. A.; JAKELAITIS, A.; OLIVEIRA, J. F. A. Influence of glyphosate underdoses on the suppression of *Panicum maximum* cultivars. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v. 85, e0812017, p. 01-08. 2018. Available at: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1808-16572018000100231&lng=en&nrm=iso. Access on: 28 Apr. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1590/1808-1657000812017>.
- LÓPEZ-OVEJERO, R. F.; PENCKOWSKI, L. H.; PODOLAN, M.J.; CARVALHO, S.J.P.; CHRISTOFFOLETI, P.J. Alternativas de manejo químico da planta daninha *Digitaria ciliaris* resistente aos herbicidas inibidores da ACCASE na cultura de soja. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 24, n. 2, p. 407-414. abr./jun. 2006.
- LORENZI, H. **Manual de identificação e de controle de plantas daninhas**. 5ª ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum. 2000. p.339.
- LÚCIO, A.D.C.; BENZ, V.; STORCK, L.; CARGNELUTTI FILHO, A.. Spatial dependence and experimental precision in snap bean (*Phaseolus vulgaris* L.) trials related to the number of plants and harvests. **Ciência e Agrotecnologia**. Lavras. v. 40, n. 2, p.184-197. abr./jun. 2016.
- LUZ, J.M.Q.; FONSECA, L.F.; DUARTE, I.N. Seletividade de herbicidas pré-emergência em

batata cv. Inovador. **Horticultura Brasileira**, Vitória da Conquista, v. 36, n. 2, p. 223-228, abr./jun. 2018.

MACIEL, C.D.G.; SILVA, T.R.B.; POLETINE, J.P.; VELINI, E.D.; ZANOTTO, M.D.; MARTINS, F.M.; GAVA, F. Seletividade e eficácia de herbicidas inibidores da enzima Accase na cultura da mamona. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 29, n. 3, p. 609-616. jul./set. 2011.

NORRIS, J.L.; SHAW, D.R.; SNIPES, C.E. Weed control from herbicide combinations with three formulations of glyphosate. **Weed Technology**, Lawrence, v. 15, n. 3, p. 552-558. jul./set. 2001.

OLIVEIRA JUNIOR, R.S.; CONSTANTIN, J.; INOUE, M.H. **Biologia e Manejo de Plantas Daninhas**. 22. ed. Curitiba: Editora Omnipax. 2011. p. 348.

RIBEIRO-OLIVEIRA, J. P.; SANTANA, D. G. DE, PEREIRA, V. J.; E SANTOS, C. M. dos.. Data transformation: an underestimated tool by inappropriate use. **Acta Scientiarum Agronomy (online)**, Maringá, v. 40, e35015. 2018. Available at: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1807-86212018000100951&lng=en&nrm=iso. Access on: 28 Apr. 2021. DOI: <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v40i1.35300>.

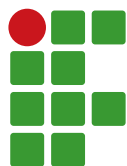
SHAH, R. H.; BALOCH, M. S.; KHAN, A. A.; IJAZ, M.; ZUBAIR, M. Bioherbicide Assessment of Aqueous Extracts of Mesquite (*Prosopis juliflora*) on Weeds Control and Growth, Yield and Quality of Wheat. **Planta Daninha**, Viçosa, v. 36, e018169995. 2018. Available at: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-83582018000100214&lng=en&nrm=iso. Access on: 28 Apr. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1590/s0100-83582018360100014>.

SILVA JUNIOR, A. C. da; GONÇALVES, C. G.; QUEIROZ, J. R. G.; MARTINS, D. Evaluation of leaching potential of tebuthiuron using bioindicator plants. **Arquivos do Instituto Biológico**, São Paulo, v. 85, e0692015, p. 1-9. 2018. Available at: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1808-16572018000100220&lng=en&nrm=iso. Access on: 28 Apr. 2021. DOI: <https://doi.org/10.1590/1808-1657000692015>.

SILVA, T. B. G.; PEREIRA, R. G.; ANUNCIACÃO, A. A.; SANTOS, W. S.; MIRANDA, G. R. B.; ALVES, A. D.; SILVA, A. V. Eficiência de diferentes tipos de herbicidas associados ao glyphosate no controle de *Commelina benghalensis*. **Revista Agrogeoambiental**. Pouso Alegre, v. 6, n. 1, p. 45-50. jan./mar. 2014.

SILVA, C. A.; MIRANDA, G. R. B.; ALVES, A. D.; GOULART, R. R. Chemical control of *Conyza canadensis* (L.), in mixtures of herbicides with glyphosate in coffee crop. **Coffee Science**. Lavras, v. 13, n. 2, p. 252- 256. abr./jun. 2018.

VARGAS, L.; ROMAN, E.S. **Resistência de plantas daninhas a herbicidas: conceitos, origem e evolução**. Passo Fundo, 2006. p. 27. EMBRAPA Trigo n. 58.



Predicting height growth in bean plants using non-linear and polynomial models

Ariana Campos Fröhau¹, Edilson Marcelino Silva², Tales Jesus Fernandes³, Joel Augusto Muniz⁴

¹ Universidade Federal de Lavras (UFLA), doutoranda em Estatística e Experimentação Agropecuária. arianafrohauf@gmail.com.

² Universidade Federal de Lavras (UFLA), pós-doutorando em Estatística e Experimentação Agropecuária. edilsonmg3@hotmail.com.

³ Universidade Federal de Lavras (UFLA), professor adjunto. tales.jfernandes@ufla.br.

⁴ Universidade Federal de Lavras (UFLA), professor titular. joamuniz@ufla.br.

Received in: May 17, 2021 | Accepted in: October 27, 2021

Abstract

Brazil has stood out worldwide as one of the main producers and consumers of beans, which makes their cultivation important for the economic and social development of the country. As the bean plant has a short growth cycle, its modeling is essential for optimizing management plans for this crop. This modeling can be performed by linear and non-linear models, but the latter have stood out for providing more information to the researcher, mainly due to the practical interpretation of their parameters. In this sense, in the R statistical software, the third-degree linear polynomial model and the Logistic and Gompertz non-linear models were adjusted to height data, in centimeters, in relation to time, in days after emergence, totaling 11 observations. As criteria to assess the quality of the fit, the adjusted coefficient of determination, the corrected Akaike information criterion and the residual standard deviation were used. The logistic model best fitted the data.

Keywords: Growth curve. Logistics. Regression.

Introduction

Common bean (*Phaseolus vulgaris* L.) has stood out as one of the main crops of Brazilian agribusiness, ranking the country as the third largest producer of beans in the world, only behind India and Myanmar (FAOSTAT, 2019). Among the countries that make up Mercosur, Brazil stands out as the main producer and consumer of this legume, producing around 3.1 million tons per year (CONAB, 2019) and, thus, stimulating family farming and the local economy, as it is a crop explored from the small to the large producer (MALTA *et al.*, 2017).

The importance of beans goes beyond the economic aspect, as it is a highly nutritious food and one of the basic components of the Brazilian diet, consumed daily by different social classes across the country. According to the food guide for the Brazilian population (BRASIL, 2014), common bean grains bring numerous health benefits, as they are an excellent source of protein, carbohydrates, fiber, B vitamins, iron, calcium and other minerals.

According to Lima *et al.* (2019), as the common bean plant has a short growth cycle, its modeling is essential, as this way it is possible to optimize the management techniques of this crop. For the study of growth curves, linear and non-linear models can be used, however, non-linear models stand out for their parsimony and practical interpretations of the parameters, which helps the researcher to find practical applications of their characteristics in addition to summarizing various information in a few parameters (OLIVEIRA *et al.*, 2013; ARCHONTOULIS, MIGUEZ, 2015; FERNANDES *et al.*, 2017; LIMA *et al.*, 2017; RIBEIRO *et al.*, 2018).

Several researchers have used non-linear models with satisfactory results for the adjustment of plant species growth curves. Fröhau *et al.* (2020) fitted the Logistic, Gompertz, von Bertalanffy and Brody models for the diameter growth of cedar (*Cedrela fissilis*); these same models were used by Jane *et al.* (2020) to describe the height and diameter of sugarcane variety RB92579; Prado *et al.* (2020) modeled

the growth of green dwarf coconut fruit with the Logistic and Gompertz models; and Silva *et al.* (2020a) described the growth of blackberry fruit by the double Logistic and double Gompertz models. Martins Filho *et al.* (2008) evaluated the growth of common bean cultivars using non-linear models and Bayesian inference.

The adjustment with non-linear models allows the researcher a broader perspective on the growth of that plant, but its difficulty in adjustment and convergence makes some researchers choose to use linear models. This can be seen in studies such as those developed by Batista *et al.* (2019), who adjusted the first- and second-degree polynomial models to describe the initial growth of the melon plant, Pineda-Herrera *et al.* (2019), who used the third-degree polynomial model to adjust the diameter growth of three tree species and Saldaña *et al.* (2017), who used the same model to describe the growth of tomato leaf area. Therefore, this study aimed at comparing the adjustments of the third-degree linear polynomial model and the non-linear Logistic and Gompertz models for describing the height growth in BRS MG Talismã bean plants.

Material and methods

Data were obtained in an experiment conducted by Vieira *et al.* (2008) with the BRS MG Talismã bean cultivar, in conventional planting. For the study, ten plants' heights were measured 7 days after emergence (DAE) and, thereafter, every 7 days measurements were taken until 77 DAE.

Third-degree linear polynomial model (Eq. 1) and non-linear Logistic (Eq. 2) and Gompertz (Eq. 3) models with parameterization by Fernandes *et al.* (2015), to adjust plant height as a function of days after emergence.

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 x_i + \beta_2 x_i^2 + \beta_3 x_i^3 + \varepsilon_i \quad (1)$$

$$y_i = \frac{\alpha}{1 + e^{\kappa(\gamma - x_i)}} + \varepsilon_i \quad (2)$$

$$y_i = \alpha \cdot e^{-e^{\kappa(\gamma - x_i)}} + \varepsilon_i \quad (3)$$

at which:

y_i is the i -th observed value of plant height in cm, with $i = 1, 2, \dots, 11$;

x_i is the time in the i -th measurement, given in days after emergence, with $i = 1, 2, \dots, 11$;

β_i are parameters of the linear model, with $i = 0, 1, 2, 3$;

α is the expected value for maximum height of the plant;

γ is the abscissa of the inflection point;

κ is the maturity index, that is, the larger the value the less time the plant takes to reach its maximum size;

ε_i is the random error, which is assumed to have a normal distribution, constant variance and to be independent, that is, $\varepsilon_i \sim N(0, \sigma^2)$.

Parameters were estimated by the least squares method, which consists of minimizing the sum of the square of the residuals and giving rise to a system of normal equations. For the linear model, this system has an explicit solution, thus facilitating parameter estimation. For the non-linear model, this system does not have a direct solution, so it is necessary to use iterative methods to obtain these estimates. Among the various iterative methods described in the literature, the Gauss-Newton algorithm was used and the choice of initial values for the iterative process was performed based on an initial exploratory data analysis (SILVEIRA *et al.*, 2018; PAULA *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2019a; SILVA *et al.*, 2019b; PAULA *et al.*, 2020; SILVA *et al.*, 2020b).

According to Silva *et al.* (2021), after adjusting the models, it is necessary to check the assumptions of normality, independence and homoscedasticity of residuals, which ensures the correct inference about the parameters. Among the various tests described in the literature, the Shapiro-Wilk test for normality, Durbin-Watson for independence and Breusch-Pagan for homoscedasticity were used.

The comparison of the models regarding the goodness of fit was based on the results found for the adjusted coefficient of determination (Eq. 3), the corrected Akaike information criterion (Eq. 4) and the residual standard deviation (Eq. 5).

$$R_{aj}^2 = 1 - \frac{(1 - R^2)(n - i)}{(n - p)} \quad (3)$$

$$AIC_c = n \ln\left(\frac{SSR}{n}\right) + \frac{2p(p + 1)}{n - p - 1} \quad (4)$$

$$RSD = \sqrt{MSE} \quad (5)$$

At which:

R^2 is the coefficient of determination;

n is the number of observations;

p is the number of parameters of the fitted model;

i is linked to the fit of the intercept on the curve, equal to 1 if there is an intercept and 0 otherwise;

SSR represents the sum of squares of the residuals;

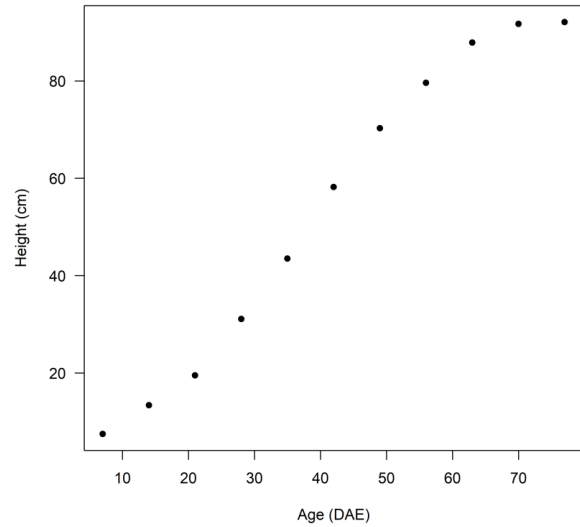
MSE represents the mean square of the error.

The model with the best adherence to the data is the one with the highest value for R_{aj}^2 and lowest values for AIC_c and RSD. All analyses were carried out in R statistical software R (R CORE TEAM, 2021).

Results and discussion

Figure 1 shows the sigmoidal pattern for data relating the bean plant height growth and its age, in days after emergence. The third-degree polynomial model and the Logistic and

Figure 1 – Bean plant height growth in relation to the weeks after the beginning of the phenological cycle.



Source: Prepared by the authors (2021).

Gompertz models were adjusted. These models have represented well the data with this type of dispersion, as can be seen in the fit made by Jane *et al.* (2019), who used these models to adjust pepper plants growth with satisfactory results.

After adjusting the models, an important step in modeling was carried out, which is the residual analysis, because if any of the assumptions is not met by the residuals, the model can generate imprecise estimates, which makes it inadequate for representing this dataset (ARCHONTOULIS; MIGUEZ, 2015; FERNANDES *et al.*, 2014). Thus, Table 1 lists the results obtained for the Shapiro-Wilk, Durbin-Watson and Breusch-Pagan tests applied to check the assumptions of residual normality, independence and homoscedasticity, respectively. All tests were non-significant (p -value > 0.01) for the polynomial and logistic models, which indicates that the residuals are independent and identically distributed following a normal distribution with zero mean and constant variance, $\varepsilon_i \sim N(0, \sigma^2)$. Similar results were reported by Fernandes *et al.* (2014) and Jane *et al.* (2019), who observed the validation of all assumptions in their modeling studies in describing the growth of coffee and pepper fruit, respectively.

Table 1 – P-value for the Shapiro-Wilk, Durbin-Watson and Breusch-Pagan tests used in the residual vector analysis to adjust the polynomial, logistic and Gompertz models for the height of BRS MG Talismã bean plants as a function of age in days after emergence.

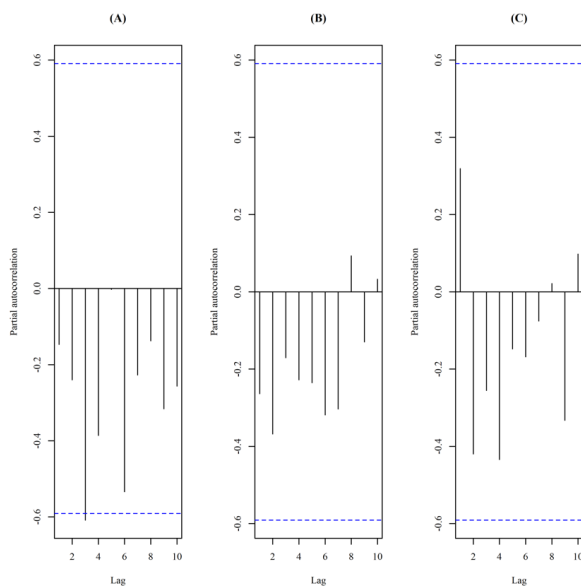
Model	Shapiro-Wilk	Durbin-Watson	Breusch-Pagan
Polynomial	0.1320	0.3720	0.5059
Logistic	0.8823	0.5920	0.0397
Gompertz	0.5211	< 0.001	0.1178

Source: Prepared by the authors (2021).

For the Gompertz model, the tests to check constant normality and variance were non-significant (p-value > 0.01), indicating that the residuals are normally distributed with constant variance, but the Durbin-Watson test presented values significant (p-value < 0.01), indicating residual autocorrelation.

Despite the result of the Durbin-Watson test, the autocorrelation parameter was not incorporated into the Gompertz model, as it proved to be non-significant including zero in

Figure 2 – Partial autocorrelation function of the polynomial (A), Logistic (B) and Gompertz (C) models to adjust the heights of BRS MG Talismã bean plants.



Source: Prepared by the authors (2021).

the confidence interval. From Figure 2, it is also possible to visually observe that the Gompertz model, as well as the other models, polynomial and logistic, met the assumption of independence of the residual, indicating that it is not necessary to incorporate the autoregressive parameter into the model.

Figure 3 shows the graphical analysis of the residuals, which corroborated the results obtained by the Shapiro-Wilk and Breusch-Pagan tests present in Table 1, indicating homoscedasticity, as well as normality of the residuals of the adjusted Polynomial, Logistic and Gompertz models to the height of BRS MG Talismã bean plants.

Table 2 lists the parameter estimates and their respective 95% confidence intervals, based on the adjustment of the polynomial, logistic and Gompertz models for BRS MG Talismã bean plant height (cm), taken in days after the emergency. All estimated parameters were significant, by t-test, at 5% significance.

Table 2 – Estimates for the parameters of the polynomial, logistic and Gompertz models, adjusted to the heights (cm) of BRS MG Talismã bean plants and their respective 95% confidence intervals (LL – lower limit and UL – upper limit).

Polynomial			
Parameters	LL	estimate	UL
β_0	4.0614	7.9682	11.8750
β_1	-0.8170	-0.4318	-0.0466
β_2	0.0497	0.0601	0.0706
β_3	-0.0006	-0.0005	-0.0004
Logistic			
α	94.9812	96.9284	99.0269
γ	36.3656	37.1905	38.0620
κ	0.0784	0.0827	0.0873
Gompertz			
α	99.1023	107.6377	119.7940
γ	29.1873	31.6532	34.9195
κ	0.0382	0.0468	0.0564

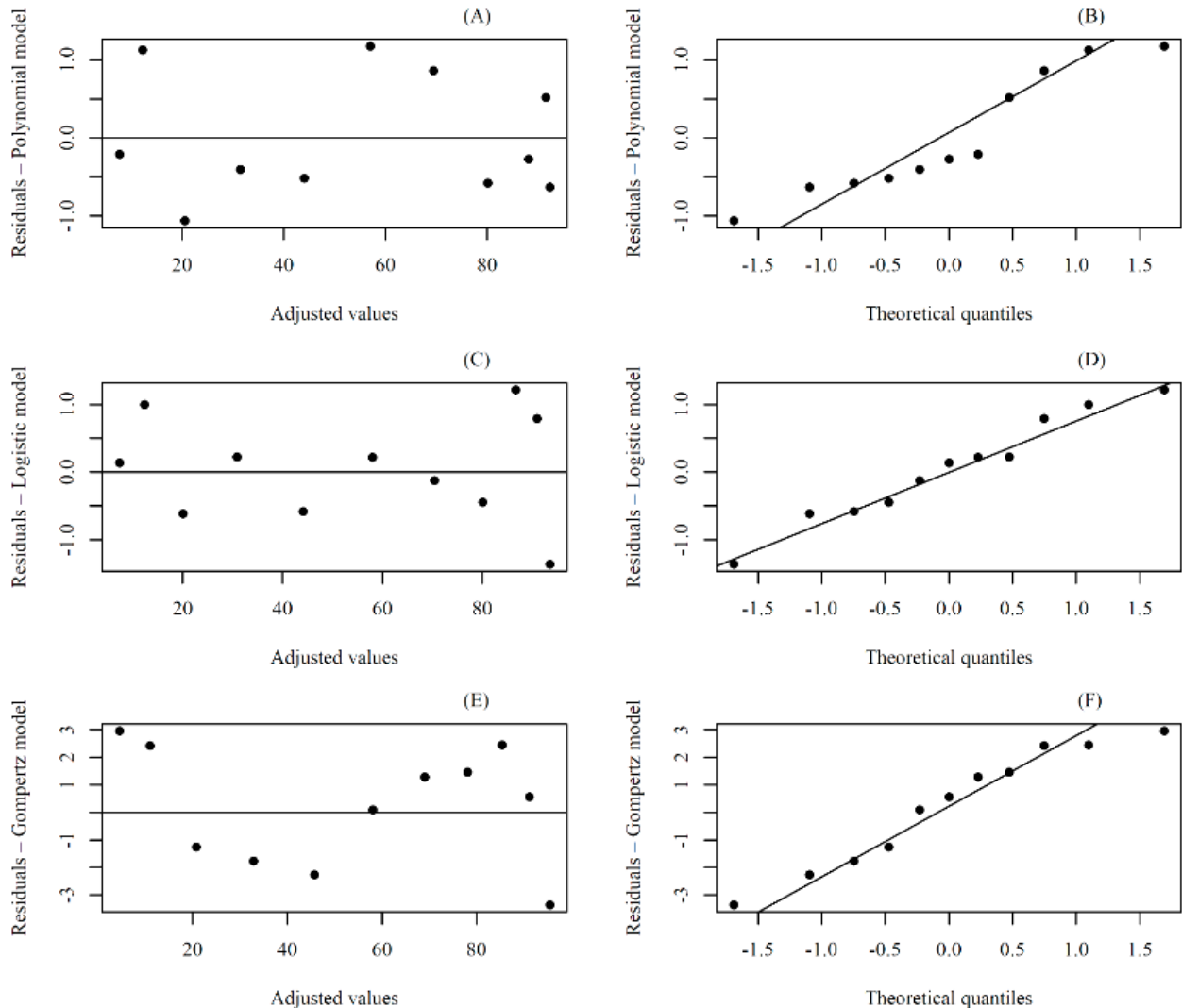
Source: Prepared by the authors (2021).

Results in Table 2 indicated the confidence intervals did not pass through zero, showing quality in obtaining estimates and indicating that the parameters are not null. The Logistic model had intervals with smaller amplitude, which, according to Muianga *et al.* (2016), indicates greater precision in parameter estimates. Based on the estimates of the α parameter, it is observed that the maximum height of bean plants was 96.93 cm for the Logistic model and 107.64 cm for the Gompertz model, which according to Vieira *et al.* (2008) is consistent with the growth

of common bean plants, whose maximum height range from 55 cm to 140 cm.

According to Mischan and Pinho (2014), the inflection point is a transition point of growth, which is very important for analysis of development of the object under study, because from it, the growth is slowed down, decreasing its speed and tending to stability. Based on the estimation of parameters of the non-linear model, it is possible to find the point of the adjusted model, which, according to Jane *et al.* (2019), for the Logistic model, this point

Figure 3 –Distribution of residuals for bean plant height, where (A), (C) and (E) represent the adjusted values in relation to residuals and (B), (D) and (F) represent the residual values in relation to the theoretical quantiles for the Polynomial, Logistic and Gompertz models.



Source: Prepared by the authors (2021).

Table 3 – Criteria for evaluating the goodness of fit of polynomial, logistic and Gompertz models

Model	DPR	AIC _c	R _{aj} ²
Polynomial	0.9329	41.3838	0.9992
Logistic	0.8659	35.9746	0.9993
Gompertz	2.3981	58.3852	0.9948

Source: Prepared by the authors (2021).

occurs at 50% horizontal asymptote α , that is, exactly in the middle of the curve and for the Gompertz model, at 37% of the same asymptote α . Therefore, coordinates of the inflection point

of these models are given by and $\left(\hat{\gamma}, \frac{\hat{\alpha}}{2}\right)$ and $\left(\hat{\gamma}, \frac{\hat{\alpha}}{e}\right)$, respectively.

From Table 2, the inflection point for the logistic model has as IP coordinates (37.19; 48.46), indicating that the bean plant growth was decelerated at approximately 37 days after emergence, when it reaches around 48.46 cm in height, and for the Gompertz model, coordinates were IP (31.65; 39.60), that is, growth deceleration was approximately 32 days after emergence when the bean plant reaches around 39.60 cm.

Table 3 lists the results of the criteria used to assess the goodness of fit. It is possible to see that the models fit the data well, however the Logistic model had lower values for DPR and AIC_c and higher values for R_{aj}², indicating the superiority of this model to describe the BRS MG Talismã bean plant growth. Some authors such as Mangueira *et al.* (2016) and Prado *et al.* (2013) also obtained better results with the fit of the logistic model to describe the height growth of corn plant and dwarf coconut fruits, respectively.

In Figure 4, graphs of polynomial, Logistic and Gompertz models for fitting height (cm) data of BRS MG Talismã bean plants, over time (DAE).

Both the visual analysis and the criteria used to check the quality of the fit indicated that the polynomial and logistic models had similar

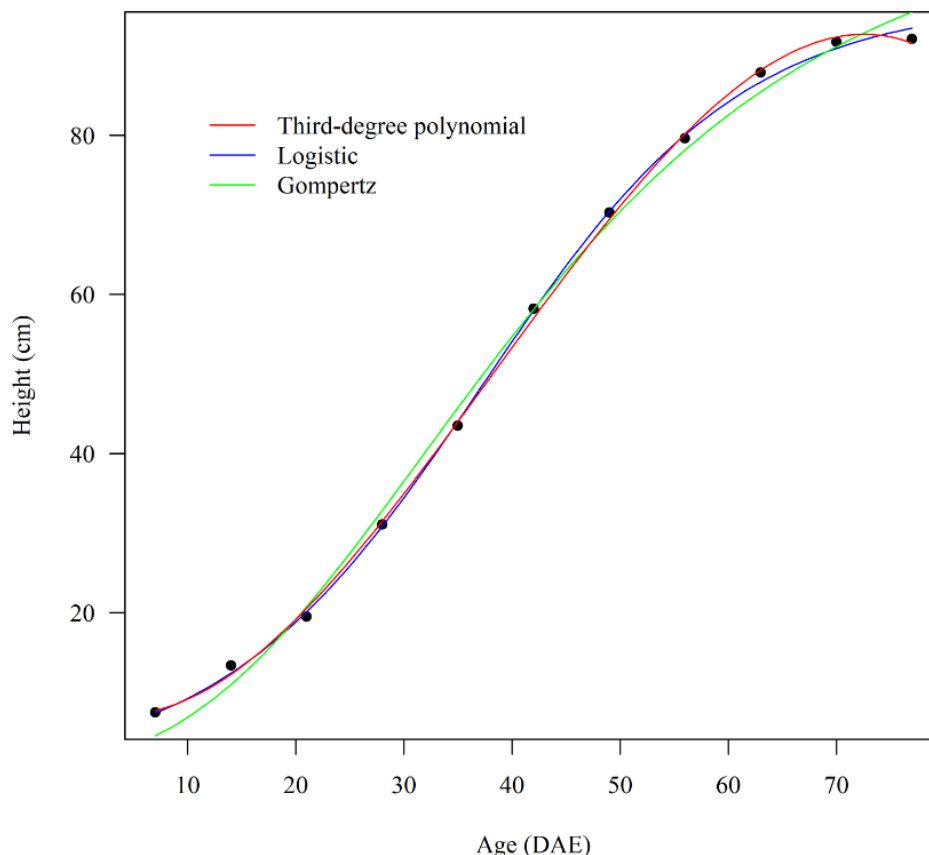
adherence to data and were superior to the Gompertz model in describing the bean plant height growth over time. Therefore, the choice of the appropriate model to describe the data is up to the researcher, who should take into account that non-linear models are more parsimonious and allow a broader inference about the object under study. According to Archontoulis and Miguez (2015), one of the main advantages of non-linear models over linear models is the possibility of practical interpretation of their parameters, which according to Tholon *et al.* (2012) should be taken into account during the process of choosing the model used, as a lot of important information for the researcher may be lost by this choice.

Information like the maximum growth of the object under study, the growth slowdown point, among other information that the non-linear models can provide, could have been aggregated to studies such as Batista *et al.* (2019), Pineda-Herrera *et al.* (2019) and Saldaña *et al.* (2017), who fitted linear models to describe the growth of melon plants, the diameter of tree species and the leaf area of tomato plants, respectively, bringing contributions to their research.

Conclusions

The tested models were adequate to describe the height in growth of the common bean BRS MG Talismã plants over days after emergence, however, the third-degree polynomial model and the Logistic model achieved similar and superior fit to the Gompertz model. The Logistic model best fitted the data. Comparing

Figure 4 – Fitting the polynomial, Logistic and Gompertz models to height data (cm) of BRS MG Talismã bean plants.



Source: Prepared by the authors (2021).

the models, non-linear models are generally more parsimonious and provide more information than linear models, mainly due to the practical interpretation of their parameters.

Acknowledgements

To the Coordination for the Improvement of Higher Education Personnel (CAPES) and to the non-linear regression study nucleus (NLIN) of the Federal University of Lavras (UFLA).

References

ARCHONTOULIS, S. V.; MIGUEZ, F. E. Nonlinear Regression Models and Applications in Agricultural Research. **Agronomy Journal**, v. 107, n. 2, p.786-798, 2015.

BATISTA, G. S.; SILVA, J. L.; ROCHA, D. N. S.; SOUZA, A. R. E.; ARAUJO, J. F.; MESQUITA, A. C. Crescimento inicial do meloeiro em função da aplicação de biofertilizantes no cultivo orgânico. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, v. 9, n. 2, p.24-32, 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Atenção à Saúde. Departamento de Atenção Básica. **Guia alimentar para a população brasileira**. 2 ed. Brasília: Ministério da Saúde, 2014.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB. **Perspectivas para a agropecuária – Safra 2019/2020**. v. 7. Brasília, 2019. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/perspectivas-para-a-agropecuaria>. Acesso em: 17 fev. 2021.

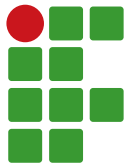
- FAOSTAT. **Crops**. 2019. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>. Acesso em: 17 fev. 2021.
- FERNANDES, T. J.; MUNIZ, J. A.; PEREIRA, A. A.; MUNIZ, F. R.; MUIANGA, C. A. Parameterization effects in nonlinear models to describe growth curves. **Acta Scientiarum Technology**, Maringá, v. 37, n. 4, p.397-402, 2015.
- FERNANDES, T. J.; PEREIRA, A. A.; MUNIZ, J. A. Modelos duplo sigmoidais na descrição do crescimento de frutos do cafeeiro. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 47, n. 8, p.1-7, 2017.
- FRÜHAUF, A. C.; PEREIRA, G. A.; BARBOSA, A. C. M. C.; FERNANDES, T. J.; MUNIZ, J. A. Nonlinear models in the study of the cedar diametric growth in a seasonally dry tropical forest. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 15, n. 4, p.1-8, 2020.
- JANE, S. A.; FERNANDES, F. A.; SILVA, E. M.; MUNIZ, J. A.; FERNANDES, T. J. Comparison of polynomial and nonlinear models on description of pepper growth. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 14, n. 4, p.1-7, 2019.
- JANE, S. A.; FERNANDES, F. A.; MUNIZ, J. A.; FERNANDES, T. J. Nonlinear models to describe height and diameter of sugarcane RB92579 variety. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 51, n. 4, p.1-7, 2020.
- LIMA, K. P.; MORAIS, A. R. de; VIEIRA N. M. B.; VILLA F.; ANDRADE M. J. B. Uso de modelos não lineares na descrição do acúmulo de boro em diferentes partes do feijoeiro cultivar Jalo. **Revista Brasileira de Biometria**, v. 35, n. 4, p. 834-861, 2017.
- LIMA, K. P.; SILVA, L. M.; VIEIRA, N. M. B.; MORAIS, A. R.; ANDRADE, M. J. B. Modelagem não linear da biomassa seca do feijoeiro cv. Jalo. **Sigmae**, Alfenas, v. 8, n. 2, p.359-369, 2019.
- MALTA, A. O. de; ATAIDE, E. B. de; OLIVEIRA, V. E. A. de; ALMEIDA, D. J. de; SANTOS, A. S. Crescimento de feijoeiro sob influência de carvão vegetal e esterco bovino. **Revista Sítio Novo**, Palmas, v. 1, p. 190-202, 2017.
- MANGUEIRA, R. A. F.; SAVIAN, T. V.; MUNIZ, J. A.; SERMARINI, R. A.; NETTO, J. C. O modelo logístico considerando diferentes distribuições para os erros aplicado a dados de altura de milho. **Revista Brasileira de Biometria**, v. 34, p. 317-333, 2016.
- MARTINS FILHO, S.; SILVA, F. F.; CARNEIRO, A. P. S.; MUNIZ, J. A. Abordagem Bayesiana das curvas de crescimento de duas cultivares de feijoeiro. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, p. 1516-1521, 2008.
- MISCHAN, M. M.; PINHO, S. Z. **Modelos não lineares [recurso eletrônico]:** funções assintóticas de crescimento. São Paulo: Cultura Acadêmica, 2014.
- MUIANGA, C. A.; MUNIZ, J. A.; NASCIMENTO, M. S.; FERNANDES, T. J.; SAVIAN, T. V. Descrição da curva de crescimento de frutos do cajueiro por modelos não lineares. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 38, n. 1, p. 22-32, 2016.
- OLIVEIRA, W. S. J. de; SILVA, C. A.; MUNIZ, J. A.; SAVIAN, T. V. Mineralização de nitrogênio em latossolos adubados com resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, p. 715-725, 2013.
- PAULA, G. S.; SILVA, E. M.; FRÜHAUF, A. C.; SILVA, É. M. da; MUNIZ, J. A.; FERNANDES, T. J. Modeling the amount of mineralized carbon from swine manure and wheat straw. **Revista Agrogeoambiental**, v. 12, n. 3, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v12n320201466>.

- PAULA, G. S.; SILVA, E. M.; FURTADO, T. D. R.; FRUHAUF, A. C.; MUNIZ, J. A. Comparison of nonlinear models for the description of carbon mineralization in soils treated with pig slurry. **Revista Agrogeoambiental**, v. 11, n. 4, p. 82-95, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v11n420191412>.
- PINEDA-HERRERA, E.; CARREÓN-SANTOS, J.; VALDEZ-HERNÁNDEZ, J. I.; INTERIÁN-KU, V. M. Crecimiento em diâmetro de tres especies arbóreas en una selva secundaria de Quintana Roo, México. **Madera y Bosques**, v. 25, n. 1, p.1-12, 2019.
- PRADO, T. K. L. do; MUNIZ, J. A.; SAVIAN, T. V.; SÁFADI, T. Ajuste do modelo logístico na descrição do crescimento de frutos de coqueiro anão por meio de algoritmos iterativos MCMC. **Revista Brasileira de Biometria**, v. 31, p. 216-232, 2013.
- PRADO, T. K. L. do; SAVIAN, T. V.; FERNANDES, T. J.; MUNIZ, J. A. Study on the growth curve of the internal cavity of 'Dwarf green' coconut fruits. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 51, n. 3, p.1-7, 2020.
- R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, 2021.
- RIBEIRO, T. D.; SAVIAN, T. V.; FERNANDES, T. J.; MUNIZ, J. A. The use of the nonlinear models in the growth of pears of 'Shinseiki' cultivar. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 48, n. 1, p. 1-7, 2018.
- RIBEIRO, T. D.; MATTOS, R. W. P.; MORAIS, A. R. de; MUNIZ, J. A. Description of the growth of pequi fruits by nonlinear models. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 40, n. 4: (e -949), 2018.
- SALDAÑA, T. M.; BEJARANO, C. A.; GUAQUETA, S. Efecto de la salinidad em el crecimiento de plantas de tomate tipo chonto. **Revista Colombiana de Ciências Hortícolas**, v. 11, n. 2, p. 329-342, 2017.
- SILVA, E. M. da; TADEU, M. H.; SILVA, V. F. da; PIO, R.; FERNANDES, T. J.; MUNIZ, J. A. Description of blackberry fruit growth by nonlinear regression models. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 42, n. 2, p.1-11, 2020a.
- SILVA, E. M.; FURTADO, T. D. R.; FERNANDES, J. G. F.; MUNIZ, J. A. Description of the carbono mineralization of swine manure and oat straw in the soil through nonlinear models. **Revista Agrogeoambiental**, v. 11, n. 2, p. 71-86, 2019a. DOI: <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v11n220191299>.
- SILVA, E. M.; SILVEIRA, S. C.; FURTADO, T. D. R.; MUNIZ, J. A. Fitting of decomposition of sewage sludge and oat straw by nonlinear models. **Revista Agrogeoambiental**, v. 11, n. 2, p. 18-28, 2019b. DOI: <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v11n220191287>.
- SILVA, E. M.; FRÜHAUF, A. C.; JANE, S. A.; SILVA, É, M da; MUNIZ, J. A.; FERNANDES, T. J. Comparison of nonlinear models in the description of carbon mineralization in litter soil. **Revista Agrogeoambiental**, v. 12, n. 4, p. 58-69, 2020b.
- SILVA, E. M.; FRÜHAUF, A. C.; SILVA, E. M.; MUNIZ, J. A.; FERNANDES, T. J.; SILVA, V. F. Evaluation of the critical points of the most adequate nonlinear model in adjusting growth data of 'green dwarf' coconut fruits. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 43, n. 1, p.1-11, 2021.

SILVEIRA, S. C; MUNIZ, J. A.; SOUSA, F. A.; CAMPOS, A. T. Non-linear models adjusted to the accumulated production of biogas originating from swine deep bedding. **Revista Agrogeoambiental**, v. 10, n. 3, p. 91-103, 2018.

THOLON, P.; PAIVA, R. D. M.; MENDES, A. R. A.; BARROZO, D. Utilização de funções lineares e não lineares para ajuste do crescimento de bovinos Santa Gertrudis, criados a pasto. **ARS Veterinária**, Jaboticabal, v. 28, n. 4, p. 234-239, 2012.

VIEIRA, N. M. B; ANDRADE, M. J. B de; CARVALHO, J. G de; ALVES JUNIOR, J.; MORAIS, A. R. Altura de planta e acúmulo de matéria seca do feijoeiro cvs. BRS MG Talismã e Ouro Negro em plantio direto e convencional. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 32, n. 6, p. 1687-1693, 2008.



Regeneration with or without seedling management: Serra do Mar slope, São Sebastião/SP

Marco Antônio Alves Garcia¹, Ana Beatriz Carvalho Terra², Talita Nazareth de Roma³

¹Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Federal de Alfenas, Professor. Poços de Caldas/MG, Brasil. marco.garcia@unifal-mg.edu.br.

²Universidade de Alfenas, Universidade José do Rosário Vellano. Alfenas/MG, Brasil. anabeatriz.terra@hotmail.com.

³Universidade Federal de Itajubá, Researcher Laboratório de Educação e Sustentabilidade. Inconfidentes/MG, Brasil. tnroma@gmail.com.

Received in: July 21, 2021 | Accepted in: November 17, 2021

Abstract

The survival of forest communities is based on the seedling bank, since the greater the diversity, the greater the probability of heterospecific replacements. This work aimed to verify, through the species composition, if there is natural regeneration of the clearing with and without management and if it is possible that the clearing regeneration occurs without the management. The study site covered a clearing and a fragment of the Atlantic Forest Biome, in the municipality of São Sebastião/SP, north coast of the state of São Paulo. Ten subplots of 0.5 m x 1.0 m were installed randomly in 8 transects of 2.0 m x 50.0 m, with and without seedling management, where the set of seedlings with up to 20 cm was sampled. At the end of the study, 266 individuals were found, grouped into 38 families and 5 life forms (arboreal, shrub, herbaceous, epiphyte and liana), later classified into: 45 species (60.81%), 23 genera (31.08%) and 6 families (8.10%). Myrtaceae and Rubiaceae stood out as the most species-rich families, with 8 and 6 species, respectively. In the clearing, 22.2% of the sampled species were found, while 77.8% belonged to the forest. The difference between the number of species in the clearing and in the forest fragment suggests that the invasive species *Melinis minutiflora* and *Scleria plusiophylla* can hinder the establishment of seeds, preventing the germination of native species. Therefore, for the clearing regeneration process to occur faster, human intervention is necessary in the management of invasive species. Accordingly, the elaboration of a revegetation project with monitoring and evaluation of the area of study was emphasized.

Keywords: Atlantic Forest. Phytosociological survey. Forest recovery indicators.

Introduction

In the Atlantic Forest, a biome considered a world hotspot (MYERS *et al.*, 2000; ALMEIDA, 2016), human occupation has an area of greater intensity, therefore, this biome has a high level of imminent extinction threats, but on the other hand it has a high rate of biological diversity and endemism. The peculiarity and environmental heterogeneity have produced in the Atlantic Forest, with so many important factors, one of the greatest biodiversity on the planet, expressed in terms of genus or species richness. (MARTINI *et al.*, 2007).

According to studies by Gouveia Souza (1998), during the 1980s there was an increase in tourist exploitation of the coastal areas of the country, with consequent growth in real estate and civil construction, with summer houses on the slopes amidst native vegetation.

In this context, the occupation of coastal areas in the north of the state of São Paulo, such as the slope areas of Serra do Mar in the municipality of São Sebastião, results in an unbalanced process of urban expansion based on economic growth vectors such as agriculture and industrialization.

Environmentally, the process of ecological degradation in Serra do Mar is continuous and occurs in several regions. Degradation of environments means loss of landscapes of high cultural importance, biological diversity and genetic heritage. (LAURANCE, 2010). Carpanezi *et al.* (1992) described that a degraded environment is the one that, after disturbances, had its means of biotic regeneration suppressed due to vegetation. Meanwhile a balanced environment has mechanisms for its self-regeneration, such as: seed and seedling bank and seed rain (CALEGARI *et al.*, 2011).

When suffering a disturbance, the environment simultaneously eliminates the vegetation and these mechanisms, thus showing little or no resilience (TURCHETTO, 2015).

Forest recovery indicators can designate the successful implementation of a restoration project in a degraded area; are excellent indicators: seed and seedling bank (HARPER, 1977; MARTINS, 2015). The seed bank is formed by seeds of local and allochthonous plants, disposed in the soil or litter (MORESSI *et al.*, 2014; FENNER *et al.*, 2005) and its study can reveal the seed permanence system (viability) - viable systems harbor the genetic and floristic potential that condition the resilience and ecological succession process of the area in question (LECK *et al.*, 1989).

Therefore, through the analysis of seed composition, it is possible to develop strategies to direct an ecological succession process, in addition to elucidating the capacity of an ecosystem to recover after a disturbance (MORESSI *et al.*, 2014).

The seedling bank represents the regenerative potential of the adult arboreal community, a set of individuals developing in the understory of a forest (MELO *et al.*, 2004). According to Fenner *et al.* (2005), the seedling stage is the one in which the plant no longer depends on seed reserves to maintain itself, but this interruption is gradual. It begins with seed germination and, in practice, it is considered the final stage when the individual has two or three leaves and a height of up to 50 centimeters (MELO *et al.*, 2004). As a form of standardization so that it is possible to compare studies, Chami *et al.* (2011) considered in their study seedlings with Diameter at Breast Height (DBH) greater than 1 cm and height equal to or greater than 20 cm.

The more diverse the set of seedlings, the greater the probability of heterospecific substitutions occurring (MARTÍNEZ, 1991; OLIVEIRA, 1999). According to Bazzaz e Pickett (1980), the seedling bank, added to larger individuals, is essential for the recruitment of native species in an advanced successional stage, which may occur in a low number in clearing areas caused by an environmental degradation event.

This study described the structure of the seedlings in a clearing and confronted them with the surrounding forest fragment. Hence, the objective was to verify if there is natural regeneration of the clearing and if it is possible that this regeneration occurs without the management by species composition.

Material and methods

Area of Study

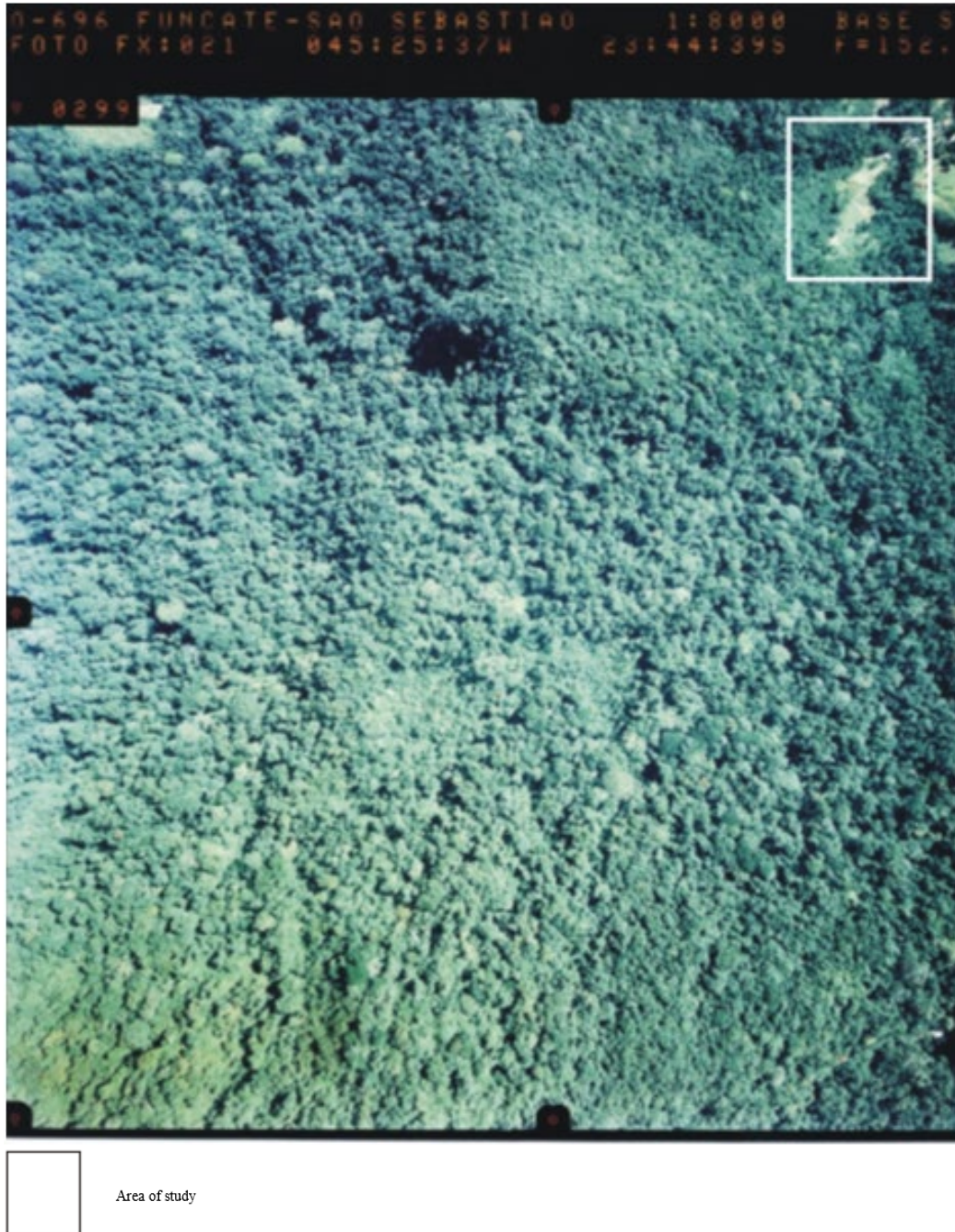
The municipality of São Sebastião is located on the north coast of the State of São Paulo (FIGURE 1) between longitudes 45°25'03" W - 45°25'37" W and latitudes 23°44'10" S - 23°44'19" S, covers an approximate area of 410 km², of which around 70 % are located in the Parque Estadual da Serra do Mar (Serra do Mar State Park). The study was conducted at Sítio São Benedito (FIGURE 3), a place for environmental studies associated with São Marcos University. The original vegetation of the area in question is composed of the same one of its margins, classified as Dense Ombrophilous Forest (VELOSO *et al.*, 1991), a 4.8-hectare Atlantic Forest fragment between longitudes 45°25'30" W – 45°25'37" W and latitudes 23°44'10" S - 23°44'19" S, between 105 m and 235 m above sea level.

Figure 1 – Location of the area of study in the municipality of São Sebastião, in the State of São Paulo.



Source: Elaborated by the authors (2021).

Figure 2 – Aerial photo of the 4.8 ha area of Sítio São Benedito at São Marcos University.



Scale: 1:8000

Source: Funcate (2001).

Seedling sampling

The sampling of seedlings contained vascular plants up to 20 cm in height. The stratum was sampled in 8 transects of 2 m × 50 m, each comprising 10 fixed subplots of 0.5 m x 1.0 m.

Each subplot was delimited with 4 wooden stakes joined by demarcation plastic tape (Figure 3). The transects were positioned in a paired way, each transect in the clearing having a corresponding one inside the forest.

Figure 3 – Photo showing transect-subplot in the clearing area.

Source: The authors (2004).

In view of the objective of the research and in with the purpose of determining the guidelines of the recovery model for the area and comparing it with the species sampled in the fragment (BAZZAZ; PICKET, 1980), an evaluation of the seedling stratum of the clearing was carried out. In each subplot, all individuals up to 20 cm in height were collected.

The samples consisted only of complete individuals and the independent portion (stoloniferous plants); each of them received a label, were pressed and dried in an oven at 60°C for 4 days, then counted and separated into morphospecies with a stereo microscope.

The individuals collected were compared with peers in more advanced ontogenetic stages or with exsiccates stored in the herbarium of the Instituto de Botânica de São Paulo, where they were identified. To identify the families,

the works of Oliveira (1999) and the Flora Fanerogâmica da Serra da Jureia (MAMEDE *et al.*, 2001) were references. All individuals were classified according to life form as arboreal, shrub, herbaceous, epiphyte and liana (FERRI *et al.*, 1981). Finally, the updating of the scientific binomials was carried out according to the Platform – List of Species of Flora in Brazil.

From this list of species, secondary information was obtained in the literature on dispersion syndromes (anemochoric, autochoric and zoochoric) and successional classification (pioneer and non-pioneer)

The number of individuals corresponds to the number of trees of the same species sampled; the percentage of the total number of individuals was also calculated. The number of occurrences refers to the number of times the species occurred, considering the sampling points.

Results and discussion

Composition of species in the forest clearing

In the clearing area, 266 individuals were sampled, grouped into 38 families and 5 life forms, and later separated into 74 morphospecies

and classified into: species 45 (60.81%), genera 23 (31.08%) and families 6 (8.10%), as shown in Table 1.

Table 1 - List of sampled species classified as to life form.

Family – Species	Life form	Family – Species	Life form
Acanthaceae		Chrysobalanaceae	
<i>Acanthaceae</i> sp.	Herbaceous	<i>Licania</i> sp.	Arboreal
<i>Aphelandra ornata</i> (Nees T.Anderson)	Herbaceous	Commelinaceae	
<i>Justicia</i> sp.	Herbaceous	<i>Commelina</i> sp.	Herbaceous
<i>Lepidagathis</i> (kameyamana Gnanasek. & Arisdason)	Herbaceous	<i>Dichorisandra thyrsoiflora</i> (J.C.Mikan)	Herbaceous
Annonaceae		Convolvulaceae	
<i>Duguetia lanceolata</i> (A.St.-Hil.)	Arboreal	<i>Ipomoea</i> sp.	Liana
<i>Guatteria australis</i> (A.St.-Hil.)	Arboreal	Cyperaceae	
Araceae		<i>Scleria plusiophylla</i> (Steud)	Herbaceous
<i>Anthurium penthaphyllum</i> (Aubl.) (G.Don)	Epiphyte	Dioscoreaceae	
<i>Anthurium</i> sp.	Epiphyte	<i>Dioscorea multiflora</i> (Mart. ex Griseb).	Liana
Arecaceae		Euphorbiaceae	
<i>Euterpe edulis</i> (Mart.0)	Arboreal	<i>Alchornea glandulosa</i> (Poepp. & Endl.)	Arboreal
Asclepiadaceae		Fabaceae	
<i>Asclepiadaceae</i> sp. 1	Liana	<i>Albizia</i> sp.	Arboreal
Aspleniaceae		<i>Hymenaea</i> sp.	Arboreal
<i>Asplenium</i> sp.	Epiphyte	<i>Inga marginata</i> Willd.	Arboreal
Asteraceae		<i>Piptadenia gonocantha</i> (Mart.) (J. F. Macbr.	Arboreal
<i>Eupatorium</i> sp.	Shrub	Gesneriaceae	
<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) (H. Rob.)	Arboreal	<i>Codonante devosiana</i> (Mart.) (Hanst.)	Epiphyte
<i>Mikania</i> sp.	Liana	Lauraceae	
Bignoniaceae		<i>Nectandra grandiflora</i> (Nees & Mart.)	Arboreal
<i>Tabebuia cassinoides</i> (Lam.) (D.C.)	Arboreal	<i>Nectandra oppositifolia</i> (Nees & Mart.)	Arboreal
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees) (Mez)	Arboreal	<i>Gomidesia</i> sp. 1	Arboreal
Lecythidaceae		<i>Gomidesia</i> sp. 2	Arboreal
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.)(Kuntze)	Shrub	<i>Myrcia aethusa</i> (O.Berg) (N.Silveira)	Arboreal
Loganiaceae		<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) 9DC.)	Arboreal
<i>Spigelia beyrichiana</i> (Cham. & Schltldl)	Hérbacea	Orquidaceae	
Magnoliaceae		<i>Orchidaceae</i> 1	Epiphyte
<i>Magnolia ovata</i> (A.St.-Hil.) (Spreng.)	Arboreal	<i>Orchidaceae</i> 2	Epiphyte

Family – Species	Life form	Family – Species	Life form
Malphiaceae		Phyllanthaceae	
<i>Tetrapterys</i> sp.	Liana	<i>Hyeronima alchorneoides</i> (Allemão)	Arboreal
Malvaceae		Piperaceae	
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cavanilles) (A. Robyns)	Arboreal	<i>Peperomia</i> sp.	Epiphyte
<i>Pavonia schiedeana</i> Steud.	Shrub	<i>Piper</i> sp. 1	Shrub
Marantaceae		<i>Piper</i> sp. 2	Arboreal
<i>Goeppertia zebrina</i> (Sims) (Nees)	Herbaceous	Poaceae	
<i>Maranta divaricata</i> Roscoe	Herbaceous	<i>Melinis minutiflora</i> (P. Beauv.)	Herbaceous
<i>Maranthaceae</i> sp.	Herbaceous	Rubiaceae	
Marcgraviaceae		<i>Coccocypselum cordifolium</i> (Nees & Mart.)	Herbaceous
<i>Marcgravia polyantha</i> Delpino	Liana	<i>Malanea forsteronioides</i> (Müll.Arg.)	Liana
Melastomataceae		<i>Psycotria vellosiana</i> (Vell.) C.M.Taylor	Shrub
<i>Miconia</i> sp.	Arboreal	<i>Rubiaceae</i> sp. 1	Herbaceous
<i>Tibouchina estrellensis</i> (Raddi) (Cogn.)	Arboreal	<i>Rudgea</i> sp.	Arboreal
Meliaceae		<i>Pilocarpus</i> sp.	Arboreal
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	Arboreal	Sapindaceae	
<i>Trichilia pallens</i> (C. DC.)	Arboreal	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	Arboreal
Monimiaceae		<i>Paullinia trigonia</i> (Vell.)	Arboreal
<i>Mollinedia uleana</i> Perkins	Arboreal	<i>Serjania</i> sp.	Arboreal
Moraceae		Sapotaceae	
<i>Ficus enormis</i> (Miq.) (Miq.)	Arboreal	<i>Chrysophyllum inornatum</i> (Mart.)	Arboreal
Myrtaceae		<i>Pouteria</i> sp.	Arboreal
<i>Calypthrantes brasiliensis</i> (Spreng.)	Arboreal	Smilacaceae	
<i>Calypthrantes lucida</i> (Mart. ex DC.)	Arboreal	<i>Smilax</i> sp.	Liana
<i>Eugenia cerasiflora</i> (Miq.)	Arboreal	Solanaceae	
<i>Eugenia</i> sp. 1	Arboreal	<i>Solanum pseudoquina</i> (A.St.-Hil)	Arboreal

Source: Elaborated by the authors (2021).

Myrtaceae and Rubiaceae stood out as the most species-rich families, with 8 and 6 species, respectively. Most families exhibited 1 to 2 species corresponding to 75.67 % of the total. Four morphospecies accounted for 36.84 % of the total records - *Calypthrantes grandiflora*, *Aranthaceae* sp., *Scleria plusiophylla* and *Melinis minutiflora*, being the last species the one with the highest occurrence percentage (19.55 %), establishing itself as an important invader of the clearing. The average number of individuals in the clearing was 2.1 individuals

per subplot, while in the forest it was 3.25. In terms of composition, 77.8 % of the sampled species were found in sampling units in the interior of the forest and only 22.2 % were found in the clearing. The species responsible for such difference is *Melinis minutiflora* with 52 individuals sampled only in the clearing.

Invasive species are aggressive, have great soil stabilization potential and can prevent seed germination (CARMONA, 1992). Hoffmann e Haridasan (2008) found in their study that

the presence of *Melinis minutiflora* hinders the recruitment process of woody plants, by preventing the penetration of seed rain. In addition, this species usually forms dominant clumps and produces greater biomass than native grasses (HOFFMANN *et al.*, 2004), resulting in a high decline in the diversity of herbaceous species (PIVELLO *et al.*, 1999). Therefore, the absence of management can delay the natural revegetation process and change the entire dynamics of ecological succession.

The fact that more primary species than climax ones were found is ecologically explainable as ruderal plants are normally herbaceous with fast development and high seed dispersal, have high aggressiveness and inhabit areas of low environmental stress and high intensity of degradation (LORENZI, 2008). According to Laurent *et al.* (2017), they are the ones who will fill the open niches in areas that have suffered

disturbance, their function being to create an initial ecological succession environment. Therefore, the management of invasive species is recommended to accelerate the process of vegetation recovery in the clearing studied. As stated by Carvalho *et al.* (2000), the regenerating floristic composition in the clearings is similar to that existing in the native forest – demonstrating that the seedlings settled prior to the formation of the clearing are essential for its closure.

Composition of species in the forest

In the forest area, 200 individuals were sampled, grouped into 28 families, 56 genera and 72 species. Greater richness was detected for the following families: Myrtaceae (14 species), Fabaceae (8 species) and Lauraceae (6 species), totaling 38.4% of the sampled species (TABLE 2).

Table 2. List of species sampled in the forest area

Family - Species	SC	SD	Family - Species	SC	SD
Annonaceae			<i>Inga marginata</i> Willd.		
<i>Duguetia lanceolata</i> (A.St.-Hil.)	P	ZOO	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.	NP	ZOO
<i>Guatteria australis</i> (A.St.-Hil.)	NP	ZOO	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	NP	ZOO
<i>Annona neosericea</i> (H.Rainer)	NP	ZOO	Lecythidaceae		
Arecaceae			<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	NP	ANE
<i>Bactris setosa</i> (Mart.)	NP	ZOO	Malvaceae		
<i>Euterpe edulis</i> (Mart.)	NP	ZOO	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cavanilles A. Robyns)	NP	ANE
Asteraceae			Magnoliaceae		
<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) (H. Rob.)	P	ANE	<i>Magnolia ovata</i> (A.St.-Hil.) Spreng.)	NP	ZOO
Bignoniaceae			Meliaceae		
<i>Jacaranda micranta</i> Cham.	NP	ANE	<i>Guarea macrophylla</i> (Vahl.)	NP	ZOO
<i>Tabebuia cassinoides</i> (Lam.) DC.	P	ANE	<i>Trichilia silvatica</i> (C.DC.)	NP	ZOO
Caricaceae			<i>Trichilia pallens</i> (C. DC.)	NP	ZOO
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	P	ZOO	Melastomataceae		
Chrysobalanaceae			<i>Miconia latecrenata</i> (DC. Naudin)	P	ZOO
<i>Licania hoehnei</i> Pilg.	NP	ZOO	<i>Miconia</i> sp.	P	ZOO
<i>Licania</i> sp.	NP	ZOO	<i>Tibouchina estrellensis</i> (Raddi Cogn.)	P	ZOO
Euphorbiaceae			Myristicaceae		
<i>Alchornea glandulosa</i> (Poepp. & Endl.)	P	ZOO	<i>Virola oleífera</i> (Schott ex Spreng.) Warb.)	NP	ZOO

Family - Species	SC	SD	Family - Species	SC	SD
<i>Hyeronima alchorneoides</i> (Allemão)	NP	ZOO	Monimiaceae		
Fabaceae			<i>Mollinedia uleana</i> Perkins	NP	ZOO
<i>Albizia</i> sp.	NP	ZOO	Moraceae		
<i>Dahlstedtia pinatta</i> (Benth.) (Malme)			<i>Ficus enormis</i> ((Miq.) Miq.)	NP	ZOO
<i>Holocalyx balansae</i> (Micheli)	NP	ZOO	Myrtaceae		
<i>Hymenaea</i> sp.			<i>Calythranthes grandiflora</i> (O. Berg)	NP	ZOO
<i>Inga edwallii</i> (Harms) (T.D.Penn.)	NP	ZOO	<i>Calythranthes lucida</i> (Mart. ex DC.)	NP	ZOO
<i>Campomanesia xantocarpa</i> (Mart.) (O.Berg)	NP	ZOO	<i>Psychotria mapoureoides</i> (DC.)	NP	ZOO
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	NP	ZOO	<i>Rudgea</i> sp.	NP	ZOO
<i>Eugenia cf. multicostata</i> (D.Legrand)	NP	ZOO	Rutaceae		
<i>Eugenia</i> sp. 1	NP	ZOO	<i>Conchocarpus fontanesianus</i> ((A. St.-Hil.) Kallunki & Pirani	NP	ZOO
<i>Eugenia</i> sp. 2	NP	ZOO	<i>Pilocarpus</i> sp.)	NP	ZOO
<i>Gomidesia</i> sp. 1	NP	ZOO	Sapindaceae		
<i>Gomidesia</i> sp. 2	NP	ZOO	<i>Allophyllus edulis</i> (A.St.-Hil., A.Juss.&Cambess.Hieron. ex Niederl.)	NP	ZOO
<i>Marlierea parviflora</i> (O.Berg)	NP	ZOO	<i>Cupania oblongifolia</i> (Mart.)	NP	ZOO
<i>Myrcia cf. pubipetala</i> (Miq.)	NP	ZOO	Sapotaceae		
<i>Myrcia richardiana</i> (O.Berg) Kiaersk.	NP	ZOO	<i>Chrysophyllum inornatum</i> Mart.	NP	ZOO
<i>Myrcia rostrata</i> (Sw.)(DC.)	NP	ZOO	<i>Ecclinusa ramiflora</i> (Mart.)	NP	ZOO
<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.)	NP	ZOO	<i>Pouteria</i> sp.	NP	ZOO
Nyctaginaceae			Solanaceae		
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) (Reitz)	NP	ZOO	<i>Solanum argenteum</i> (Dunal)	P	ZOO
Piperaceae			<i>Solanum pseudoquina</i> (A.St.-Hil.)	P	ZOO
<i>Piper miquelianum</i> (C.DC.0	NP	ZOO	Symplocaceae		
<i>Piper</i> sp.	NP	ZOO	<i>Symplocos celastrinea</i> (Mart.)	NP	ZOO
Rubiaceae			Urticaceae		
<i>Alibertia myrcifolia</i> (K.Schum.) (C.H.Perss. & Delprete)	NP	ZOO	<i>Urera bacifera</i> ((L.) Gaudich. ex Wedd.)	P	ZOO
<i>Coussarea contracta</i> ((Walp.) Müll.)	NP	ZOO			

Categorization in Successional Classification (CS): P=pionner, NP= non-pioneer; and Dispersal Syndrome (DS): ANE=anemochoric, ZOO= zoochoric.

Source: Elaborated by the authors (2021).

As in the present study, Davison (2009) compared an understory forest with a clearing in an area of Atlantic Forest and found that in both areas the family that stood out as predominant was Myrtaceae, with representatives *Calythranthes lucida* and *Calythranthes brasiliensis*.

Furthermore, the families Euphorbiaceae and Sapindaceae were found in both strata and

are frequent in disturbed areas and on forest edges (PASTORIO, 2018). *Nectandra* sp. and *Eugenia* sp., with 4 species each, and *Myrcia* sp. with 3 species, got highlighted as well, being genera with high species richness for slope forests of the Atlantic Forest, as elucidated by Oliveira-Filho and Fontes (2000) in their studies.

Seventeen pioneers (24%) and fifty-five non-pioneers (76%) were sampled. Among the pioneers are: *Piptadenia gonoacantha*, *Solanum argentum*, *Schizolobium parahyba*, *Vernonia discolor* and *Miconia spp.* The proportionally low number of pioneer species (compared to non-pioneers) is an expected characteristic for a mountainous relief region. Studies by Tabarelli and Mantovani (1999) highlight that this situation is due to the lower incidence of light.

Regarding the Dispersion Syndrome in the samples, 61 of the species (84.7%) are zoochoric, including: *Euterpe edulis*, *Eugenia sp.*, *Myrcia sp.*, *Nectandra sp.*, *Miconia sp.* and *Allophylus edulis*. As for anemochoric species, 11 species (15.3%) were found, of which the following stood out: *Schizolobium parahyba*, *Piptadenia gonoacantha* and *Vernonia discolor*, which are pioneer species, being important in the occupation and regeneration of open areas, where the fauna is sparse.

These results indicate a regeneration in medium/advanced stage, with a predominance of non-pioneer and zoochoric species. Species with a low number of individuals and low regeneration in the clearing were observed, indicating a tendency to replacement in a future process of ecological succession. Therefore, the need for monitoring and new studies focused on the restoration of the area is highlighted.

Conclusion

According to the status of seedlings, the clearing is undergoing a process of natural regeneration provided by the fragment in its surroundings, but this occurs with low diversity, since only 22.2% of the sampled species were found in the area of the clearing and the remaining 77.8% were in the interior of the adjacent forest.

The low richness is due to the presence of invasive species, such as *Melinis minutiflora*. Hence, the management of invaders is

essential for the propagules of native species in the adjacent forest to succeed and establish themselves, helping in the natural regeneration and consequent recovery of the area. Therefore, for the regeneration process of the clearing to occur at a great rate, human intervention is needed in the management of invasive species.

References

- ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental da Mata Atlântica** [online]. 3rd ed. rev. and enl. Ilhéus, BA: Editus, 200 p. 2016.
- BAZZAZ F. A.; PICKETT S. T. A. Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. **Annual review of ecology and systematics**, v. 11, p. 287-310, 1980.
- CHAMI, L. B.; ARAUJO, M. M.; LONGHI, S. J.; KIELSE, P.; DAL'COL, L. A. Mecanismos de regeneração natural em diferentes ambientes de remanescentes de Floresta Ombrófila Mista, São Francisco de Paula – RS. **Ciência Rural**, v. 41, p. 251-259, 2011.
- CALEGARI, L.; MARTINS, S. V.; BUSATO, L. C.; SILVA, E.; JUNIOR, R. C.; GLERIANI, J. M. Produção de mudas de espécies arbóreas nativas em viveiro via resgate de plantas jovens, **Revista Árvore**, v. 35, p. 41-50, 2011.
- CARMONA, R. Problemática e manejo de bancos de sementes de invasoras em solos agrícolas. **Planta Daninha**, v. 10, n. 1/2, 1992.
- CARPANEZZI, A. A.; COSTA, L. D.; KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C. D. A. Espécies pioneiras para recuperação de áreas degradadas: a observação de laboratórios naturais, **Congresso Florestal Brasileiro**, v. 6, p. 216-221, 1992.
- CARVALHO, L. M. T.; FONTES, M. A. L.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Tree species distribution

in canopy gaps and mature forest in an area of cloud forest of the Ibitipoca Range, South-eastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 149, p. 9-22, 2000.

CHAMI, L. B.; ARAÚJO, M. M.; LONGLI, S. J.; KIELSE, P. Mecanismos de regeneração natural em diferentes ambientes de remanescente de Floresta Ombrófila Mista, São Francisco de Paula, RS. **Ciência Rural** [online]. v. 41, n. 2. 2011.

DAVISON, C. P. **Estrutura de clareiras e a presença de bambus em um fragmento de Floresta Atlântica, SP, Brasil**. 98p. Dissertação de Mestrado, Instituto de Botânica, São Paulo. 98p. 2009.

FENNER, M. K.; FENNER, M.; THOMPSON, K. Soil seed banks, In: FENNER M. K., THOMPSON K. **The ecology of seeds**, Cambridge University Press, New York – US, v. 2, 264 p., 2005.

FERRI, M. G., MENEZES, N. L., MONTEIRO, W. R. **Glossário ilustrado de botânica**. NBL Editora, São Paulo, 203 p., 1981.

FUNCATE. Fundação de Ciência, Aplicações e Tecnologia Espaciais (São José dos Campos, SP) (2001). **Geoprocessamento**. 4 fotografias aéreas. Escala 1:8000. 2001.

GOUVEIA SOUZA D. C. R. G. Flooding in the São Sebastião region, northern coast of São Paulo state, Brazil. Anais - **Acadêmia Brasileira de Ciências**, v. 70, p. 353-366, 1998.

HARPER, J. L. Self-keeping of plant populations, In: HARPER J. L. **Population biology of plants**. Lightning source, United States, 924 p., 1977.

HOFFMANN, W. A.; LUCATELLI, V. M.; SILVA, F. J.; AZEVEDO, I. N.; MARINHO, M. D. S.; ALBURQUERQUE, A. M. S.; MOREIRA, S. P. Impact of the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savanna-forest ecotone in Brazilian Cerrado. **Diversity and Distributions**, v. 10, p. 99-103, 2004.

HOFFMANN, W. A.; HARIDASAN, M. The invasive grass *Melinis minutiflora* inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. **Austral Ecology**, v. 33, p. 29-36, 2008.

LAURANCE, W. F. Habitat destruction: death by a Thousand cuts. **Conservation biology for all**, v. 1, p. 73-88, 2010.

LAURENT, L.; MARELL, A.; KORBOULEWSKY, N.; SAÏD, S.; BALANDIER, P. How does disturbance affect the intensity and importance of plant competition along resource gradients? **Forest Ecology and management**, v. 391, p. 239-245, 2017.

LECK, M. A.; PARKER, V. T.; SIMPSON, R. L. Seed banks: general concepts and methodological issues, In: LECK, M. A. **Ecology of soil seed banks**, 1, Academic Press, San Diego, 484p., 1989.

LORENZI H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. Instituto Plantarum de Estudos da Flora Ltda, Nova Odessa, 384 p., 2008.

MAMEDE, M. C. H.; CORDEIRO, I.; ROSSI, L. Flora vascular da Serra da Juréia, município de Iguape – São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Botânica**, v. 15, p. 63-124, 2001.

MARTÍNEZ, R. M. **Patrones, procesos y mecanismos en la comunidad de plántulas de una selva húmeda neotropical**. 1991. Tese de doutorado, UACPyP-CCH Centro de Ecología Universidad Nacional Autónoma de México, México DF. 98 p., 1991.

MARTINI, A. M. Z.; FIASCHI, P.; AMORIM, A. M.; PAIXÃO, J. L. A hot-point within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, p. 3111-3128, 2007.

MARTINS, S. V. Os processos e estágios sucessionais da Mata Atlântica como referência para restauração florestal, In: MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Editora UFV, Universidade Federal de Viçosa, v. 2, 376p. 2015.

MELO, F. P. L.; AGUIAR NETO, A. V.; SIMABUKURU, E. A.; TABARELLI, M. Recrutamento e estabelecimento de plântulas. In: FERREIRA, A. G.; BORGHETTI, F. **Germinação: do básico ao aplicado**, Artmed, São Paulo, p. 237-250, 2004.

MORESSI, M.; PADOVAN, M. P.; PEREIRA, Z. V. Banco de sementes como indicador de restauração em sistemas agroflorestais multiestratificados no sudoeste de Mato Grosso do sul. **Revista Árvore**, v. 38, p. 1073-1083, 2014.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A.; KENT, J. Biodiversity Hotspots for conservation priorities, **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil, and the influence of climate, **Biotropica**, v. 32, p.793-810, 2000.

OLIVEIRA, R. D. J. **Dinâmica de plântulas e estrutura de Mata Atlântica secundária de encosta Peruíbe – SP**. 1999. Dissertação de mestrado, Instituto de Biociências Universidade de São Paulo, São Paulo.125p., 1999.

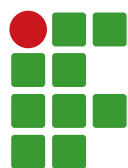
PASTORIO, F.; BLOEMER, H.; GASPER, A. D. Floristic and structural composition of natural regeneration in a subtropical atlantic forest, **Floresta e Ambiente**, v. 25, p. 1-11, 2018.

PIVELLO, V. R.; SHIDA, C. N.; MEIRELLES, S. T. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. **Biodiversity & Conservation**, v. 8, p. 1281-1294, 1999.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma Floresta Atlântica Montana. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, p. 251-261, 1999.

TURCHETTO, F. **Potencial do banco de plântulas como estratégia para restauração florestal no extremo sul do Bioma Mata Atlântica**. 2015. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul. 138p., 2015.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 124 p. 1991.



Environmental management in a kennel: assessment and reduction of the environmental impacts

Carolainy Silva Brito¹, Eduarda Oliveira Reis²

¹ IFSULDEMINAS – Campus Inconfidentes. Discente do curso de Tecnologia em Gestão Ambiental. carolainy.silva@alunos.ifsuldeminas.edu.br

² IFSULDEMINAS – Campus Inconfidentes. Docente. eduarda.reis@ifsuldeminas.edu.br

Received in: July 09, 2021 | Accepted in: November 24, 2021

Abstract

The abandonment of domestic animals in public places is a severe socio-environmental problem, hence municipal kennels are essential to the management of these animals. However, many kennels do not have an effective environmental management system, as they have limited financial and human resources. Thus, this work aimed to identify the environmental aspects and impacts of a kennel located in the south of Minas Gerais (Brazil) and also to propose low-cost solutions for reducing significant environmental impacts. The significant environmental impacts of the kennel are water and soil pollution, resulting from wastewater generation, besides animal feces and unused and expired medicines disposal. Therefore, it was proposed the construction of a septic tank followed by an anaerobic filter and a biodigester, and also the correct disposal of the pharmaceuticals. Finally, the kennel is essential to the zoonoses control in the locality.

Keywords: Zoonoses. Septic Tank. Anaerobic Filter. Biodigester. ABNT NBR ISO 14001:2015.

Introduction

The abandonment of domestic animals in public places is an important social-environmental problem. It usually occurs due to irresponsible human attitudes, often because of the lack of knowledge of the fundamentals of responsible custody, which consists of veterinary treatment, adequate food and shelter supply (LIMA; LUNA, 2012). The abandonment of domestic animals is an environmental crime according to the Brazilian legislation, which characterizes this practice as mistreatment (BRASIL, 1988).

The presence of ownerless domestic animals on public roads is responsible for many problems for the citizens, as sanitation problems, traffic accidents, and zoonoses, such as leishmaniasis, rabies, ehrlichiosis, babesiosis, among others (LIMA; LUNA, 2012). Thus, the government should be responsible for the management of these animals in order to reduce the negative impacts on the environment and human health. Some municipalities have municipal kennels or Zoonoses Control Centers and Animal Welfare. These places are essential to promote educational

activities and adoption events, and also to provide veterinary assistance (IBGE, 2010). However, in the absence of government commitment, kennels are managed by not-for-profit organizations, which relies on private donation and volunteer work to take care of the animals.

The kennels provide an important service to the environment and public health because they reduce the occurrence of zoonoses (BARROSO *et al.* 2020). However, the kennels can also be responsible for negative environmental impacts, such as the contamination of soil and water due to incorrect disposal of solid waste and wastewater. Therefore, kennels should set up an effective environmental management system to improve their environmental performance.

Environmental management systems are important tools to promote continuous improvement and approach to environmental concerns, because they include the implementation of environmental impacts monitoring and control and also preventive and corrective actions, by investing in financial resources and infrastructure (INOUE *et al.*,

2013; SOUZA, 2020). Most kennels managed by not-for-profit organizations have difficulties in their environmental management, as volunteers and financial resources are scarce. The financial resources collected from private donations are mainly utilized in the animal's care.

Given this context, this work aimed to identify the environmental aspects and impacts of a kennel located in the south of Minas Gerais (Brazil). Additionally, it aimed to propose low-cost solutions for reducing significant environmental impacts, aiming to contribute to the environment and human health, besides the welfare of animals.

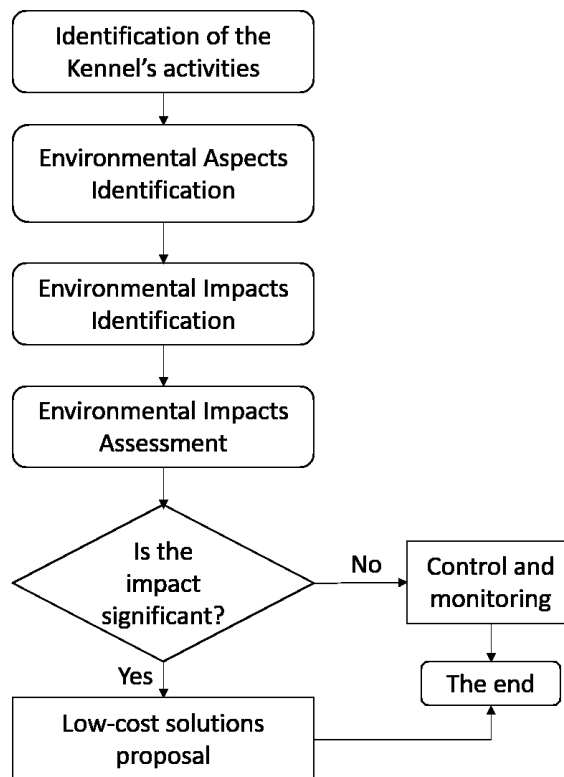
Material and methods

The studied kennel is located in the south of Minas Gerais. It consists of an area provided by the city hall and located away from the urban center, where eight dog stalls were built. Currently, there are 30 dogs in the kennel. The place does not have electrical power and it is supplied by groundwater. The kennel management is carried out by volunteers and it is funded by private donations. The maintenance activities occur once a day and they consist in feeding the animals and cleaning the stalls. Additionally, if necessary, prescribed pharmaceuticals are administered. The kennel does not have veterinary assistance, and the animals are taken to veterinary clinics for assistance on demand.

The proposed methodology of this work is summarized in the flowchart presented in Figure 1.

First, it was necessary to identify the maintenance activities of the kennel in which the environmental aspects and impacts were identified and assessed. For each activity, the authors identified the environmental aspects and, based on them, the impacts were assessed. The methodology for the assessment of the environmental impacts was adapted from Seiffert

Figure 1 – Methodology flowchart.



Source: Prepared by the authors (2021).

(2017) and is briefly described in the following. All environmental impacts were classified according to the scenario, incidence, class, consequence and frequency. The description of the criteria is shown in Table 1.

Regarding the consequence, Table 2 presents the criteria for the assessment of the environmental impacts according to scope (Local/Regional/Global) and severity (Low/Medium/High). The classification as low and high severity is related to environmental impacts with negligible potential magnitude and high magnitude, respectively. Environmental impacts which are not classified into these categories were classified as medium severity. A specific score was assigned according to both these parameters, as shown in Table 2.

Regarding the frequency, Table 3 shows the description and values assigned to each of the categories (Low/Medium/High).

Table 1 – Description of the criteria used to assess the environmental impacts.

Criterion	Description
Scenario	Normal (N): related to daily routine; Not normal (Nn): related non-routine activities; Emergency (E): related to unplanned situations.
Incidence Class	Controlled by the organization (SC); Influenced by the organization (SI). Positive (P) and Negative (N) impacts.
Consequence	Classification based on the impact's scope and severity.
Frequency	Low (less than once a month); Average (more than once a month); High (daily).

Source: Seiffert (2017).

Table 2 – Classification of the environmental impacts according to the scope and severity.

Scope/Severity	Local	Regional	Global
Low	20	25	30
Medium	40	45	50
High	60	65	70

Source: Seiffert (2017).

Table 3 – Classification of the environmental impacts according to the frequency

Frequency	Description	Score
Low	The aspect occurs less than once a month.	10
Medium	The aspect occurs more than once a month.	20
High	The aspect occurs daily.	30

Source: Adapted from Seiffert (2017).

Table 4 - Classification of the environmental impacts according to the sum of the scores obtained in the consequence and frequency categories.

Classification	Score
Negligible (N)	Total Score \leq 50
Moderate (M)	50 < Total Score < 70
Critical (C)	Total Score \geq 70

Source: Adapted from Seiffert (2017).

Furthermore, the impacts were classified according to the sum of the scores from the previous categories, as shown in Table 4.

Finally, the environmental impacts were assessed according to their significance. Negligible environmental impacts were classified as not significant, as well as critical impacts were considered significant. Moderate environmental impacts were classified as significant if they are related to a legal requirement. Thus, federal and Minas Gerais' legislation was consulted. Municipal legislation was not considered in this

work. For the significant environmental impacts, low-cost solutions were proposed to reduce those impacts, given the financial resource limitations of the kennels.

Results and discussion

Table 5 shows the identification of the environmental aspects and the classification of the impacts, according to the criteria: scenario (SCE), incidence (INC), class, consequence (CONS), and frequency (FREQ).

Table 5 – Identification of the environmental aspects and classification of the impacts resulting from the kennels’ activities.

Activity	Aspects	Impacts	SCE	INC	CLASS	CONS	FREQ	Classification	Significance
Stalls cleaning	Water consumption	Use of non-renewable/scarce natural resources	N	SC	N	Low/Local (20)	High (30)	Negligible	Not significant
	Wastewater generation	Water and soil pollution	N	SC	N	Medium/Regional (40)	High (30)	Critical	Significant
	Use of cleaning products	Use of non-renewable/scarce natural resources	N	SC	N	Low/Local (20)	High (30)	Negligible	Not significant
	Packaging generation	Reduction of landfills life-expectancy	N	SC	N	Low/Local (20)	Medium (20)	Negligible	Not significant
	Animal feces production	Soil pollution	N	SC	N	Medium/Regional (40)	High (30)	Critical	Significant
	Animal feces production	Water pollution	N	SC	N	Medium/Regional (40)	High (30)	Critical	Significant
	Animal feces production	Diseases spread	N	SC	N	High/Regional (65)	High (30)	Critical	Significant
Dogs feeding	Dog food consumption	Use of non-renewable/scarce natural resources	N	SC	N	Low/Local (20)	High (30)	Negligible	Not significant
	Dog food waste and packaging generation	Water and soil pollution	Nn	SC	N	Low/Local (20)	Low (20)	Negligible	Not significant
Veterinary assistance	Medicines consumption	Use of non-renewable/scarce natural resources	N	SC	N	Low/Local (20)	Medium (20)	Negligible	Not significant
	Veterinary assistance	Diseases spread reduction	N	SC	P	High/Regional (65)	Medium (20)	Critical	Significant
	Medicines packaging generation/expired or unused medicines disposal	Water and soil pollution	N	SC	N	Medium/Regional (40)	Medium (20)	Moderate	Significant
	Carcass disposal	Water and soil pollution	Nn	SC	N	Medium/Regional (40)	Low (10)	Negligible	Not significant

Source: Prepared by the authors.

Regarding the stall cleaning, the following environmental aspects were identified: water consumption, wastewater generation, use of cleaning products, packaging generation, and animal feces production. The environmental impact resulting from water consumption is the use of natural resources and it was classified as not significant. Although the cleaning of the stalls occurs daily, the amount of water used in this activity is approximately the average daily human consumption (about 200 liters per inhabitant/day, in medium-sized cities) (SPERLING, 2005).

The aspects 'use of cleaning products' and 'packaging generation' were also classified as not significant, as the kennel uses the same type and number of products (soap and chlorine) used on household cleaning. Additionally, the aspect 'dog food packaging generation' was classified as not significant because this waste is classified as non-hazardous (ABNT, 2004), hence, it should be destined for recycling. The kennel must control and monitor these not significant impacts.

Another environmental aspect related to the cleaning of the stalls is the wastewater generation, which can provoke soil and water pollution. The discharge of wastewater is one of

the main water pollution sources and wastewater treatment is essential to reduce its environmental impacts. The protection of water resources is a global concern and a sustainable development goal (CAMPOS *et al.*, 2020).

The kennel's wastewater is composed of animal feces and urine, and dog food residues. In addition, the kennel's wastewater contains cleaning products used in the maintenance of the stall. Souza (2015) analyzed the wastewater of the Parque Francisco de Assis (PFA) kennel, which is located in the urban area of Lavras (Minas Gerais). Table 6 shows the average values of the measured parameters and provides a comparison with Minas Gerais legislation.

According to Table 6, as expected, the wastewater measured parameters are not in accordance with the Minas Gerais legislation. A low-cost alternative for wastewater treatment is a septic tank followed by an anaerobic filter. The septic tank (FIGURE 2) is responsible for removing floatable materials. The sludge volume deposited at the bottom of the tank is continuously reduced by anaerobic digestion. The anaerobic filter (FIGURE 3) is responsible for removing BOD since the microorganisms

Table 6 – PFA kennel wastewater characterization (SOUZA, 2015) and comparison with Minas Gerais current legislation.

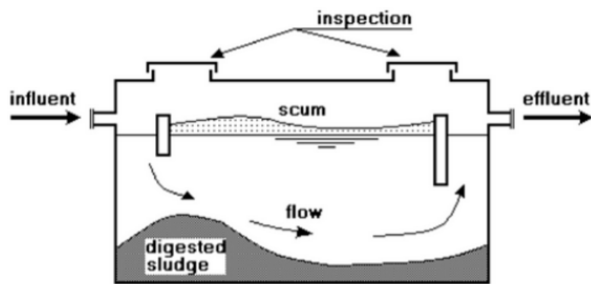
Parameters	PFA Wastewater 2	Legislation ¹
BOD (mg/L)	189	< 60 mg/L
COD (mg/L)	612	< 180 mg/L
pH	7,2	6 - 9
Total Solids (mg)	926	-
Suspended Solids (mg)	313	< 100 mg/L
Nitrogen (mg/L)	165	-
Phosphorus (mg/L)	92	-
Total coliforms (MPN 100/mL)	2,06x10 ¹²	-
Thermotolerant coliforms (MPN 100/mL)	1,73 x 10 ¹²	-

¹ Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1, de 5 de maio de 2008 (Minas Gerais, 2008); 2(SOUZA, 2015). Abbreviations: BOD (Biochemical Oxygen Demand); COD (Chemical Oxygen Demand); pH (Hydrogenic Potential); NMP (Most Probable Number).

Source: Prepared by the authors (2021).

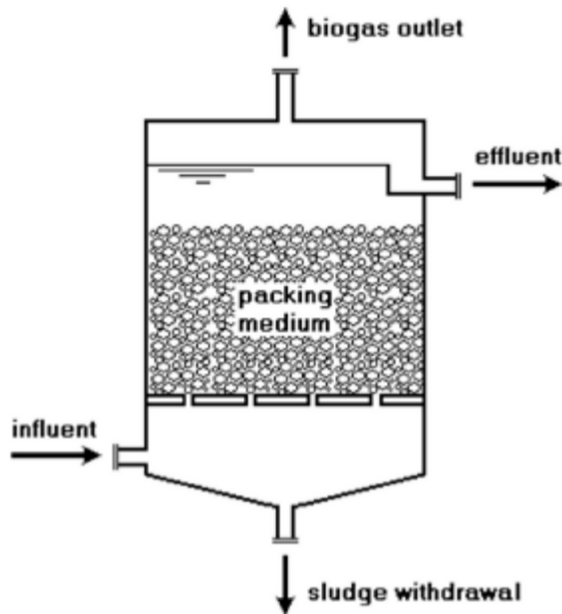
attached to the support material degrade the substrate contained in the sewage flow (SOUZA, 2015; SPERLING, 2005).

Figure 2 – Schematic representation of a single-chamber septic tank.



Source: Adapted from Sperling (2005).

Figure 3 – Schematic representation of an upflow anaerobic filter



Source: Adapted from Chernicharo (2001).

Compared to aerobic technologies, the proposed treatment system is less efficient. Despite that, this system has been widely used in small rural communities, due to its low construction and operation costs. Furthermore, the sludge production is low and the system achieves good sludge stabilization, which eliminates the need for sludge treatment units.

Like other anaerobic systems, operational control is essential to avoid bad smells (SPERLING, 2005). The constructive simplicity and low operational costs were the main parameters to choose this treatment system due to the limited financial and human resources of the studied kennel. The use of cleaning products, especially composed of chlorine, could jeopardize the performance of the biological treatment system, therefore, it is necessary to further investigate this scenario.

The daily production of feces is about 40 liters. Currently, the feces are directly disposed on the soil. Besides soil pollution, the incorrect disposal of feces can be responsible for disease spread. As the feces production occurs daily, the resulting impact water and soil pollution was classified as high frequency, regional scope and, medium severity, and the impact disease spread was classified as high frequency, regional scope, and high severity since the diseases spread might be irreversible.

Visceral leishmaniasis, for example, is considered by the World Health Organization (WHO) as one of the five diseases that have been neglected, besides its priority for elimination. Ten countries were responsible for 95 % of cases in the world in 2018, including Brazil, which is responsible for 96 % of cases in the American continent (WHO, 2020; PAHO, 2018). Visceral leishmaniasis is a concerning disease, caused by a protozoa parasite of the *Leishmania* genus. In urban areas, domestic dogs are the main reservoir. The main vector of visceral leishmaniasis is the phlebotomine sandfly, also known in Brazil as “mosquito palha”, “tatuquiras”, “birigui”, among others. Sandflies require a humid microclimate in order for their eggs to develop and larvae need a cool, moist habitat with decaying debris, such as the cells where the feces are currently disposed of (BRASIL, 2006).

The incorrect disposal of animal waste has been an environmental problem due to soil

and water pollution (LIMA; LUNA, 2012). The implementation of a biodigester system could be a low-cost alternative for the correct disposal of the dog's waste, preventing soil and water contamination (OLIVEIRA; PROENÇA, 2021).

A biodigester system is composed of an inlet box – where the substrate is deposited and the biogas is produced – and of an outlet box for the gas and the biofertilizer (PINTO, 2008). The airtight structure ensures that the biogas released from the organic matter digestion is stored and, also, provides an anaerobic atmosphere, preventing the oxygen to enter the system (OLIVEIRA; PROENÇA, 2021). Thus, the biodigester is fed with organic matter, such as animal feces, and it is decomposed by micro-organisms to produce biogas and other material that is mainly used as fertilizer (SALES FILHO, 2014).

Therefore, biodigester is an alternative for the correct disposal of animal waste in the kennel, preventing soil and water pollution and disease spread. Besides low construction and operational cost, other advantages of the biodigester are its operational simplicity, the removal efficiency of pollutants, organic matter, and pathogens, long useful life, and it is possible to control the bad smells (ANGONESE *et al.*, 2007; JORGE, 2004).

The environmental aspects '*medicines packaging generation and expired or unused medicines disposal*' were classified as moderate. However, the resulting environmental impact was classified as significant because there is federal legislation about the subject. Thus, control measures are necessary to reduce the possible environmental impacts.

Currently, there is no usual procedure in the kennel for the correct disposal of unused and expired medicines, as well as their packaging. Pharmaceuticals can be responsible for adverse effects to the environment depending on their composition and then they should be correctly disposed of to avoid environmental and human

health risks, and the pollution of water and soil compartments (SILVA, LEÃO, 2019).

The Federal Decree No. 10,388 (2020) points out the need for a reverse logistic system in Brazil for the unused and expired medicines, as well as their packaging, and establishes that municipalities with a population of 100,000 inhabitants or more must have medicine collection points in their drugstores. After collection, distributors are responsible for transporting the waste to a temporary storage location. Finally, manufacturers and importers are responsible for transporting the waste to the environmentally suitable destination, that is, incineration, co-processing, or class I landfill. Also, according to the decree, the person responsible for returning expired or unused medicines to collection points is the consumer, which implies that kennel volunteers should return the unused medicines to the nearest collection point (BRASIL, 2020). The Decree does not include veterinary medicines. However, most of the pharmaceuticals used in veterinary treatment are also human medicines. Thus, this simple procedure would already reduce the possible environmental impacts resulting from the incorrect disposal of medicines.

Finally, it is noteworthy that the kennel provides an important environmental service by controlling the diseases spread, such as leishmaniasis, distemper, and rabies, which can cause severe social and public health problems. Therefore, zoonose control in the kennel is essential to avoid the spread of these diseases to other animals and humans and it occurs by means of animal's basic care, such as veterinary assistance, and dog feeding. Additionally, annual animal vaccination is essential for zoonose control. Currently, the dogs get rabies and V10 vaccines, which protect them from distemper, parvovirus, coronavirus, adenovirus, parainfluenza, canine infectious hepatitis, and 4 types of leptospirosis (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2016). The dog's health is also observed daily (MINISTÉRIO DA

SAÚDE, 2016). The cleaning of the kennel is also essential for preventing disease spread. Cleaning and disinfection must occur periodically. The studied kennel is cleaned daily.

From a biocentric point of view, the kennel is essential to provide a better quality of life to ownerless animals. Many rescue dogs live on the streets, where they can be run over or mistreated victims. The kennel provides food and potable water, shelter, and veterinary assistance. Additionally, these animals have the possibility of being adopted by responsible tutors in the adoption events.

Conclusion

This work identified and assessed the environmental aspects and impacts of a kennel located in the south of Minas Gerais. The cleaning of the stalls and veterinary assistance activities were responsible for the significant environmental impacts, which are related to the aspects: wastewater generation, animal feces production, and unused and expired medicines disposal. These environmental aspects can be responsible for water and soil pollution, besides diseases spread. At the same time, the kennel provides an important environmental service by means of the animal's health care, which reduces the zoonoses spread. In order to reduce the environmental impacts, it was proposed the construction of a septic tank followed by an anaerobic filter for wastewater treatment, and a biodigester for animal feces disposal. The unused and expired medicines, as well as their packaging, should be returned to the closest collection point at drugstores, according to the federal decree.

References

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 14001: Sistemas de Gestão Ambiental: especificação e diretrizes para uso.** Rio de Janeiro, 2015.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 10004: Resíduos sólidos – Classificação.** Rio de Janeiro, 2004.
- ANGONESE, A. R.; CAMPOS, A. T.; WELTER, R. A. Potencial de redução de emissão de equivalente de carbono de uma unidade suinícola com biodigester. **Engenharia Agrícola**, v. 27, n. 3, p. 648-657, 2007.
- BARROSO, J. E. M.; SILVA, A. V.; BARROSO, M. C. M.; SILVA, G. C.; SILVA, L. A. Controle Populacional de cães. **Humanidades e tecnologia (FINON)**, v. 19, n. 1, p. 20-34, 2020.
- BRASIL. **Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF, 2015.
- BRASIL. **Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998.** Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, Cap. V, Seção I, Art. 32º, 1998.
- BRASIL. **Lei nº 10.388, de 5 de junho de 2020.** Regulamenta o § 1º do caput do art. 33 da Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, e institui o sistema de logística reversa de medicamentos domiciliares vencidos ou em desuso, de uso humano, industrializados e manipulados, e de suas embalagens após o descarte pelos consumidores. Diário Oficial da União, Brasília, DF, Cap. I, art. 3º, 2020.
- BRASIL. **Manual de vigilância e controle da leishmaniose visceral / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Departamento de Vigilância Epidemiológica.** – Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2006.

CAMPOS, J.; SANTOS, V.; SILVA, L.; SOUSA, A.; SILVA, F.; COSTA, M. Fossa biodigestora econômica e sustentável para agricultura familiar. **Cadernos de Agroecologia**. Sergipe, v. 15, n. 02, 2020.

CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios**. Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP, 2001.

CORTEZ, L. A. B.; SILVA, A.; LUCAS JÚNIOR, J.; JORDAN, R. A.; CASTRO, L.R. **Biodigestão de Efluentes**. Campinas: Editora da UNICAMP, 2008.

SALES FILHO, I. O. S. **Avaliação da Toxicidade e Remoção de Matéria Orgânica de Efluente de Biodigestor de Resíduos Sólidos Orgânicos Tratado em Wetlands**. Dissertação (Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Pernambuco. Caruaru, 2014.

IBGE. **Censo demográfico**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/22827-censo-2020-censo4.html>. Acesso em: 14 jun. 2021, v. 3, 2010.

INOUE, E.; ARIMURA, T.; NAKANO, M. A new insight into environmental innovation: Does the maturity of environmental management systems matter? **Ecological Economics**. v. 94, p. 156-163, 2013.

JORGE, L. C. **Estudo de viabilidade de implantação de biodigestores anaeróbios no município de Paty de Alferes – RJ, uma contribuição para minimizar a degradação na área rural**. Dissertação - Universidade Federal Fluminense. Niterói, 2004.

LIMA, A. F. M.; LUNA, S. P. L. Algumas causas e consequências da superpopulação canina e felina: acaso ou descaso? **Revista de Educação**

Continuada em Medicina Veterinária e Zootecnia do CRMV-SP. São Paulo, v. 10, n. 1, p. 32-38, 2012. Disponível em: <http://revistas.bvs-vet.org.br/recmvz/article/download/258/242>. Acesso em: 24 maio 2021.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Manual de Vigilância, Prevenção e Controle de Zoonoses**. Brasília, DF, 2016.

MINAS GERAIS – COPAM – Conselho de Política Ambiental; CERH – Conselho Estadual de Recursos Hídricos. **Deliberação Normativa Conjunta COPAM/Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais CERH-MG nº 01**, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

OLIVEIRA, C. S. A.; PROENÇA, M. B. Biodigestor com Controle Inteligente. **Caderno Progressus**, v. 1, n. 1, 2021.

Organização Mundial de Saúde - OMS. **Leishmaniose** [Internet]. Geneva: Organização Mundial de Saúde; 2020 [citado 2020 ago 6]. Disponível em: <https://www.who.int/en/newsroom/fact-sheets/detail/leishmaniasis>. Acesso em: 24 maio 2021.

Organização Pan-Americana de Saúde - OPAS. **Leishmanioses**: informe epidemiológico das Américas. Report n. 6. [Internet]. Brasília: Organização Pan-Americana de Saúde; 2018 [citado 2020 ago 6]. Disponível em: <https://www.paho.org/leishmaniasis>. Acesso em: 24 maio 2021.

PINTO, P. H. M. **Tratamento de manipueira de fecularia em biodigestor anaeróbio para disposição em corpo receptor, rede pública ou uso em fertirrigação**. Dissertação (Pós-Graduação

em Energia na Agricultura) – Universidade Estadual Paulista. Botucatu, 2008.

POSTIGO, M. D.; BRESSANE, A.; FRANCESCHINI, G.; CHAVES, M. R. M.; LONGO, R. M. Avaliação da eficiência de fossa séptica de baixo custo desenvolvida para o saneamento rural. **Engenharia Ambiental**. Espírito Santo do Pinhal, v. 14, n.1, p. 26, jun. 2017.

SEIFFERT, Mari Elizabete Bernardi. ISSO 14001 **Sistemas de gestão ambiental: implantação objetiva e econômica**. 5 ed. São Paulo: Atlas, 2017.

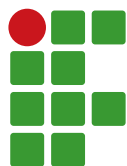
SILVA, A. P. R. F.; LEÃO, V. G. Descarte de medicamentos e seus impactos à saúde e meio ambiente. **Brazilian Journal of Surgery and Clinical Research – BJSCR**. v. 28, n. 4, p. 92-96, nov. 2019.

SILVA, F.P., BOTTON, J.P., SOUZA, S.N.M., HACHISUCA, A.M.M. Parâmetros Físicos-Químicos na operação de Biodigestores para Suinocultura. **Revista Tecnológica**. Maringá. p. 33-41, 2015.

SOUZA, A. R. **Avaliação da eficiência do sistema de tratamento de efluentes do Canil Parque Francisco de Assis em Lavras – MG**. 2015. Dissertação – Universidade Federal de Lavras. Lavras, 2015.

SOUZA, F. R. Sistema de gestão ambiental de acordo com NBR ISO 14001 em uma empresa de celulose e papel. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 7, p., 2020.

SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental: Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.



Phosphorus adsorption capacity in sandy textured soils with built fertility

Ademir Fontana¹, Marcos Gervasio Pereira², Jaqueline Jesus Santana dos Santos³,
Guilherme Kangussu Donagemma⁴, Otavio Augusto Queiroz dos Santos⁵

¹ Embrapa Soils, Researcher. ademir.fontana@embrapa.br

² Rural Federal University of Rio de Janeiro. Professor. mgervasiopereira01@gmail.com

³ jaqueline_jjss@hotmail.com

⁴ Embrapa Soils. Researcher. guilherme.donagemma@embrapa.br

⁵ Rural Federal University of Rio de Janeiro. Graduate Student. otavioqueiroz7@hotmail.com

Received in: July 22, 2021 | Accepted in: November 24, 2021

Abstract

The specific adsorption of phosphorus in minerals from the clay fraction of the soil, such as Fe and Al oxyhydroxides, is responsible for the decrease in the availability of this element for plants. In Brazil, this condition is studied substantially in medium to very clayey textured soils, whose adsorption activity is expressive. The aim of this study was to evaluate the maximum phosphorus adsorption capacity (CMAP) in sandy-textured soils with fertility built in the Cerrado biome. Areas with representative soils were selected in the cities Luís Eduardo Magalhães (LEM / BA) and Guaraí (TO), with the following vegetation cover: a) LEM: natural vegetation and cotton; b) Guaraí: natural vegetation and soybean. Soil samples were collected in the 0-20 cm and 60-80 cm layers, in which chemical and physical analyzes were performed periodically, as well as analyzes related to phosphorus adsorption such as Prem and CMAP and PESN. Prem contents are higher in the 0-20 cm layer for the LEM region. The CMAP is not very expressive in the soils of the two studied regions, with the Guaraí soils having higher relative adsorption potential due to the higher values of the CMAP/clay ratio.

Keywords: Phosphate retention. Prem. CMAP. Sandy soils.

Introduction

The expansion of Brazilian agriculture has been taking place preferentially in areas that present a favorable terrain for cultivation operations, low cost per unit of area and in regions with established agriculture. There are soils with the textural classes as sandy, loamy sandy and sandy loam, which are called “light textured soils” (DONAGEMMA *et al.*, 2016) or simply “sandy soils” (HUANG; HARTEMINK, 2020).

With these characteristics, the most expressive soil classes are the *Neossolos Quartzarênicos*, *Latossolos Vermelhos*, *Amarelos* and *Vermelho-Amarelos psamíticos e Argissolos Vermelho-Amarelos* and *Amarelos* with a sandy/medium texture (DONAGEMMA *et al.*, 2016). The greatest occurrence of these soils is verified in the west of Bahia, north and northeast of Tocantins, northwest of Minas Gerais, southwest of Goiás, northeast of Pará, northwest of Paraná,

Center-south of Rio Grande do Sul, west of São Paulo and several regions of Mato Grosso and Mato Grosso do Sul. These soils can be listed as main limitations to cultivation the low levels of organic matter, the poor stability of aggregates, and especially the low capacity of water retention, retention and availability of nutrients. On the other hand, the low buffering capacity favors corrections by fertilizers and correctives, mainly phosphorus (P), since it is unavailable for crops in tropical soils.

From this point of view, aiming to evaluate the availability of P as a function of specific adsorption, fixation or precipitation, the studies focus on the evaluation of the remaining phosphorus (Prem), which is used in the evaluation of the buffer capacity of the soil in relation to P, S and Zn. This analysis assesses the availability and affinity of P after a soil sample is subjected to contact with a solution with known P content (ALVAREZ V. *et al.*, 2000). From the

Prem, it is possible to determine the maximum phosphorus adsorption capacity (CMAP), which serves as a measure to assess soils regarding the potential for P remobilization.

P sorption is a phenomenon whose intensity and magnitude depend on the soil constituents. As correlated attributes, the clay content, mineralogy, degree of crystallinity of iron oxides, degree of humification and organic matter content stand out (NOVAIS; SMYTH, 1999). However, in addition to the quantitative expression of the soil, a large part of the surface phenomena varies as a function of the zero charge point (PCZ), which controls the dynamics of several elements, especially P. This condition is favored in tropical soils due to the high values of PCZ, conditioning predominantly positive charges and creating favorable conditions for the adsorption of ions, such as phosphate (EBERHARDT *et al.*, 2008).

In terms of mineralogy, it can be evaluated as a source or drain of P. In soils with a low degree of weathering it can function as a source, while in highly weathered soils it can function as a drain (NOVAIS; SMYTH, 1999). In an opposite direction, organic matter indirectly affects phosphate adsorption by inhibiting the crystallization of iron and aluminum oxides (SOURCES; WEED, 1996; BORGGAARD *et al.*, 1990), or even blocking the adsorption sites by means of organic acids of low molecular weight and the coating of the surface of the oxides (FONTES *et al.*, 1992).

Given this observation, even with the expectation of greater availability of P in sandy-textured soils, evaluating the potential for adsorption or fixation can ensure, in addition to effectiveness, greater efficiency in the use of phosphate fertilizers. In this sense, two regions of great agricultural importance stand out, one in western Bahia, with at least 35 years of agricultural cultivation - consolidated agriculture, and another in the Middle Valley of Tocantins River, with approximately 10 years of agricultural cultivation - agricultural border.

The aim of this study was to evaluate CMAP in sandy textured soils with fertility built in the Cerrado biome.

Material and methods

For the study, areas of intensive agricultural production with differentiated use and management were selected, one in the city Luís Eduardo Magalhães (LEM), in the western region of the state of Bahia, and the other in the city Guaraí, located in the region of Medium Valley of Tocantins in the state of Tocantins.

Luís Eduardo Magalhães is located in Chapadão do Alto Rio Grande, in the Rio Grande hydrographic basin, on the left bank of the São Francisco River. The geomorphology highlights the Western Plateau of the São Francisco in a flat to gently undulating relief and the region's altitude varies from 700 m to 900 m. The geology is related to the Cretaceous period, with sandstones from the Urucuia Group, which are composed of sandstones of different colors, predominantly gray, pink and red, with fine composition, clayey or siliceous cement, sometimes with cross-bedding (CPRM, 2008; CASTRO *et al.*, 2010).

The climate is hot and dry, with winter rains, with two well-defined climatic seasons, the dry and cold season from May to September and the hot, rainy season from October to April. The average temperature varies from 18 °C to 34 (INMET, 2010), while the total annual precipitation is between 1,400 mm and 1,600 mm, concentrated between the months of November and March (BATISTELLA *et al.*, 2002).

Guaraí is located on a sedimentary basin of the Tocantins River hydrographic basin. The geomorphology indicates the depression of the Middle Tocantins, and in the longitudinal depression of the Tocantins in a flat to smooth undulating relief and at an altitude between 200 m and 400 m. The geology is related to the sedimentary cover of the Tertiary and/or

Tertiary–Quaternary period, with sandstones of varied color and granulometry, as well as claystones and siltstones. The climate is humid/sub-humid with moderate water deficit and an average annual temperature of 26.5 °C. The total annual precipitation is 1800 mm to 1900 mm, concentrated in the summer and with high intensity (SOUZA *et al.*, 2012).

The soils of both study areas are classified as typical dystrophic *LATOSSOLOS VERMELHO-AMARELOS Distróficos típicos*, medium texture (Luís Eduardo Magalhães) and *NEOSSOLOS QUARTZARÊNICOS Órticos típicos* (Guaraí), according to the Brazilian Soil Classification System (SANTOS *et al.*, 2018).

Areas with the following vegetation cover were selected in each location: a) Luís Eduardo Magalhães: natural vegetation (VN), annual crop in conventional planting (Cotton) and, b) Guaraí: natural vegetation (VN), annual crop in no-tillage (Soybean). Cotton has been cultivated since the 90's, with the soil being prepared with deep harrowing for starting cotton ratoons. Every year there is application of limestone and fertilizing with soluble fertilizers, followed by harrowing. Soybean has been cultivated for approximately 8 years under no-tillage and fertilization with soluble fertilizers in the sowing line.

In each area, soil samples were collected at five points, in the 0-20 cm and 60-80 cm layers. The samples were air-dried, later crushed and passed through a 2.0 mm sieve, obtaining the air-dried fine earth (TFSA). The following routine laboratory analyzes were performed for soils: granulometry (coarse area, fine sand, silt and clay), pH (water), exchangeable cations (Ca, Mg, K, Na, H and Al), available P, organic carbon, organic matter (DONAGEMA *et al.*, 2011).

The remaining phosphorus (Prem) is obtained in solution after contacting 5 cm³ of TFSA with 50 mL of a 10 mmol L⁻¹ CaCl₂ solution + 60 mg L⁻¹ of phosphorus (ALVAREZ *et al.*, 2000).

The Prem content is determined by colorimetry from the filtered solution after one hour of contact and homogenization (TEIXEIRA *et al.*, 2017). From the Prem contents, the Langmuir isotherms were adjusted and the Maximum Phosphorus Adsorption Capacity (CMAP) and the Adsorption Energy (EA) were evaluated.

The Langmuir equation was adjusted to the P-sorbed value, following the determination of CMAP by Eq. 1:

$$x/m = kbC/(1 + kC) \quad (\text{Eq. 1})$$

At which: x/m - P-sorbed [mg (x)/kg (m) of P in the soil], k - constant related to the binding energy P (L mg⁻¹), b - CMAP of the soil (mg kg⁻¹), and C - concentration of P in the equilibrium solution (mg L⁻¹).

To obtain estimates of the constants k and b, the linearized form of the Langmuir equation was used according to Eq. 2:

$$C/(x/m) = 1/kb + C/b \quad (\text{Eq. 2})$$

In the samples, the point of null saline effect (PESN) was also determined, which was obtained from the point of zero load (PCZ). The TFSA samples were subjected to contact with three different electrolyte solutions of salt formed by KCl (0.2, 0.02 and 0.004 mol L⁻¹) and under different medium conditions, ranging from acidic to basic. From the solutions, the pH is determined by potentiometric titration and three curves are obtained. Next, the PCZ is obtained by the place where the pH values of the three curves cross (PEREZ *et al.*, 2017). The pH values were obtained using the PESN software for Windows version 1.0 (ALVES *et al.*, 2002).

The Prem and CMAP contents were submitted to Pearson correlation analysis with the attributes obtained in the routine analyses. For the correlation analyses, the Prem contents obtained by volumetric basis were transformed to gravimetric basis following the proposal by Cordeiro *et al.* (2020). The T test was performed between the Prem

contents of the 0-20 cm and 60-80 cm layers for the same vegetation cover and location/region.

Results and discussion

Regarding Prem contents, in general there is a decrease with increasing soil depth, being more expressive in Luís Eduardo Magalhães (LEM) (TABLE 1; FIGURE 1). In LEM soils, the contents are between 23 mg dm^{-3} in the 60-80 cm layer, under natural vegetation (VN), and 33 mg dm^{-3} in the 0-20 cm layer, under cotton. In the region of Guaraí they do not differ much in magnitude, with levels between 27 mg dm^{-3} in the 0-20 cm layer, under NV, and 30 mg dm^{-3} in the 0-20 cm layer, under soybean (TABLE 1). Between layers and the same cover, Prem contents are different in LEM soils, with higher contents in the 0-20 cm layer for both covers, while in Guaraí they are equal between the evaluated layers (TABLE 1).

Regarding possible causes for the availability of Prem, the negative correlation with clay at

-0.75^{**} and fine sand at -0.47^{**} stands out, being positive with coarse sand at 0.52^{**} . These correlations are already listed, as in the case of clay, however, the sand fractioning shows a new condition, with the differentiation of the activity of coarse sand and fine sand.

When evaluated in terms of literature data from other regions of the Cerrado biome under VN, the LEM soils have the same Prem contents as Literature 2, of the same textural class (sandy loam), while in Guaraí there is a lower Prem content in comparison with Literature 1, of the same textural class (loamy sandy) (FIGURE 1). This finding reinforces the need for detailed analysis even in soils of the same textural class. In addition, it is motivated that, in addition to Prem, as an option for the evaluation and recommendation of phosphate fertilization, the Prem/clay ratio should be included in a complementary and analogous way, which provides the relative evaluation of Prem as a function of content of clay from each soil sample.

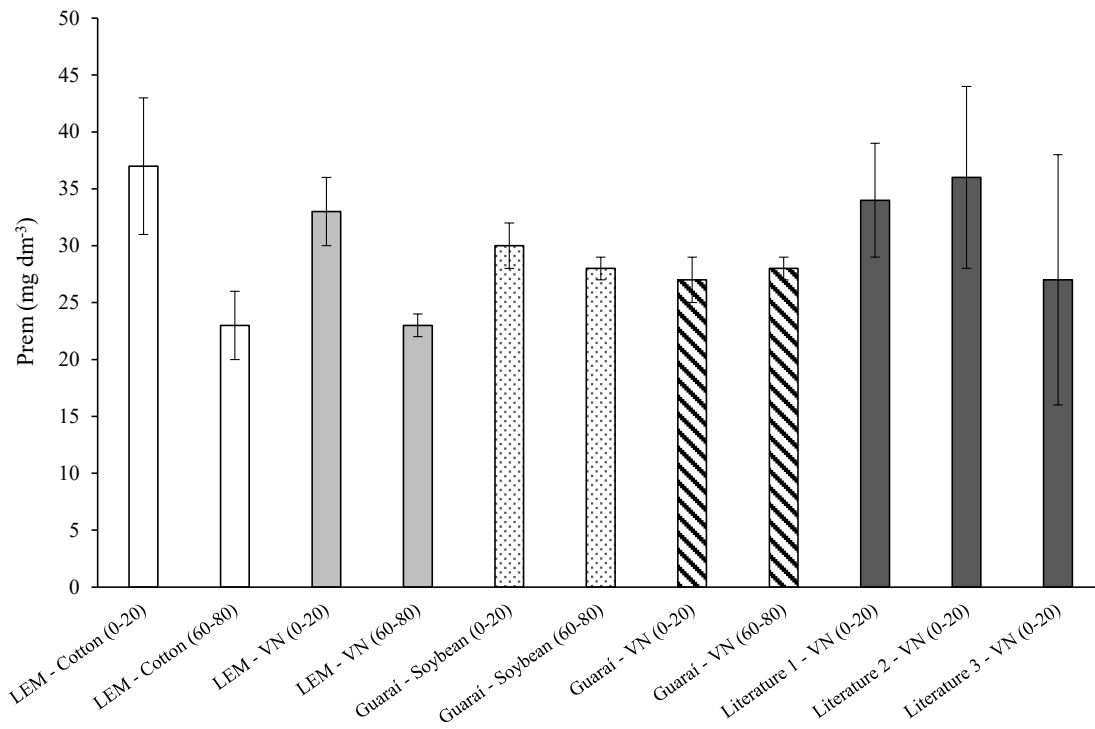
Table 1. Soil attributes in different covers and layers in LEM and Guaraí

Cover	Layer	P_{rem}	$P_{\text{available}}$	MO	AG	AF	Clay	Textural Class
	cm	mg dm^{-3}		g kg^{-1}				
LEM								
Cotton	0-20	37 (6) ⁽¹⁾ a	57 (29)	10.0 (1.9)	458 (96)	315 (72)	201 (35)	Sandy clay loam
Cotton	60-80	23 (3) b	1	4.6 (0.7)	394 (127)	295 (71)	293 (42)	Sandy clay loam
VN	0-20	33 (3) A	1	8.7 (1.4)	523 (123)	246 (142)	136 (17)	Sandy loam
VN	60-80	23 (1) B	1	4.3 (0.8)	434 (88)	337 (79)	196 (17)	Sandy loam
Guaraí								
Soybean	0-20	30 (2)	35 (31)	9.2 (1.7)	498 (118)	388 (97)	81 (17)	Loamy sandy
Soybean	60-80	28 (1)	1	1.7 (0.8)	496 (122)	360 (77)	90 (20)	Loamy sandy
VN	0-20	27 (2)	2 (1)	9.1 (2.4)	421 (32)	414 (143)	87 (11)	Loamy sandy
VN	60-80	28 (1)	1	2.2 (0.4)	402 (26)	447 (19)	115 (20)	Loamy sandy

VN: Natural Vegetation; Prem: remaining phosphorus; Available P: available phosphorus; MO: Organic matter; AG; Coarse sand; AF: Fine Sand; (1) Standard deviation of samples in parentheses. Different lowercase or uppercase letters differ significantly by the t test $p < 0.05$.

Source: Authors' elaboration (2021).

Figure 1. Average soil Prem contents in different covers and layers in LEM and Guaraí. Standard deviation from the mean is represented by bars. Literature 1 = Loamy Sandy Texture. Literature 2 = Sandy Loam Texture. Literature 3 = Sandy Clay Loam Texture. Literature = Bedin *et al.* (2003); Souza *et al.* (2006); Fernández *et al.* (2008); Pinto *et al.* (2013); Sandim *et al.* (2014).



Source: Authors' elaboration (2021).

As for the contents of maximum phosphorus adsorption capacity (CMAP), there is an increase in values with increasing soil depth (TABLE 2; FIGURE 2). In LEM soils, CMAP contents are between 129 and 221 mg kg⁻¹ in the 0-20 cm and 60-80 cm layers, both under VN (TABLE 2). In Guaraí the contents are between 150 mg kg⁻¹ in the 0-20 cm layer under soybean and 176 mg kg⁻¹ in the 60-80 cm layer under VN.

Regarding CMAP contents, the correlation is positive with clay ($r=0.53^*$), being attributed to the iron and aluminum oxyhydroxides present in the clay fraction, which have high specific adsorption capacity or P fixation (PARFITT, 1978; SPOSITO, 1989). This high specific adsorption capacity of the oxides is due to the electropositivity generated on the surface as a function of the variable charges in the pH condition of the soil

solution due to the high values of the zero charge point (PCZ) and zero salt effect point (PESN) (SPOSITO, 1989; EBERHARDT *et al.*, 2008). In this sense, according to the PESN assessment, the values are, in general, higher than the pH values (in water), confirming electropositivity (TABLE 2).

On the other hand, there is a negative correlation with MO ($r= -0.59^{**}$). Thus, the presence of MO minimizes the potential for adsorption of P by minerals from the clay fraction, as it works by blocking the adsorption sites by means of low molecular weight organic acids and by covering the surface of the oxides (SOURCES *et al.*, 1992).

As for the magnitude of the CMAP contents in the present study, it is low and represents approximately half of the contents obtained in other soils with the same textural class in the

literature (FIGURE 2). This finding results in the greater availability of P in the soils of this study, since there is less need for phosphate to saturate the positively charged and active sites in specific adsorption. This fact, when associated with other practices that favor the maintenance and/or increase of soil organic matter, configures favorable conditions for a greater supply of P for agricultural crops.

In this work, as a complementary form of evaluation, the CMAP/clay ratio is presented, which is effective to evaluate the relative adsorption capacity of the clay fraction. In LEM soils the values are between 0.7 to 1.1 mg of P per g of clay, while in Guaraí the values are between 1.3 to 2.0 mg of P per g of clay. With these values of the CMAP/clay ratio, the higher relative adsorption capacity of Guaraí soils stands out.

Notably, due to the data obtained in this study, the need to recommend phosphate fertilizers based on Prem contents is reinforced. According to Alvarez *et al.* (2017), Prem is more

suitable than clay content as an indirect measure of the buffer capacity of the soil in relation to P, which can be extended to S and Zn, as it is sensitive to the mineralogical nature of the clay fraction of the soil.

Additionally, Prem is sensitive to the variation in the buffering power of the soil in relation to these nutrients caused by changes in the soil organic matter content. With this technical-scientific condition, it is possible, through Prem's interpretation, to elaborate an evaluation and recommendation of optimized fertilization regarding the application of phosphate fertilizers and guarantee the necessary amount of P for agricultural cultures.

In this sense, some manuals include Prem for the assessment and recommendation of nutrients, such as the 5th Approach - Recommendations for the use of correctives and fertilizers in Minas Gerais (RIBEIRO *et al.*, 1999), for the Cerrado - Cerrado: soil correction and fertilization (SOUZA, *et al.*, 2004) and for Acre (WADT; SILVA, 2011).

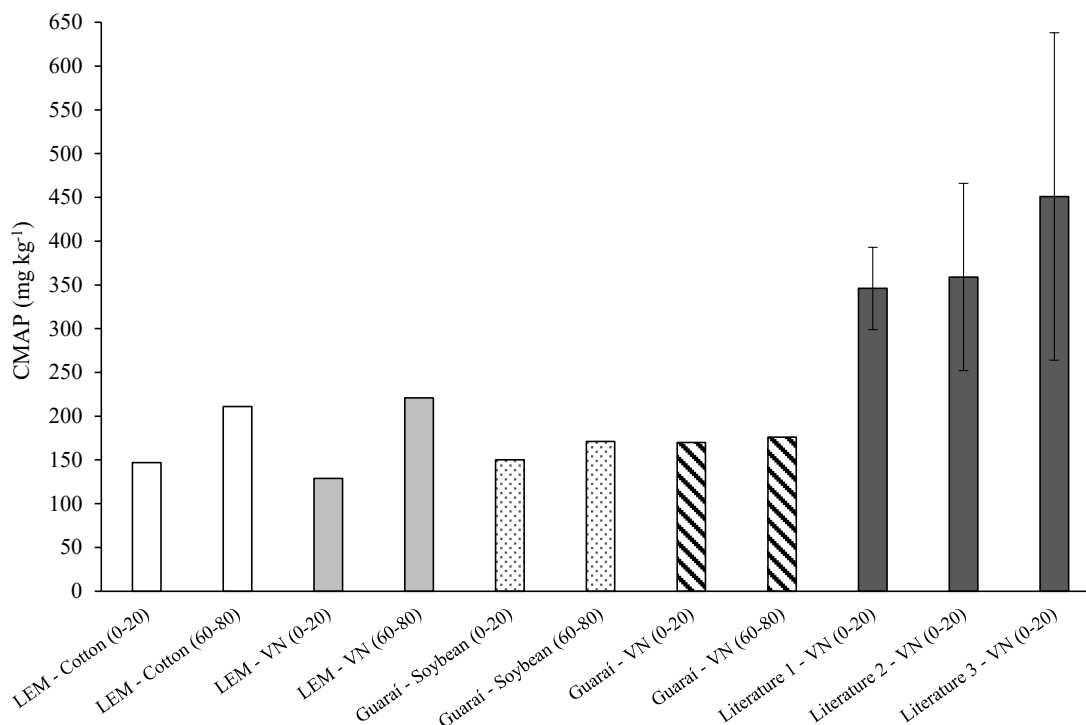
Table 2. Linear equation of the Langmuir isotherm, pH water and PESN of soils in different covers and layers in LEM and Guaraí.

Cover	Layer cm	Equation ⁽¹⁾	R ²	CMAP	Binding Energy ⁽²⁾	pH	PESN
				mg kg ⁻¹	L mg ⁻¹	water	
LEM							
Cotton	0-20	Y= 11.819x-264.08	0.9783	147	-0.0258	5.9 (0.3) ⁽³⁾	5.1
Cotton	60-80	Y= 4.7473x-45.957	0.9968	211	-0.1033	5.2 (0.8)	6.5
VN	0-20	Y= 7.7581x-131.67	0.9918	129	-0.0589	4.7 (0.2)	5.1
VN	60-80	Y= 4.5199x-41.702	0.9993	221	-0.1084	5.0 (0.05)	6.2
Guaraí							
Soja	0-20	Y= 6.6626x-99.372	0.9984	150	-0.0670	6.3 (0.4)	5.4
Soja	60-80	Y=5.8651x-76.631	0.9995	171	-0.0765	5.0 (0.3)	6.8
VN	0-20	Y=5.8748x-76.116	0.9960	170	-0.0771	4.6 (0.2)	5.2
VN	60-80	Y=5.6906x-71.717	0.9991	176	-0.0793	5.4 (0.2)	5.0

⁽¹⁾Y=C/(x/m) in g g⁻¹; CMAP = maximum phosphate adsorption capacity; ⁽²⁾ Constant a related to the phosphate adsorption energy to the soil. ⁽³⁾ Standard deviation of samples in parentheses. PESN: No saline effect point.

Source: Authors' elaboration (2021).

Figure 2. Average CMAP contents of soils in different covers and layers in LEM and Guaraí. Standard deviation from the mean represented by bars. Literature 1 = Loamy Sandy Texture. Literature 2 = Sandy Loam Texture. Literature 3 = Sandy Clay Loamy Texture. Literature = Fernández *et al.* (2008); Souza *et al.* (2006); Pinto *et al.* (2013).



Source: Authors' elaboration (2021).

Conclusions

The remaining phosphorus contents (Prem) are higher in the 0-20 cm layer in the LEM region.

The maximum phosphate adsorption capacity (CMAP) is not very expressive in the soils of the two studied regions.

Among the regions studied, Guaraí soils have the highest relative adsorption potential due to the higher values of the CMAP/clay ratio.

Acknowledgments

To CNPq for the Scientific Initiation Scholarship of the third author. To the financial support of the Embrapa projects: "Novos paradigmas no conhecimento dos solos frágeis para a produção agrícola do Brasil" (New paradigms in the knowledge of fragile soils for

agricultural production in Brazil) – FRAGISSOLO (02.11.05.003.00.00) and, "Sustentabilidade da agricultura em solos de textura leve em áreas de intensificação agrícola no bioma Cerrados" (Sustainability of agriculture in light textured soils in areas of agricultural intensification in the Cerrados biome) – ARENOSSOLOS (02.12.01.019.00.00).

References

ALMEIDA, J. A.; TORRENT, J.; BARRÓN, V. Cor de solo, formas de fósforo e adsorção de fosfatos em Latossolos desenvolvidos de basalto do extremo-sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 6, p. 985-1002, 2003. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832003000600003>. Acesso em: 15 jul. 2021.

ALVAREZ, V. H.; NOVAIS, R. F.; DIAS, L. E.; OLIVEIRA, J. A. Determinação e uso do fósforo remanescente. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n. 1, p. 27-32, 2000.

ALVAREZ, V. H.; NOVAIS, R. F.; CANTARUTI, R. B.; TEIXEIRA, P. C.; CAMPOS, D. V. B. Fósforo remanescente. In: TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G (editores). **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília: Embrapa, 2017 p. 573.

ALVES, M. E.; MACEDONIO, C. R.; LAVORENTI, A. Ponto de efeito salino nulo: determinação analítico-computacional a partir de dados de titulação potenciométrica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, n. 2, p. 553-559, 2002. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832002000200030>. Acesso em: 15 jul. 2021.

BATISTELLA, M.; GUIMARÃES, M.; MIRANDA, E. E. de; VIEIRA, H. R.; VALLADARES, G. S.; MANGABEIRA, J. A. C.; ASSIS, M. C. de. **Monitoramento da expansão agropecuária na região Oeste da Bahia**. Campinas, Embrapa Monitoramento por Satélite. Documentos, n. 20, 2002. Acesso em: 15 jul. 2021.

BEDIN, N. R.; FURTINI NETO, A. E.; RESENDE, A. V.; FAQUIM, V.; TOKURA, A. M.; SANTOS, J. Z. L. Fertilizantes fosfatados e produção de soja em solos com diferentes capacidades tampão de fosfatos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 4, p. 639-646, 2003. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000400008>. Acesso em: 15 jul. 2021.

BORGGAARD, O. K.; JØRGENSEN, S. S.; MØBERG, J. P.; RABEN-LANGE, B. Influence of organic matter on phosphate adsorption by aluminium and iron oxides in sandy soils. **European Journal of Soil Science**, v. 41, n. 3, p. 443-449, 1990. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1990.tb00078.x>. Acesso em: 15 jul. 2021.

CPRM. **Carta geológica do Brasil ao milionésimo**: Sistema de Informações Geográficas - **SIG**. Brasília, DF: CPRM, 2008. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br>. Acesso em: 28 jul. 2015.

CASTRO, K. B. de; MARTINS, E. S.; GOMES, M. P.; REATTO, A.; LOPES, C. A.; PASSO, D. P.; LIMA, L. A. S.; CARDOSO, W. S.; CARVALHO JUNIOR, O. A.; GOMES, R. A. T. **Caracterização geomorfológica do município de Luís Eduardo Magalhães, oeste baiano, escala 1:100.000**. Planaltina, Embrapa Cerrados, Boletim de pesquisa e desenvolvimento, 288, 2010.

CORDEIRO, F. R.; CESÁRIO, F. V.; FONTANA, A.; ANJOS, L. H. C. dos; CANTO, A. C. B. do; TEIXEIRA, W. G. Pedotransfer functions: the role of soil chemical properties units conversion for soil classification. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 44, e0190086. 2020. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20190086>. Acesso em: 15 jul. 2021.

DONAGEMMA, G. K.; FREITAS, P. L.; BALIEIRO, F. C.; FONTANA, A.; SPERA, S. T.; LUMBRERAS, J. F.; VIANA, J. H. M.; ARAUJO FILHO, J. C.; SANTOS, F. C.; ALBUQUERQUE, M. R.; MACEDO, M. C. M.; TEIXEIRA, P. C.; AMARAL, A. J.; BORTOLON, E.; BORTOLON, L. Caracterização, potencial agrícola e perspectivas de manejo de solos leves no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 51, n. 9, p. 1003-1020, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900001>. Acesso em: 15 jul. 2021.

EBERHARDT, D. N.; VENDRAME, P. R. S.; BECQUER, T.; GUIMARÃES, M. D. F. Influência da granulometria e da mineralogia sobre a retenção do fósforo em latossolos sob pastagens no cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 3, p.1009-1016, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000300010>. Acesso em: 15 jul. 2021.

FERNÁNDEZ, I. E. J.; NOVAIS, R. F.; NUNES, F. N.; KER, J. C. Reversibilidade do fósforo não-lável em solos submetidos à redução microbiana e química. II – Extrações sucessivas do fósforo pela resina de troca aniônica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 6, p.2319-2330, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000600011>. Acesso em: 15 jul. 2021.

FONTES, M. R.; WEED, S. B.; BOWEN, L. H. Association of microcrystalline goethite and humic acid in some Oxisols from Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 56, n. 3, p 982-990, 1992. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030050x>. Acesso em: 15 jul. 2021.

HUANG I.; HARTEMINK, A. E. Soil and environmental issues in sandy soils. **Earth-Science Reviews**, v. 208:103295, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103295>

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 1999. 399p.

PARFITT, R. L. Anion adsorption by soil material. **Advance in Agronomy**, Elsevier Inc. All, v. 30, p. 1-50, 1978.

PÉREZ, D. V.; CAMPOS, D. V. B. de; TEIXEIRA, P. C. Ponto de carga zero (PCZ). In: TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, 2017, p. 249-254.

PINTO, F. A.; SOUZA, E. D.; PAULINO, H. B.; CURI, N.; CARNEIRO, M. A. C. P-sorption and desorption in savanna Brazilian soils as a support for phosphorus fertilizer management. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 37, n. 6, p. 521-530, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542013000600005>. Acesso em: 15 jul. 2021.

SANDIM, A. S.; BÜLL, L. T.; FURIM, A. R.; LIMA, G. S.; GARCIA, J. L. N. Phosphorus availability in oxidic soils treated with lime and silicate applications. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, n. 4, p. 1215-1222, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000400018>. Acesso em: 15 jul. 2021.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de, ARAÚJO FILHO, J. C de, OLIVEIRA, J. B. de, CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, Embrapa, 2018. 356p. Acesso em: 15 jul. 2021.

SOUZA, D. M. G.; LOBATO, E.; REIN, T. **Adubação com fósforo**. In: SOUZA, D. M. G.; LOBATO, E. (editores técnicos). Cerrado: correção do solo e adubação. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2004. 416p.

SOUZA, R. F.; FAQUIN, V.; TORRES, P. R. F.; BALIZA, D. P. Calagem e adubação orgânica: Influência na adsorção de fósforo em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 6, p. 975-983, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832006000600007>. Acesso em: 15 jul. 2021.

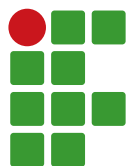
SOUZA, P. A. B de; BORGES, R. S. T.; DIAS, R. R. **Atlas do Tocantins: subsídios ao planejamento da gestão territorial**. Secretaria do Planejamento e da Modernização da Gestão Pública - SEPLAN. Superintendência de Pesquisa e Zoneamento Ecológico-Econômico. Diretoria de Zoneamento Ecológico-Econômico - DZE. 6. ed. rev. atu. Palmas: Seplan, 2012. 80 p.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1989, p.277.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília: Embrapa, 2017 p.573.

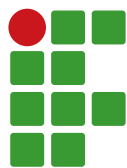
VILAR, C. C.; COSTA, A. C. S.; HOEPERS, A.; SOUZA JUNIOR, I. G. Capacidade máxima de adsorção de fósforo relacionada a formas de ferro e alumínio em solos subtropicais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 4, p. 1059-1068, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000400006>. Acesso em: 15 jul. 2021.

WADT, P. G. S.; SILVA, L. M. **Determinação do fósforo remanescente para a avaliação da disponibilidade de fósforo em solos do estado do Acre**. Rio Branco, AC: Embrapa Acre, Junho, 2011, p. 5 (Comunicado Técnico, 178).



Sumário

Caracterização Fisiográfica da Bacia Hidrográfica do Córrego do Perdido – Ibatiba/ES....	531
Arnaldo Henrique de Oliveira Carvalho; Breno Dalcolmo de Almeida Leão; Fábio da Silveira Castro	
Florística e fitossociologia de um trecho recuperado de mata ciliar do Rio Machado, Minas Gerais.....	543
Diego Pereira Marcelini; Miguel Gama Reis; Elenice Aparecida Fortes; Renon Santos Andrade; Walnir Gomes Ferreira Júnior	
Diagnósticos ambientais em áreas com potencial alto de fragilidade no Distrito Federal, Brasil	558
Raphael Maia Aveiro Cessa; Anny Carolina Soares de Souza; Uirá do Amaral	
Predição do desenvolvimento em altura de plantas de feijoeiro por meio de modelos não lineares e polinomial	572
Ariana Campos Frühauf; Edilson Marcelino Silva; Tales Jesus Fernandes; Joel Augusto Muniz	
Regeneração com ou sem manejo de plântulas: encosta da Serra do Mar, São Sebastião/ SP	583
Marco Antônio Alves Garcia; Ana Beatriz Carvalho Terra; Talita Nazareth de Roma	
Gestão Ambiental em um canil: levantamento dos impactos ambientais e proposição de medidas mitigadoras.....	595
Carolainy Silva Brito; Eduarda Oliveira Reis	
Capacidade de adsorção de fósforo em solos de textura arenosa com fertilidade construída	606
Ademir Fontana; Marcos Gervasio Pereira; Jaqueline Jesus Santana dos Santos; Guilherme Kangussu Donagemma; Otavio Augusto Queiroz dos Santos	



Caracterização Fisiográfica da Bacia Hidrográfica do Córrego do Perdido – Ibatiba/ES

Arnaldo Henrique de Oliveira Carvalho¹, Breno Dalcolmo de Almeida Leão², Fábio da Silveira Castro³

¹Instituto Federal do Espírito Santo - Campus Ibatiba. Professor. acarvalho@ifes.edu.br.

²Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural do Estado de Minas Gerais – EMATER-MG. Extensionista Agropecuário. leaobda@gmail.com.

³Instituto Federal do Espírito Santo – Campus Colatina. Professor. fabiosilveira@ifes.edu.br.

Submetido em: 17/03/2021 | Aceito em: 09/07/2021

Resumo

O uso dos recursos naturais tem sido acompanhado de sérios problemas decorrentes de manejo inadequado. Assim, conhecer as características das unidades de planejamento ambiental pode contribuir para minimizar danos e planejar ações conservacionistas. Dessa forma, determinaram-se as características morfométricas da bacia hidrográfica do Córrego do Perdido para fins de planejamento ambiental. Para tanto, foram utilizados dados de radar da missão espacial Shuttle Radar Topography Mission (SRTM) para representar o Modelo Digital de Elevação (MDE) e técnicas de geoprocessamento em um ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG). Para elucidar o comportamento hidrológico da bacia, foram estimados alguns parâmetros morfométricos. A área de drenagem obtida corresponde a 31,11 km² e o perímetro mede 33,57 km. Com formato irregular, a bacia apresentou fator de forma igual a 0,12, coeficiente de compacidade igual a 1,69, índice de circularidade igual a 0,347 e pequena extensão de escoamento (0,1052 km). A densidade de drenagem encontrada foi de 2,38 km km⁻², indicando alta capacidade de drenagem. A bacia apresentou relevo forte ondulado (47,38 % da área total da bacia), com declividade média de 30,6 % e altitude média de 1.145 metros. A caracterização fisiográfica revelou por meio dos índices morfométricos que a bacia apresenta forma alongada e rede de drenagem dendrítica de quarta ordem e, desconsiderando os eventos hidrológicos adversos, mostra-se pouco susceptível a enchentes. A alta capacidade de drenagem contribui para a infiltração de água no solo e há necessidade de conservação da cobertura vegetal das vertentes.

Palavras-chave: Sistemas de Informação Geográfica. Planejamento Ambiental. Características Morfométricas.

Introdução

Uma bacia hidrográfica representa uma unidade natural de análise da superfície terrestre, definida como uma área geográfica delimitada topograficamente pelos seus divisores de água, em que as águas superficiais são drenadas por um curso d'água ou um sistema de cursos d'água conectado em rede até a descarga em uma única saída correspondente à foz (SANTANA, 2003; TUCCI, 2009).

O aumento da interferência no meio ambiente pelo homem tem provocado, em virtude da vida e das atividades antrópicas e econômicas, mudanças que afetam a dinâmica da água nas bacias hidrográficas (MESQUITA *et al.*, 2017; LIRA *et al.*, 2020). Dessa forma, para a utilização racional dos mananciais hídricos de uma bacia, torna-se necessária uma série de estudos sistemáticos e a criação de estratégias

de gerenciamento, visando mitigar os impactos decorrentes de ações antrópicas e de ocorrências oriundas de fatores naturais (CARELLI; LOPES, 2011; ROCHA *et al.*, 2014). Assim, a múltipla dinâmica das bacias torna esses ambientes naturais interessantes objetos de estudos (CÂMARA *et al.*, 2020).

O conhecimento das características de uma bacia hidrográfica é importante, tendo em vista a conservação dos seus recursos hídricos, sobretudo amparado em suas características físicas ou morfométricas (RIBEIRO *et al.*, 2015), pois possibilita a compreensão de seu comportamento hidrológico e o acompanhamento de interferências e respostas aos impactos a que está sujeita (FERREIRA; MOURA; CASTRO, 2012). Além disso, a caracterização fisiográfica constitui-se como um dos principais procedimentos nas análises hidrológicas e ambientais de bacias hidrográficas, pois

contribui para o desenvolvimento de uma gestão mais eficiente dos recursos hídricos e o entendimento aprofundado das dinâmicas local e regional (FERRARI *et al.*, 2013; BERTOLINI; CHEREM, 2016).

Os parâmetros morfométricos, entre os comumente analisados, como o fator de forma, o coeficiente de compacidade, o índice de circularidade, a densidade de drenagem e a extensão média do escoamento superficial, combinados com outros dados de uma bacia hidrográfica, são capazes de diferenciar áreas homogêneas, além de estabelecer a determinação de variáveis hidrológicas em locais carentes de tais informações (VILLELA; MATTOS, 1975; ANTONELLI; THOMAZ, 2007). Outro importante parâmetro a ser analisado é a hierarquia fluvial, que consiste no estabelecimento da classificação de determinado curso d'água (ou de sua área drenada) no conjunto total da bacia hidrográfica na qual se encontra, visando facilitar e tornar a caracterização morfométrica da bacia mais objetiva (CHRISTOFOLETTI, 1980).

Portanto, conhecer as características das bacias hidrográficas, analisando seus parâmetros morfométricos em conjunto com as características bióticas da bacia, faz-se necessário para a gestão e o planejamento de diversas atividades, as quais contribuirão para a implementação de técnicas de conservação do solo e da água de forma adequada (FARIA *et al.*, 2017; LIRA *et al.*, 2020).

A utilização de Sistemas de Informação Geográfica (SIG) em conjunto com as formas digitais consistentes de representação do relevo, como os Modelos Digitais de Elevação (MDE), têm proporcionado o desenvolvimento de métodos automáticos de delimitação e caracterização morfométrica de bacias (CALÇAVARA, 2012), os quais fornecem mais confiabilidade e reprodução

dos resultados com menor carga de subjetividade em vista dos métodos manuais e tradicionais, antes empregados na geração de mapas e cartas (ASSIS *et al.*, 2012). É possível ainda realizar o gerenciamento ambiental de bacias hidrográficas por meio de SIG de forma mais ampla, com a elaboração e a manutenção de um banco de dados geocodificados, contendo diversas informações estatísticas sobre as características da unidade de estudo (PIRES; SANTOS; DEL PRETTE, 2002).

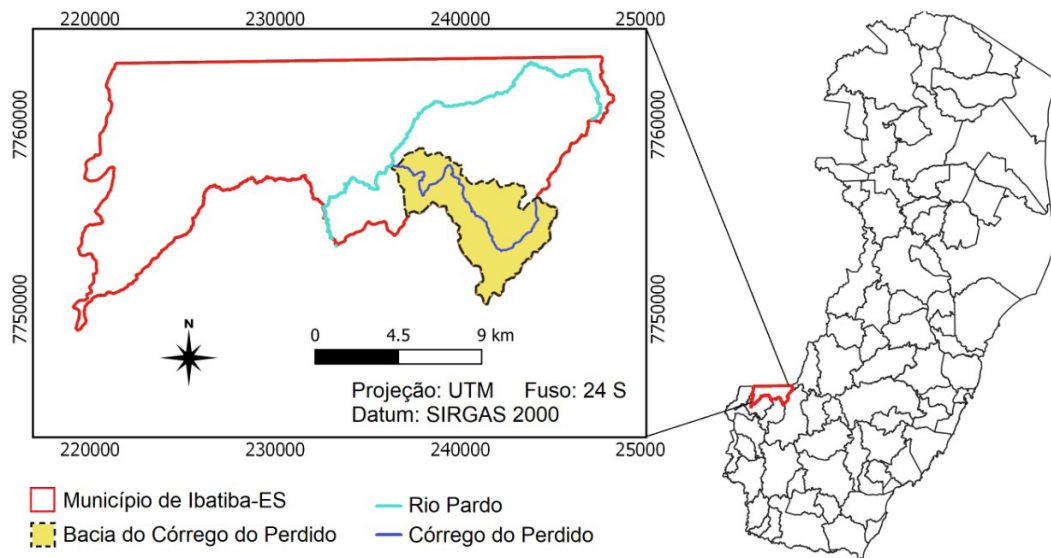
Nesse sentido, o objetivo deste trabalho foi determinar as características morfométricas da Bacia Hidrográfica do Córrego Perdido, localizada no município de Ibatiba-ES, por meio de SIG e técnicas de geoprocessamento, utilizando o software ArcGis/ArcMap®, de forma que os resultados obtidos contribuam para um melhor planejamento e uso conservacionista da bacia.

Material e métodos

A área de estudo é a bacia hidrográfica do Córrego Perdido, localizada no município de Ibatiba, região do Caparaó do estado do Espírito Santo (FIGURA 1), inserida na área de influência da Sub-Bacia do Rio Pardo, pertencente à Bacia Hidrográfica do Itapemirim (FIGURA 1).

O município de Ibatiba é caracterizado pela presença de pequenos fragmentos remanescentes de vegetação nativa da Mata Atlântica (SOUZA, 2016), suprimidos em sua maioria devido à expansão das atividades de produção agrícola, dentre as quais se destaca a cafeicultura. O clima é predominantemente tropical de altitude e sua geomorfologia deriva das unidades dos Maciços do Caparaó I, Maciços do Caparaó II e Patamares Escalonados do Sul Capixaba (INGLEZ; DONIZETTI, 2018).

Figura 1 – Mapa de localização da Bacia Hidrográfica do Córrego do Perdido, Ibatiba-ES.

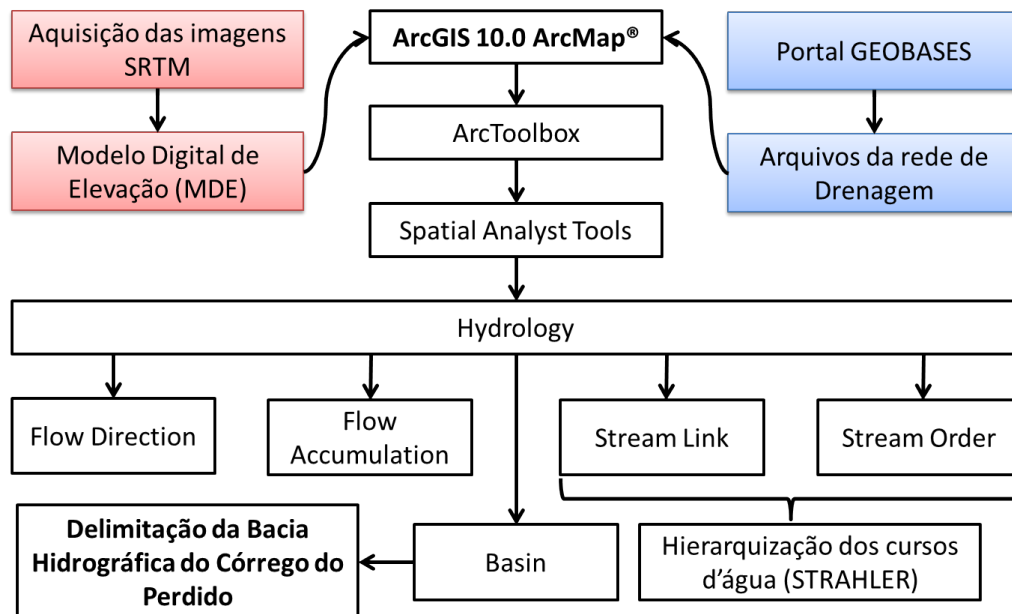


Fonte: Elaborada pelos autores (2020).

A análise morfométrica da Bacia Hidrográfica do Córrego Perdido, incluindo a delimitação automática e a determinação de seu ordenamento fluvial, foi executada em ambiente

de SIG, por meio do *software* ArcGIS 10.0 ArcMap®, desenvolvido pela Environmental Systems Research Institute (ESRI), conforme fluxograma apresentado na Figura 2.

Figura 2 – Fluxograma da metodologia utilizada na delimitação da Bacia Hidrográfica do Córrego Perdido e na determinação de seu ordenamento fluvial.



Fonte: Elaborada pelos autores (2020).

Foi utilizado como dado de referência o Modelo Digital de Elevação (MDE) disponibilizado

pela missão espacial *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), desenvolvida pela National

Aeronautics and Space Administration (NASA) e National Geospatial-Intelligence Agency (NGA) no ano 2000, disponibilizado gratuitamente pela EMBRAPA Monitoramento por Satélite (MIRANDA, 2005) e também arquivos vetoriais, como a malha do estado do Espírito Santo e municípios, disponibilizados gratuitamente no PORTAL GEOBASES do Instituto Jones dos Santos Neves (IJSN).

A classificação do padrão de drenagem seguiu os critérios estabelecidos por Christofolletti (1980) e, para a classificação hierárquica dos cursos d'água, considerou-se o método de ordenamento proposto por Strahler (1957), que possui melhor compreensão e é capaz de demonstrar o grau de ramificação do sistema (OLIVEIRA; BORSATO, 2011; FERRARI *et al.*, 2013). Por meio do software de SIG ArcGIS 10.0/ ArcMap®, foi efetuado o ordenamento fluvial da bacia, por meio dos módulos “ArcToolbox – Spatial Analyst Tools – Hydrology – Stream Link” e “ArcToolbox – Spatial Analyst Tools – Hydrology – Stream Order”, respectivamente (FIGURA 2). A imagem matricial resultante foi então transformada em vetorial de linhas representando a hidrografia, por meio do módulo “ArcToolbox – Spatial Analyst Tools – Hydrology – Stream Feature”.

Para a classificação da declividade da bacia foram utilizados seis intervalos distintos de classes, de acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2009) (TABELA 1).

A descrição morfométrica da Bacia Hidrográfica do Córrego do Perdido foi realizada por meio da avaliação dos seguintes parâmetros físicos: área de drenagem (A), perímetro (P), comprimento total dos cursos d'água (Lt), comprimento axial da bacia (L), comprimento do canal principal, fator de forma (F), coeficiente de compacidade (Kc), índice de circularidade (IC), densidade de drenagem (Dd), extensão média do escoamento superficial (I) e declividade.

Tabela 1 – Intervalos de declividade para classificação do relevo da bacia hidrográfica do Córrego do Perdido, Ibatiba-ES.

Declividade (%)	Discriminação
0 – 3	Relevo Plano
3 – 8	Relevo Suave Ondulado
8 – 20	Relevo Ondulado
20 – 45	Relevo Forte Ondulado
45 – 75	Relevo Montanhoso
> 75	Relevo Escarpado

Fonte: EMBRAPA (2009).

O fator de forma é um parâmetro que relaciona a forma da bacia com um retângulo, sendo este calculado por meio da razão entre sua largura média e comprimento axial da bacia (corresponde desde a desembocadura até a cabeceira mais distante). É obtido pela Equação 1, conforme descrito por (VILLELA; MATTOS 1975).

$$F=A/L^2 \quad (1)$$

em que: F é o fator de forma, A é a área de drenagem (km²) e L é o comprimento axial da bacia hidrográfica (km).

O coeficiente de compacidade corresponde à relação do perímetro da bacia com a circunferência de um círculo de área igual à da bacia. Deste modo, tal parâmetro caracteriza-se por relacionar a forma da bacia com um círculo, sendo que quanto mais próximo da unidade, ou seja, de 1 for seu valor, mais susceptível está a bacia a enchentes mais acentuadas, calculado pela equação (2) (VILLELA; MATTOS 1975).

$$Kc=0,28*P/\sqrt{A} \quad (2)$$

em que: Kc é o coeficiente de compacidade, P é o perímetro (m) e A é a área de drenagem da bacia hidrográfica (m²).

O índice de circularidade, assim como o coeficiente de compacidade, tende a unidade à medida que sua forma torna circular. No entanto, quando a bacia possui forma mais alongada, o

índice de circularidade diminui, o que ocorre de forma contrária no coeficiente de compacidade, que tem seu valor aumentado à medida que a bacia se torna irregular. O índice de circularidade é definido pela Equação 3, descrito por Cardoso *et al.* (2006).

$$IC=(12,57*A)/P^2 \quad (3)$$

em que: IC é o índice de circularidade, A é a área de drenagem (m²), P é o perímetro da bacia hidrográfica (m).

A determinação da densidade de drenagem é realizada pela relação entre comprimento total de todos os cursos d'água (perenes, intermitentes e efêmeros) e sua área de drenagem, conforme a Equação 4, definida por Horton (1945):

$$Dd=Lt/A \quad (4)$$

em que: Dd é a densidade de drenagem (km km⁻²), Lt é o comprimento total dos cursos d'água (km), e A é a área de drenagem da bacia hidrográfica (km²).

A extensão média do escoamento superficial (I) constitui a distância média que a água da chuva teria que escoar sobre os terrenos de uma bacia, caso o escoamento se desse em linha reta, desde o ponto de queda na bacia até o curso d'água mais próximo. É calculado baseado na Equação 5, descrita por Villela e Mattos (1975):

$$I=A/4Lt \quad (5)$$

em que: I é a extensão média do escoamento superficial (km), A é a área de drenagem da bacia hidrográfica (km²) e Lt é o comprimento total dos cursos d'água (km).

A análise dos resultados baseou-se em parâmetros quantitativos e qualitativos. O referencial para as avaliações quantitativas foram os índices morfométricos estimados somados aos mapas produzidos. Os dados obtidos foram confrontados entre si e com a literatura para caracterização morfométrica da bacia hidrográfica analisada. As análises qualitativas

dos dados foram acompanhadas pelas visitas à bacia hidrográfica, em que o diagnóstico do uso e a ocupação do solo foram observadas *in loco*.

Resultados e discussão

Os resultados obtidos da morfometria das características geométricas e da rede de drenagem da bacia do Córrego do Perdido (TABELA 2) indicam uma bacia de tamanho reduzido ou microbacia municipal (FAUSTINO, 1996; CECÍLIO; SANTANA, 2003; REIS, 2006), com área de drenagem de 31,11 km² e perímetro total de 33,57 km, drenada pelo curso principal, que possui 16,3 km de extensão, e seus tributários, posteriormente descarregada em sua foz no Rio Pardo, principal curso d'água do município de Ibatiba. Dados relativos a essas pequenas bacias, principalmente as contidas inteiramente dentro de um município, possibilitam a gestão ecológica, hidrológica, social e econômica da bacia, bem como do manejo do uso do solo e a conservação dos recursos naturais, por meio de uma abordagem local, integrada e de forma mais eficiente (SANTANA, 2003; TEODORO *et al.*, 2007).

Quanto ao formato, a bacia estudada apresenta um formato irregular com tendência para o alongado, conforme ratificado pelo fator de forma (0,12), coeficiente de compacidade (1,69) e índice de circularidade (0,34), cujos valores se afastam da unidade (TABELA 2). Esse fato indica uma menor susceptibilidade a enchentes em condições normais de precipitação, uma vez que nas bacias mais alongadas há menor concentração de deflúvio e menor probabilidade de que os tributários contribuam simultaneamente com grande quantidade de água à calha principal, minorando o risco de extravasamento (FRAGA *et al.*, 2014; RODRIGUES *et al.*, 2016). Analisando os resultados morfométricos das Bacias Hidrográficas do Igarapé do Una em Belém-PA e do Rio Manhuaçu-MG, Ribeiro *et al.* (2015) e Mesquita *et al.* (2017)

encontraram resultados semelhantes de Kc, Ic e F iguais a 1,60, 0,39, 0,44 e 1,78, 0,31, 0,23, respectivamente, e concluíram tendência de forma alongada das bacias, por isso não susceptíveis a enchentes em condições normais de precipitação. Por outro lado, Tolentino, Silva e Ferrari (2015), caracterizando a bacia hidrográfica do córrego da Brisa em Alegre/ES,

e Alvarenga *et al.* (2019), caracterizando a morfometria da bacia hidrográfica formada pelos cursos hídricos da região central no município de Itabira/MG, verificaram que ambas estão mais propensas a enchentes visto que suas formas são mais circulares do que alongadas, pois os índices morfométricos de Kc, Ic e F foram iguais a 1,17, 0,72, 0,44 e 1,33, 0,56, 0,33, respectivamente.

Tabela 2 – Características morfométricas e da rede de drenagem da Bacia Hidrográfica do Córrego Perdido, Ibatiba-ES.

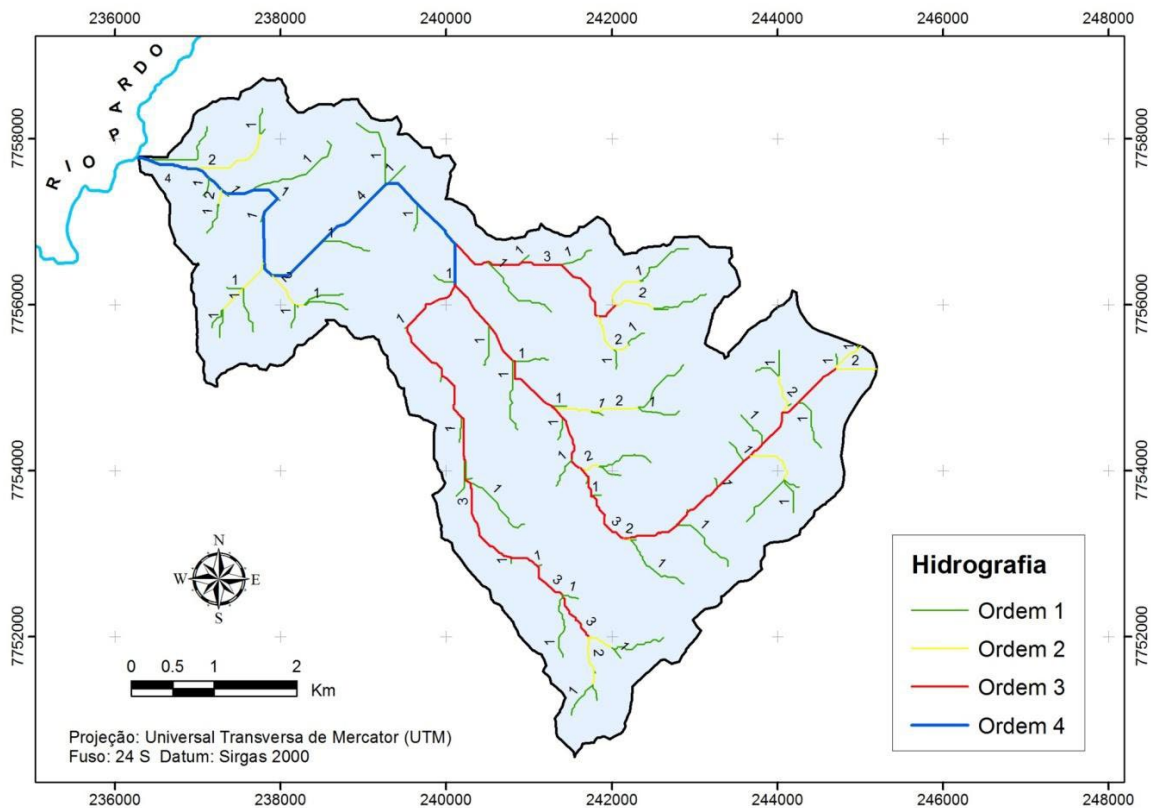
Caracterização Morfométrica	
Área (A) - (km ²)	31,11
Perímetro (P) - (km)	33,57
Comprimento axial da bacia (L) - (km)	16,10
Coeficiente de compactidade (Kc)	1,69
Índice de circularidade (Ic)	0,347
Fator de forma (F)	0,12
Extensão média do escoamento superficial (I) - (km)	0,1052
Caracterização da rede de drenagem	
Comprimento total dos cursos d'água (Lt) - (km)	73,91
Comprimento do curso d'água principal (Cp) - (km)	16,3
Densidade de drenagem (Dd) - (km km ⁻²)	2,38
Ordem da bacia	4 ^a
Declividade média da bacia - %	30,6

Fonte: Elaborada pelos autores (2020).

A bacia do Córrego do Perdido possui um padrão de drenagem com arranjo do tipo dendrítico e é considerada de 4^a Ordem (FIGURA 3), apresentando-se, portanto, bastante ramificada em comparação à sua área, uma vez que bacias de pequeno porte possuem geralmente ordem igual ou inferior a quatro, e, portanto, seu sistema de drenagem tende a ser mais eficiente (TONELLO *et al.*, 2006). Tal fato influencia ainda o incremento do comprimento total dos cursos d'água, elevando a densidade de drenagem e reduzindo a extensão do escoamento superficial, corroborando os dados morfométricos anteriormente discutidos.

De acordo com Villela e Mattos (1975), uma densidade de drenagem de 0,5 km km⁻² é considerada pobre e uma drenagem de

3,5 km km⁻² ou mais é excepcional. Christofolletti (1974) definiu duas classes intermediárias de densidade de drenagem, uma mediana entre 0,50 km km⁻² e 2,00 km km⁻² e outra alta entre 2,01 km km⁻² e 3,50 km km⁻². O índice obtido para a bacia do Córrego do Perdido (2,38 km km⁻²) pode ser considerado alto, o que denota uma área de superfície de contribuição congruente ao comprimento total dos cursos d'água, permitindo uma drenagem adequada. Entretanto, sua extensão do escoamento superficial de 0,1052 km (TABELA 2) é considerada pequena (OLSZEVSKI *et al.*, 2011), o que pode contribuir para a ocorrência de enchentes em caso de eventos hidrológicos intensos devido a menor possibilidade de infiltração de água no solo, além de reduzir o abastecimento dos lençóis freáticos.

Figura 3 – Ordenamento fluvial da Bacia Hidrográfica do Córrego Perdido, Ibatiba-ES.

Fonte: Elaborado pelos autores (2020).

Caracterizando morfometricamente a Bacia Hidrográfica do Córrego da Brisa em Alegre-ES, Tolentino, Silva e Ferrari (2015) determinaram que essa bacia apresentava uma densidade de drenagem regular ($2,87 \text{ km km}^{-2}$), valor alto segundo Christofletti (1974), semelhante à classe encontrada neste estudo. No entanto, Sousa e Paula (2016), estudando o comportamento hidrológico da Bacia Hidrográfica do Rio Tapuio/CE, verificaram que, apesar da grande quantidade de ramificações da rede de drenagem da bacia hidrográfica (5ª ordem), ela apresentava média capacidade de drenagem ($1,2002 \text{ km km}^{-2}$). Os autores destacam que a ordem de drenagem está relacionada com o potencial de uso dos recursos naturais, sendo este um índice relevante para o planejamento do uso e ocupação, pois quanto mais ramificada for a rede de drenagem maior será sua eficiência na integração entre os diversos componentes e

processos que ocorrem na bacia hidrográfica. Na análise de bacias hidrográficas, este é um parâmetro relevante, pois quanto maior o valor numérico da densidade de drenagem menores serão os tamanhos dos componentes fluviais das bacias de drenagem (ALVARENGA *et al.*, 2019).

Em termos das características de relevo avaliadas, a bacia do Córrego do Perdido apresentou grande variação de altitude, com uma mínima de 740 m, máxima de 1.550 m, média de 1.145 m e amplitude de 810 m (TABELA 3). Dada essa forte amplitude, esses dados são importantes para o correto manejo do uso e conservação das diferentes áreas da bacia, levando em consideração que áreas de maior altitude estão mais propensas à dissecação e as áreas de menor altitude à acumulação, além de favorecer a análise de diferentes elementos climáticos e áreas de erosão (SILVA *et al.*, 2010).

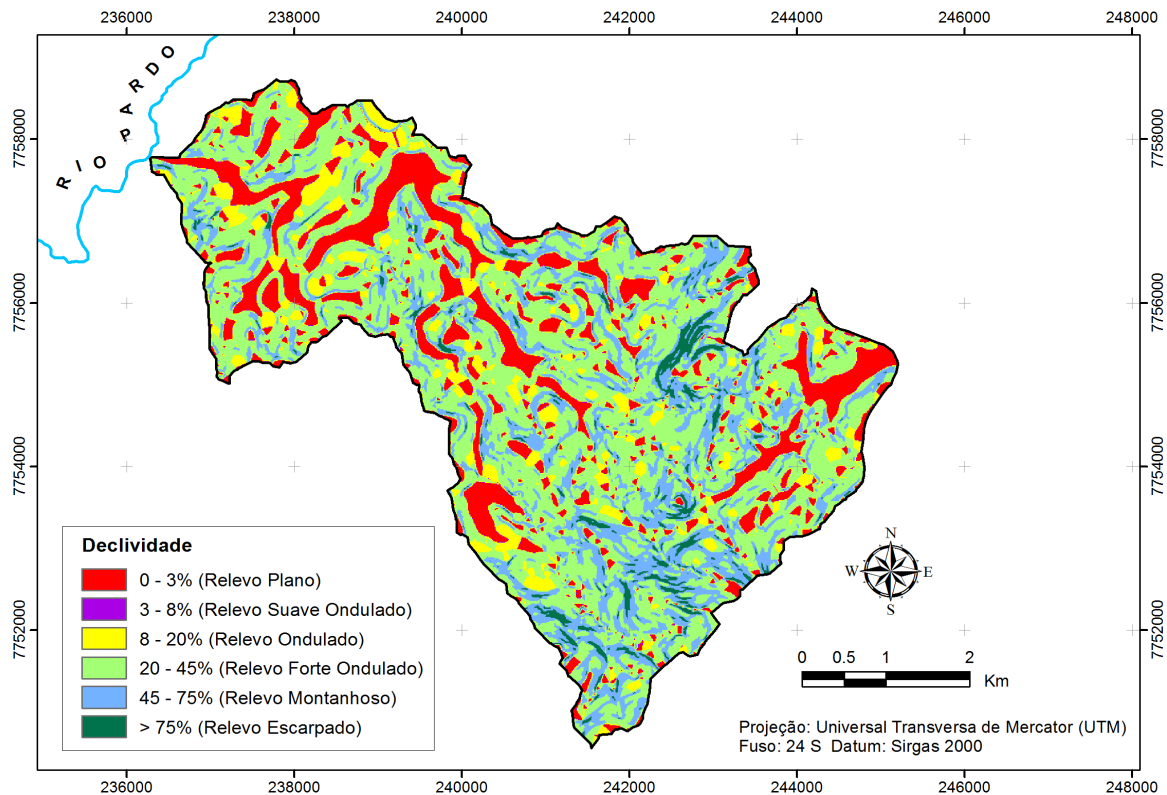
Tabela 3 – Distribuição das classes de declividade, declividade média e altitudes da Bacia Hidrográfica do Córrego Perdido, Ibatiba-ES.

Declividade - %	Discriminação	Área km ²	Área %
0 - 3	Relevo Plano	5,31	17,08
3 - 8	Relevo Suave Ondulado	0,59	1,91
8 - 20	Relevo Ondulado	3,26	10,49
20 - 45	Relevo Forte Ondulado	14,74	47,38
45 - 75	Relevo Montanhoso	6,28	20,19
> 75	Relevo Escarpado	0,92	2,95
Declividade Média (%) 30,6			
Altitude Máxima (m) 1.550			
Altitude Média (m) 1.145			
Altitude Mínima (m) 740			

Fonte: Elaborado pelos autores (2020).

Constatou-se uma declividade média de 30,6 %, com a maior concentração de declividade na classe de 20 % a 45 %, classificado como fortemente ondulado, com 47,38 % do total da área, distribuída uniformemente por toda a bacia, e uma considerável porção de área (20,19 %) de relevo considerado montanhoso, na classe de 45 % a 75 % (TABELA 3), localizadas majoritariamente na porção sudoeste (FIGURA 4). As áreas de relevo plano (de 0 % a 3 % de declividade) estão mais concentradas na porção noroeste da bacia, nas proximidades do Rio Pardo, e podem indicar áreas com possível flutuação do lençol freático, como brejos e várzeas, passíveis de alagamento sazonal e temporário (FIGURA 4). Analisando as características morfométricas da bacia hidrográfica do Igarapé Carrapato em Boa Vista/RR, Faria *et al.* (2017) encontraram uma baixa amplitude altimétrica (64 m) para essa bacia, indicando que ela possui relevo pouco movimentado, fato confirmado pelas classes de declividade predominante da área (47,2 % área plana e 49,5 % suavemente ondulada).

A predominância de relevo fortemente ondulado somada às características do uso e ocupação do solo da bacia do Córrego do Perdido, as quais foram constatadas por meio de visita *in loco* serem em grande maioria de pastagens e lavoura de café, influenciam diretamente a intensidade da degradação e da ocorrência de processos erosivos no agroecossistema da bacia, uma vez que a substituição de vegetação nativa por áreas agricultáveis expõe o solo a uma série de fatores de degradação (OLSZEWSKI *et al.*, 2011). Entre os prejuízos, é importante destacar a perda de solo, reduzindo sua qualidade física e química e consequentemente sua capacidade produtiva, como também o assoreamento e a poluição dos cursos d'água (SPERANDIO *et al.*, 2012), capaz de impactar sobremaneira aspectos ecológicos e socioeconômicos no contexto da bacia e gerar grande ônus para a comunidade local e para o município. Dessa forma, ressalta-se a importância do planejamento conjunto para implantação e manutenção das atividades, da gestão do uso e manejo do solo (SILVA *et al.*, 2018), bem como da adoção de práticas conservacionistas e regularização ambiental das propriedades.

Figura 4 – Distribuição espacial da declividade da Bacia Hidrográfica do Córrego Perdido - Ibatiba/ES.

Fonte: Elaborado pelos autores (2020).

Conclusão

Desconsiderando-se eventos hidrológicos de intensidades anormais, a bacia hidrográfica do Córrego do Perdido mostra-se pouco susceptível a enchentes, pois apresenta formato irregular alongado visto que o coeficiente de compactidade, o fator de forma e o índice de circularidade apresentam valores afastados da unidade, isto é, quanto mais próximo de 1, maior o risco da ocorrência de enchentes. A alta densidade de drenagem contribui para a infiltração de água no solo e para o abastecimento do lençol freático, conseqüentemente para a menor perda de água e solo por erosão. Porém, na ocorrência de eventos hidrológicos adversos, a segurança contra enchentes está comprometida, pois a extensão do escoamento superficial é considerada pequena. O sistema de drenagem é muito ramificado por ser uma bacia de quarta ordem. Indica-se

a necessidade de conservação da cobertura vegetal da superfície das vertentes com o intuito de impedir a degradação dos recursos naturais visto que o relevo é, predominantemente, forte ondulado.

Referências

ALVARENGA, D. F.; PORTILHO, D. B.; CORDEIRO, J.; THEREZO, P. E. A.; CORDEIRO, J. L.; SANTIAGO, G. L. A. Caracterização morfológica e hidrológica da bacia hidrográfica formada pelos cursos hídricos da região central do município de Itabira (MG). **Research, Society and Development**, v. 8, n. 4, p. e4384875-e4384875, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v8i4.875>.

- ANTONELI, V.; THOMAZ, E. L. Caracterização do meio físico da bacia do Arroio Boa Vista, Guamiranga-PR. **Caminhos da Geografia**, Uberlândia, v. 8, n. 21, p. 46-58, 2007.
- ASSIS, M. Z. Q. A.; SILVA, J. L. B.; PALÁCIO, H. A. Q.; SANTOS, J. C. N.; BRASIL, P. P.; LAVOR, J. M. P. Características morfométricas da bacia hidrográfica do Açude Catolé. In: VII CONNEPI-Congresso Norte Nordeste de Pesquisa e Inovação **Anais...** 2012.
- BERTOLINI, W. S.; CHEREM, L. F. S. Relação entre o relevo e a rede de drenagem na análise da condição de equilíbrios no alto rio Piranga (MG). **Geografias**. v. 12, n. 1, p. 102-118, 2016.
- CALÇAVARA, R. A. Uso de Sistemas de Informação Geográfica e Modelo Digital de Elevação para Obtenção de Variáveis Morfométricas da Bacia Hidrográfica do Córrego São Vicente, Cachoeiro de Itapemirim (ES). **Revista Geonorte**, v. 2, n. 4, p. 1788-1800, 2012.
- CÂMARA, P. H. S.; RIBEIRO, K. M.; RIBEIRO, K. D.; PEREIRA, T. R. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Córrego Mestre Campo, no município de Piranga, Minas Gerais. **Revista Agrogeoambiental**, v. 12, n. 1, p. 201-216, 2020. DOI: 10.18406/2316-1817v12n120201431
- CARDOSO, C. A.; DIAS, H. C. T.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Debossan, Nova Friburgo-RJ. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 30, n. 2, p. 241-248, 2006.
- CARELLI, L.; LOPES, P. P. Caracterização fisiográfica da bacia Olhos D'água em Feira de Santana/BA: Geoprocessamento aplicado à análise ambiental. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 31, n. 2, p. 43-54, 2011.
- CECÍLIO, R. A.; REIS, E. F. **Apostila didática: manejo de bacias hidrográficas**. Universidade Federal do Espírito Santo, Centro de Ciências Agrárias, Departamento de Engenharia Rural, 2006.
- CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. São Paulo. Editora Blücher, 1974.
- CHRISTOFOLETTI, A. **Geomorfologia**. 2. ed. São Paulo: Edgard Blüncher, 1980. 188 p.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos (Rio de Janeiro, RJ). **Sistema brasileiro de classificação de solos**. – Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 2009. XXVI, 412p, ISBN 85-85864-04-4.
- FAUSTINO, J. **Planificación y gestión de manejo de cuencas**. Turrialba: CATIE, 1996. 90 p.
- FARIA, M. M.; ARAÚJO, W. F.; GONÇALVES, R.; WANKLER, F. L.; EVANGELISTA, R. A. O.; SANDER, C. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Igarapé Carrapato, Boa Vista, Roraima. **Vértices**, v. 19, n. 2, p. 9-22, 2017. DOI: [http:// dx.doi.org/10.19180/1809-2667.v19n22017p9-22](http://dx.doi.org/10.19180/1809-2667.v19n22017p9-22).
- FERRARI, J. L.; SILVA, S. F.; SANTOS, A. R.; GARCIA, R. F. Análise morfométrica da sub-bacia hidrográfica do córrego Horizonte Alegre, ES. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 8, n. 2, p. 181-188, 2013. <http://dx.doi.org/10.5039/agraria.v8i2a1575>.
- FERREIRA, R. G.; MOURA, M. C. O.; CASTRO, F. S. Caracterização morfométrica da sub-bacia do Ribeirão Panquinhas, ES. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v. 8, n. 15, p. 2247-2256, 2012.
- FRAGA, M. S.; FERREIRA, R. G.; SILVA, F. B.; VIEIRA, N. P. A.; SILVA, D. P.; BARROS, F. M.; MARTINS, I. S. B. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Catolé Grande, Bahia, Brasil. **Nativa**, v. 2, n. 4, p. 214-218, 2014.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basin: Hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geol. Soc America Bulletin**, v. 3, n. 56, 1945.

INGLEZ, Í. S. S., DONIZETTI, A. **Conhecendo o Rio Pardo**: guia didático para aulas de campo percorrendo o principal corpo hídrico de Ibatiba [recurso eletrônico] / Ítalo Severo Sans Inglez, Antonio Donizetti Sgarbi. – Vitória: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo, 2018. 31 p.: il. 21 cm (Série guia didático de ciências; 57).

LIRA, B. R. P.; ANDRADE, A. A.; FERREIRA FILHO, D. F.; PESSOA, F. C. L.; FERNDDES, L. L. Morphometric, hydrological and pluviometric analysis of the Piriá- PA river basin. **Journal of Hyperspectral Remote Sensing**, v. 10, n. 1, p. 45-54, 2020. DOI: <https://doi.org/10.29150/jhrs.v10.1.p45-54>.

MESQUITA, A. R.; MACEDO, R. P.; LOPES, M. S.; SOUZA, T. D.; MENINI, S. E. Análise morfométrica da bacia hidrográfica do córrego Manhuaçuinho, Minas Gerais. **Enciclopédia Biosfera**, v. 14, n. 25, p. 22-34, 2017. DOI: http://dx.doi.org/10.18677/EnciBio_2017A4.

MIRANDA, E. E. de; (Coord.). **Brasil em Relevô**. Campinas – SP: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>. Acesso em: 4 ago. 2012.

OLIVEIRA, E. D.; BORSATO, V. A. Propriedades morfométricas da bacia hidrográfica do Córrego Marumbizinho, Jandaia do Sul/PR. **Revista Geografar**, v. 6, n. 1, p. 76-94, 2011.

OLSZEWSKI, N.; FERNANDES FILHO, E. I.; COSTA, L. M. da; SCHAEFER, C. E. G. R.; SOUZA, E.; COSTA, O. D. V. Morfologia e

aspectos hidrológicos da bacia hidrográfica do rio Preto, divisa dos estados do Rio de Janeiro e de Minas Gerais. **Revista Árvore**, v. 35, n. 3, p. 485-492, 2011.

PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E.; DEL PRETTE, M. E. A utilização do conceito bacia hidrográfica para a conservação dos recursos naturais. In: SCHIAVETTI, A.; CAMARGO, A. F. M. (Ed.). **Conceitos de bacias hidrográficas**: teorias e aplicações. Ilhéus, BA: Editus, 2002. p. 17-35.

RIBEIRO, E. G. P.; FERREIRA, B. M.; MACIELA, M. N. M.; PEREIRA, B. W. F.; SOARES, J. A. C. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Igarapé do Una por meio de geotecnologias. **Enciclopédia Biosfera**. v. 11, n. 21, p. 2960-2974, 2015.

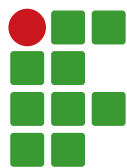
ROCHA, R. M.; LUCAS, A. A. T.; ALMEIDA, C. A. P.; NETO, E. L. M.; NETTO, A. O.A. Caracterização morfométrica da sub-bacia do rio Poxim-Açu, Sergipe, Brasil. **Ambiente & Água**, v. 9, n. 2, p.276-287, 2014.

RODRIGUES, R. S. S.; FERNANDES, L. L.; CRISPIM, D. L.; VIEIRA, A. S. A.; PESSOA, F. C. L. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Igarapé da Prata, Capitão Poço, Pará, Brasil. **Revista Verde**, v. 11, n. 3, p. 143-150, 2016.

SANTANA, D. P. **Manejo Integrado de Bacias Hidrográficas**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2003. 63p. (Embrapa Milho e Sorgo. Documentos, 30).

SILVA, L. da; LIMA, E. R. V. de; ALMEIDA, H. A. de; COSTA FILHO, J. F. da. Caracterização Geomorfométrica e Mapeamento dos Conflitos de Uso na Bacia de Drenagem do Açude Soledade. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 3, p. 112-122, 2010.

- SILVA, G. C. da; ALMEIDA, F. P.; ALMEIDA, R. T. S.; JÚNIOR, J. A. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Riacho Rangel-Piauí, Brasil. **Enciclopédia Biosfera**, v. 5, n. 8, p. 244-258, 2018.
- SOUSA, F. R. C. de; PAULA, D. P. de. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Tapuio (Ceará–Brasil). **Revista de Geociências do Nordeste**, v. 2, p. 555-564, 2016.
- SOUZA, L. D. M. Inventário ornitofaunístico do Horto Florestal de Ibatiba/ES e sua conservação. **REMÁS-Revista Educação, Meio Ambiente e Saúde**, v. 6, n. 3, p. 26-28, 2016.
- SPERANDIO, H. V.; CECÍLIO, R. A.; CAMPANHARO, W. A.; DEL CARO, C. F.; HOLLANDA, M. P. de. Avaliação da erosão hídrica pela alteração na superfície do solo em diferentes coberturas vegetais de uma sub-bacia hidrográfica no Município de Alegre, ES. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 33, n. 4, p. 1411-1417, 2012.
- STRAHLER, A. N. Quantitative analysis of watershed geomorphology. New Haven: Transactions, **American Geophysical Union**, v. 38, p. 913-920, 1957.
- TEODORO, V. L. I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental local. **Revista Uniara**, v. 11, n. 20, p. 137-156. 2007.
- TOLENTINO, K.; SILVA, A.; FERRARI, J. L. Caracterização morfométrica da sub-bacia hidrográfica do córrego da Brisa, Alegre, Espírito Santo. **Enciclopédia Biosfera**, v. 11, n. 22, 2015. DOI: http://dx.doi.org/10.18677/Enciclopedia_Biosfera_2015_111
- TONELLO, K. C.; DIAS, H. C. T.; SOUZA, A. L.; RIBEIRO, C. A. A. S.; LEITE, F. P. Morfometria da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhães-MG. **Revista Árvore**, v. 30, n. 5, p. 849-857, 2006.
- TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. ed., 1ª reimp. - Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2009. 943 p.
- VILLELA, S. M.; MATTOS, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245p.



Florística e fitossociologia de um trecho recuperado de mata ciliar do Rio Machado, Minas Gerais

Diego Pereira Marcelini¹, Miguel Gama Reis², Elenice Aparecida Fortes³,
Renon Santos Andrade⁴, Walnir Gomes Ferreira Júnior⁵

¹Instituto Federal do Sul de Minas Gerais - *Campus* Machado, Brasil. Laboratório de Botânica e Ecologia - Herbário GERAES. Graduado em Ciências Biológicas. diegomarcelini@yahoo.com.br

²Universidade Federal de Lavras – Programa de Pós-Graduação em Botânica Aplicada. Mestrando. miguel_greis@yahoo.com.br

³Universidade Estadual de Campinas – Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal. Doutoranda. forteselenice@gmail.com

⁴Escola de Botânica Tropical do Jardim Botânico do Rio de Janeiro – Programa de Pós-Graduação em Botânica. Mestrando. renonandrade.ra@gmail.com

⁵Instituto Federal do Sul de Minas Gerais - *Campus* Machado, Brasil. Laboratório de Botânica e Ecologia - Herbário GERAES. Docente. walnir.ferreira@gmail.com

Submetido em: 16/06/2021 | Aceito em: 08/09/2021

Resumo

As matas ciliares possuem papel importante na manutenção de serviços ambientais e na conservação das espécies, desempenhando papel de corredor genético para flora e fauna. O presente estudo foi realizado com o objetivo de analisar a composição de espécies e a estrutura horizontal em mata ciliar restaurada com outra área nativa adjacente, no município de Poço Fundo, Minas Gerais. Foi realizado nas áreas o levantamento florístico e fitossociológico da sinússia arbórea. Foram amostrados 199 indivíduos e 24 espécies na área restaurada e 105 indivíduos e 23 espécies na área nativa. Não foi verificada semelhança florística entre as áreas. A diversidade de Shannon foi baixa nas duas áreas. Na área restaurada, há predomínio de espécies iniciais enquanto na área nativa há predomínio de tardias. Não foi verificada convergência florística entre as duas áreas estudadas, tendo sido verificada convergência estrutural entre as áreas após 13 anos do início da restauração.

Palavras-chave: Sucessão Ecológica. Restauração Ecológica. Regeneração. Recuperação de Área Degradada.

Introdução

A Mata Atlântica teve sua cobertura original reduzida a 12,4 % (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2017). O domínio do seu bioma corresponde ao motor econômico do país, próximo aos maiores centros urbanos da América do Sul, locais com intensa urbanização, industrialização e expansão agrícola, que transformaram a Mata Atlântica em um dos biomas mais fragmentados e ameaçados do mundo (REZENDE *et al.*, 2018). Seus fragmentos florestais, perturbados, pouco conhecidos e protegidos, possibilitaram enquadrar a Mata Atlântica como *hotspot* de biodiversidade em função da riqueza de sua biodiversidade e a constante ameaça à qual é submetida (REZENDE *et al.*, 2018).

As matas ciliares são, de acordo com Rodrigues e Gandolfi (2001), comunidades arbóreas e arbustivas ocorrentes ao longo das margens dos cursos de água e de locais sujeitos

a inundações temporárias, cuja importância é extrema na manutenção física das margens dos rios, interligando ecossistemas terrestres e aquáticos e realizando a reciclagem de elementos em solos encharcados.

As matas ciliares possuem papel importante na conservação das espécies, desempenhando a função de corredor genético para a flora e a fauna, promovendo fluxo de espécies entre os elementos da paisagem. Torna-se primordial o entendimento do relacionamento dos diferentes tipos de plantas entre si e delas com a fauna, para que se cumpra o objetivo de restaurar e recompor áreas de matas ciliares (ROSOT *et al.*, 2018).

O valor de conservação dos fragmentos depende do tipo de espécies presentes, uma vez que muitas são restritas a florestas maduras, nas quais a manutenção da espécie depende de condições ambientais encontradas em ecossistemas conservados. Mesmo que as

paisagens em países tropicais estejam dominadas por agricultura, frequentemente monocultura, os fragmentos isolados ainda mantêm florestas antigas em declínio, com estrutura de vegetação resistente à fragmentação, contendo árvores longevas que, apesar dos impactos negativos da perda de habitat, podem preservar parcela importante da flora e da fauna regional (FARAH *et al.*, 2017).

A restauração ecológica auxilia o ambiente no retorno a uma condição sustentável em uma situação na qual as espécies possam se desenvolver sem impor uma trajetória que reproduziria fielmente condições específicas pré-existentes. A restauração deve estar fundamentada no conhecimento dos diferentes estágios sucessionais e níveis de recuperação, incluindo informações sobre fatores de degradação e as condições históricas que auxiliariam a indicação do declínio ou a recuperação do ecossistema (MCDONALD *et al.*, 2016).

Normalmente, em projetos de restauração, utiliza-se apenas de uma fração das espécies vegetais que, por sua vez, representam apenas pequena parte da biodiversidade dos ecossistemas naturais. Segundo Brancalion *et al.* (2015), a escolha de mudas nativas e típicas da região a ser restaurada depende de vários fatores como: grau de degradação da área e seu histórico; disponibilidade de sementes e mudas; recursos financeiros disponíveis, disponibilidade de máquinas e implementos agrícolas; sempre tendo como referência o processo natural de regeneração de matas ciliares.

Este trabalho foi realizado com o objetivo de analisar a composição de espécies e os aspectos da estrutura horizontal da sinúsia arbórea em área de mata ciliar restaurada com outra área nativa adjacente, ambas situadas às margens do rio Machado, no município de Poço Fundo, Minas Gerais, disponibilizando informações relevantes para a restauração florestal das matas ciliares da região.

Material e métodos

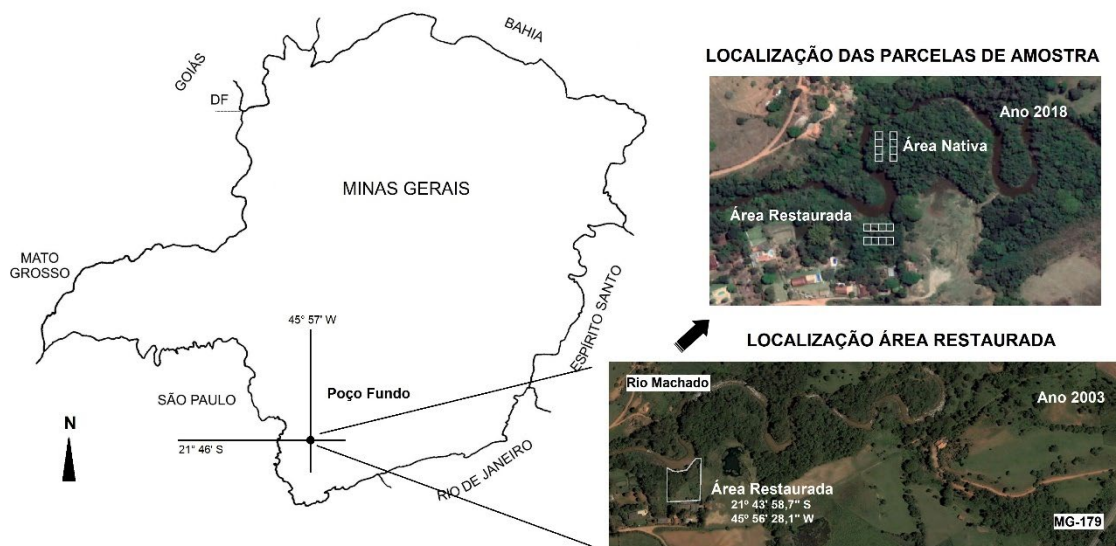
Os estudos foram conduzidos em fragmentos florestais de mata ciliar nativa e recuperada situados no município de Poço Fundo, sul de Minas Gerais (FIGURA 1). A região integra o domínio da Floresta Estacional Semidecídica dentro do bioma Mata Atlântica (IBGE, 2004). Apresenta relevo variando de fortemente ondulado a montanhoso, altitude entre 835 m e 1.310 m. A temperatura média anual do município é de 20,4 °C; a média mensal máxima de 23,2 °C; a média mensal mínima de 17,4 °C; o índice pluviométrico médio anual é de 1.497 mm (CLIMATE-DATA.ORG, 2018).

A propriedade onde estão localizadas as matas ciliares restauradas e nativas do presente estudo foi autuada pelo Ministério Público de Minas Gerais em 09 de dezembro de 2003, na forma do artigo 5º e 6º da Lei nº 7.347/85, alterado pelo artigo 113 da Lei nº 8.078, de 11 de setembro de 1990, c/c art. 201 e § 5º, “b” da Lei 8069/90.

De acordo com o termo de compromisso de ajustamento de conduta do Ministério Público de Minas Gerais, o proprietário foi intimado a executar um projeto aprovado pelo Instituto Estadual de Florestas, visando à recuperação de um trecho de 50 m de mata ciliar, com 250 mudas de espécies arbóreas doadas pela Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG). As mudas foram plantadas no espaçamento de 2 m x 2 m no período entre fevereiro e março de 2004. Ao final do processo, a área foi cercada a 30 m da margem evitando a entrada de animais.

Na época da autuação da propriedade foram identificadas como árvores nativas remanescentes no local: *Inga edulis* Mart., *Croton urucurana* Baill., *Sebastiania brasiliensis* Spreng., Lauraceae não especificada e *Myrciaria tenella* O. Berg. Foram utilizadas inicialmente no projeto de reflorestamento mudas das seguintes espécies arbóreas: *Calophyllum*

Figura 1. Localização geográfica da área restaurada e das parcelas de amostra do presente estudo às margens do rio Machado, Poço Fundo, MG, na época da autuação em 2003 e em 2018.



Fonte: Elaborada pelos autores com uso de imagem Google Earth de 2003 e 2018.

brasiliense Cambess, *Schinus terebinthifolia* Raddi, *Syzygium cumini* (L.) Skeel e *Inga edulis* Mart. Essas espécies, embora sejam de estágios sucessionais diferentes, possuem em comum a dispersão zoocórica.

Para as coletas das amostras foram demarcadas duas (2) áreas distintas de estudos: i) área restaurada (21°43'58,7"S/45°56'28,1"W) e ii) área nativa (21°43'51,2"S/45°56'43,4"W) próxima à restaurada, capaz de imprimir convergência florística e fonte das espécies remanescentes encontradas. Em cada uma das áreas estudadas foram instaladas 8 parcelas (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974) de 10 m x 10 m, distribuídas em duas (2) linhas de quatro parcelas paralelas ao curso d'água, espaçadas 3 m entre si. As primeiras quatro parcelas das duas áreas do estudo foram posicionadas a uma distância de 2,5 m da margem do rio Machado (FIGURA 1). Essa distância da margem do rio foi definida em função das dimensões da área restaurada, não sendo possível maior espaçamento. Considerando as amostragens nas duas áreas estudadas, as parcelas totalizaram 1.600 m².

Os indivíduos arbóreos, vivos e mortos em pé, com diâmetro mínimo a 1,30 m do solo (DAP) maior ou igual a 3,18 cm foram amostrados, marcados e numerados com placas de metal. Os parâmetros fitossociológicos abordados foram: densidade, dominância e frequência, utilizados na composição do valor de importância, descritos e propostos por Mueller-Dombois e Ellenberg (1974). Foram calculados para cada área o Índice de Diversidade de Shannon (H') (BROWER; ZAR, 1984) e o Coeficiente de Equabilidade de Pielou (J) (PIELOU, 1975). Os parâmetros fitossociológicos e florísticos descritos acima foram calculados com o uso do programa FITOPAC 2 (SHEPHERD, 2009).

A análise da similaridade entre as áreas foi feita por meio da classificação aglomerativa por UPGMA (JAMES; MCCULLOCH, 1990). As duas áreas foram comparadas qualitativamente (presença e ausência de espécies), utilizando-se do coeficiente de similaridade de Sørensen com auxílio do programa MVSP® (Multi-Variate Statistical Package; Kovach Computing Services, Wales, UK).

As espécies amostradas foram classificadas quanto à síndrome de dispersão em zoocóricas, autocóricas e anemocóricas em função das características de seus propágulos (sementes e frutos) de acordo com Vidal e Vidal (2007). Essas também foram distribuídas em três grupos ecológicos propostos por Gandolfi *et al.* (1995): pioneiras, secundárias iniciais e secundárias tardias.

Nas distribuições diamétricas foram empregados intervalos de classe com amplitudes crescentes para compensar o forte decréscimo da densidade nas classes de tamanhos maiores, típico da distribuição em exponencial negativo, conhecido como J-invertido (BOTREL *et al.*, 2002). Os materiais vegetais coletados foram herborizados e depositados no Herbário GERAES do Campus Machado do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais. As sinônimas botânicas foram atualizadas de acordo com o site Flora do Brasil do Jardim Botânico do Rio de Janeiro (FLORA DO BRASIL, 2020). Foi adotado o sistema de classificação APG IV (2016).

Resultados e discussão

Composição florística e similaridade

Ao todo foram amostrados 199 indivíduos, separados em 36 espécies (TABELA 1). Myrtaceae foi a família com maior riqueza, 9 espécies, seguida por Euphorbiaceae, Lauraceae e Salicaceae com 4 cada, Fabaceae com 3, Sapindaceae e Rutaceae com 2 cada. Com uma única espécie foram representadas: Anacardiaceae, Arecaceae, Meliaceae, Monimiaceae, Moraceae, Polygonaceae, Calophyllaceae e Solanaceae.

Estudo realizado por Silva *et al.* (2020) sobre os padrões florísticos de 56 diferentes trabalhos sobre matas ciliares na Mata Atlântica e Pampas informaram que as famílias Fabaceae (55 espécies), Myrtaceae (52 espécies), Lauraceae (23 espécies) e Rubiaceae (20 espécies) foram as que apresentaram maior riqueza de espécies na bacia Atlântica enquanto na bacia do rio Paraná-Uruguaí as famílias Myrtaceae (91 espécies), Fabaceae (72 espécies), Lauraceae (30 espécies) e Rubiaceae (29 espécies) foram as mais representadas.

Tabela 1. Lista florística, categoria sucessional e síndrome de dispersão das espécies arbóreas encontradas na área restaurada e na área nativa de mata ciliar às margens do rio Machado em uma propriedade no município de Poço Fundo, Minas Gerais.

Família/Espécies	Nome popular	AN	AR	CS	SD
ANACARDIACEAE					
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi.	aroeira-vermelha		X	P	Zoo
ARECACEAE					
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	jerivá		X	Si	Zoo
CALOPHYLLACEAE					
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	guanandi		X	St	Zoo
EUPHORBIACEAE					
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	tamanqueiro	X	X	P	Zoo
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	pau-óleo		X	P	Zoo
<i>Croton urucurana</i> Baill.	sangra-d'água		X	P	Aut
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	capixava	X	X	St	Aut
FABACEAE					
<i>Inga edulis</i> Mart.	ingá-cipó	X	X	Si	Zoo

<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.) A.M.G.Azevedo & H.C.Lima	embira-de-sapo	X		Si	Ane
<i>Machaerium opacum</i> Vogel	jacarandá-do-mato	X	X	Si	Ane
LAURACEAE					
<i>Cryptocarya moschata</i> Ness e Mart.	canela-moscada		X	St	Zoo
<i>Nectandra lanceolata</i> Ness	canela-amarela		X	St	Zoo
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez	canela-fedorenta	X		Si	Zoo
<i>Ocotea lancifolia</i> (Schott) Mez	canela-do-brejo	X		St	Zoo
MELIACEAE					
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	saco-de-gambá	X	X	St	Zoo
MONIMIACEAE					
<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins	corticeira	X	X	Si	Zoo
MORACEAE					
<i>Morus nigra</i> L.	amora-preta		X	Ex	Zoo
MYRTACEAE					
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk.	guabiroba		X	St	Zoo
<i>Campomanesia reitziana</i> D.Legrand.	guabiroba-crespa	X		Si	Zoo
<i>Corymbia citriodora</i> (Hook.) K.D.Hill & L.A.S.Johnson	eucalipto	X		Ex	Aut
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	mamoneira	X		St	Zoo
<i>Myrcia subcordata</i> DC.	guamirim	X		St	Zoo
<i>Myrciaria</i> sp.	-	X		Sc	Zoo
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O.Berg	cambuçi		X	Si	Zoo
<i>Psidium guajava</i> L.	goiabeira		X	Ex	Zoo
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	jambolão		X	Ex	Zoo
POLIGONACEAE					
<i>Triplaris americana</i> L.	pau-formiga		X	P	Ane
RUTACEAE					
<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck	limão-cravo	X		Ex	Zoo
<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	mamica-de-porca	X		P	Zoo
SALICACEAE					
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	cafezeiro-do-mato	X	X	St	Zoo
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	guaçatonga	X		St	Zoo
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	guaçatonga	X		P	Zoo
SAPINDACEAE					
<i>Cupania ludowigii</i> Somner & Ferrucci	camboatá	X	X	P	Zoo
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	arco-de-peneira	X		Si	Zoo
SOLANACEAE					
<i>Solanum</i> sp.	-		X	Sc	Sc

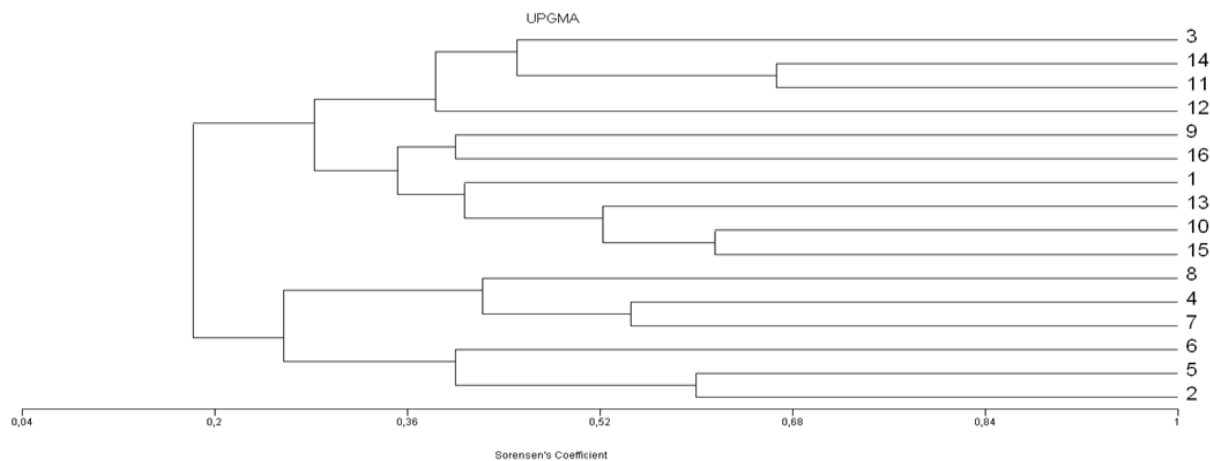
Legendas: NA: Área Natural; AR: Área Restaurada; CS: Categoria Sucessional; P: Pioneira; Si: Secundária inicial; St: Secundária tardia; Ex: Exótica; Sc: Sem caracterização; SD: Síndrome de dispersão; Zoo: Zoocórica; Aut: Autocórica; Ane: Anemocórica.

Fonte: Elaborada pelos autores (2021).

Quanto à riqueza, a área restaurada apresentou 15 famílias e 24 espécies, enquanto na área nativa foram registradas 10 famílias e 23 espécies. Muito embora os valores de riqueza de espécies tenham sido próximos entre as áreas,

não foi verificada forte semelhança florística entre elas. O coeficiente de Sorensen obtido foi menor que 0,2 (Sorensen = 0,182) na análise de agrupamento realizada entre o bloco de parcelas da área restaurada e da área nativa (FIGURA 2).

Figura 2. Dendrograma de similaridade florística de Sorensen entre as parcelas da área restaurada e da área nativa de mata ciliar às margens do rio Machado em uma propriedade no município de Poço Fundo, Minas Gerais.



Legendas: Parcelas 1 a 8: área restaurada e Parcelas 9 a 16: área nativa.

Fonte: Elaborada pelos autores (2021).

A proximidade geográfica entre as áreas não foi capaz de imprimir maior convergência florística. Soma-se a isso o curto tempo do processo de restauração (13 anos) e a inclusão de espécies exóticas no plantio. Segundo Gandolfi *et al.* (2007), programas de restauração geralmente tendem a produzir, quando obtêm sucesso, convergência fisionômica e estrutural, em diversidade e número de indivíduos por espécie, em área basal, diâmetro e altura de indivíduos, além de apresentarem semelhança na distribuição desses indivíduos na área restaurada quando comparada à área nativa e não necessariamente alcançam convergência florística.

Tal observação encontra sustento no novo paradigma da sucessão ecológica que entende que o processo de sucessão pode apresentar várias trajetórias possíveis: progressivas, regressivas e estacionárias que poderão produzir incontáveis comunidades futuras (MARTINS *et al.*, 2012).

Estrutura fitossociológica – Área restaurada

Na área restaurada, foram amostrados 94 indivíduos, classificados em 15 famílias e 24 espécies (TABELA 1). O índice de Shannon (H') foi de 2,75 e a equabilidade de 0,867. Os indivíduos apresentaram diâmetro médio de $12,68 \pm 9,20$ cm e altura média de $6,08 \pm 2,52$ m e densidade de 1.175 indivíduos/ha e área basal de $22,56 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$.

Na área restaurada, a espécie com maior valor de importância (VI) foi *Inga edulis*, com 14 indivíduos na amostra, apresentando também maior densidade relativa (DR) e alta dominância relativa (DoR) (TABELA 2). Na época do levantamento, *I. edulis* já havia sido identificada como espécie remanescente e também teve mudas plantadas durante a execução do projeto de restauração, o que pode ter contribuído para os resultados apresentados acima.

Tabela 2. Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas da área restaurada de mata ciliar às margens do rio Machado em uma propriedade no município de Poço Fundo, Minas Gerais.

Espécies	NI	DR(%)	FR(%)	DoR(%)	VI(%)
<i>Inga edulis</i> Mart.	14	14,89	10	32,18	19,02
<i>Morus nigris</i> L.	13	13,83	12	8,5	11,44
<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	13	13,83	6	14,11	11,31
<i>Schinus terebinthifolia</i> Raddi	7	7,45	8	9,73	8,39
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng	5	5,32	6	6,23	5,85
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	5	5,32	8	4,11	5,81
<i>Cryptocarya moschata</i> Ness e Mart.	2	2,13	2	12,44	5,52
<i>Nectandra lanceolata</i> Ness	7	7,45	6	1,19	4,88
<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	5	5,32	4	5,15	4,82
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	2	2,13	4	0,65	2,26
Árvores mortas	2	2,13	4	0,64	2,23
<i>Croton urucurana</i> Baill.	2	2,13	4	0,54	2,22
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	2	2,13	4	0,13	2,09
<i>Calophyllum brasiliense</i> Cambess.	3	3,19	2	0,29	1,83
<i>Triplaris americana</i> L.	2	2,13	2	0,3	1,59
<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) Müll.Arg.	1	1,06	2	1,63	1,56
<i>Machaerium opacum</i> Vogel	2	2,13	2	0,58	1,48
<i>Cupania ludowigii</i> Somner & Ferrucci	1	1,06	2	0,91	1,32
<i>Solanum</i> sp.	1	1,06	2	0,26	1,11
<i>Campomanesia guaviroba</i> (DC.) Kiaersk	1	1,06	2	0,16	1,07
<i>Myrciaria tenella</i> O. Berg	1	1,06	2	0,1	1,05
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	1	1,06	2	0,06	1,04
<i>Psidium guajava</i> L.	1	1,06	2	0,06	1,04
<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins	1	1,06	2	0,05	1,04

Legendas: NI: Número de indivíduos; DR: Densidade relativa; FR: Frequência relativa; DoR: Dominância relativa; VI: Valor de importância.

Fonte: Elaborada pelos autores (2021).

S. terebinthifolia, espécie introduzida pelo projeto de restauração, apresentou bom desenvolvimento na área, alcançando um alto VI, sendo a terceira espécie em número de indivíduos e destacados valores de densidade, frequência e dominância relativas, demonstrando bom desenvolvimento na área restaurada. *Sebastiania brasiliensis*, *Guarea macrophylla*, *Cryptocarya moschata*, *Nectandra lanceolata* e *Syagrus romanzoffiana* são espécies que estavam presentes na área e apresentaram valores elevados de VI (TABELA 2). Dessas,

S. brasiliensis apresentou 5 indivíduos e DoR elevada, demonstrando importância como estoque de biomassa, além de números expressivos de densidade e frequência relativas. *G. macrophylla* apresentou números semelhantes aos de *S. brasiliensis*, com o mesmo número de indivíduos e densidade, embora apresente maior frequência e menor DoR (TABELA 2).

Entre as espécies amostradas no trecho restaurado, três são exóticas: *Syzygium cumini*, *Morus nigra* e *Psidium guajava*. Enquanto a espécie *S. cumini* é exótica e naturalizada

introduzida pelo projeto de restauração, as espécies *M. nigra* e *P. guajava* foram dispersas para a área restaurada, provavelmente a partir de pomares existentes em propriedades vizinhas ao fragmento. Entre as exóticas, *S. cumini* ocupa o terceiro lugar em VI, é a segunda espécie com mais indivíduos e apresenta DoR elevado. A espécie *M. nigra* ocupa o segundo lugar em VI, sendo a espécie mais frequente no trecho restaurado. *P. guajava* apresentou parâmetros relativamente baixos: último lugar em VI, densidade e frequência, e penúltima em dominância com um único indivíduo representado (TABELA 2).

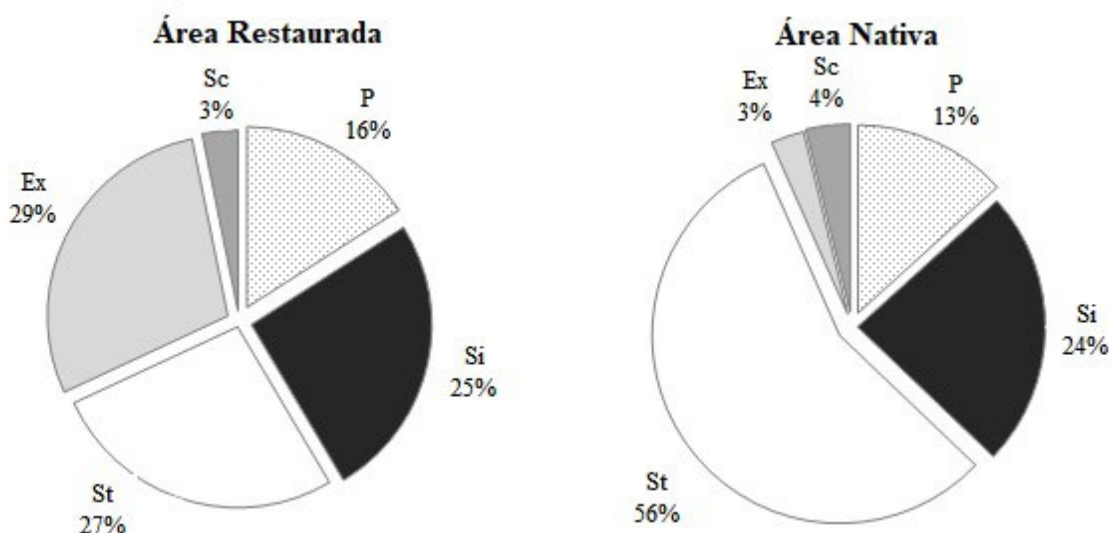
As espécies exóticas auxiliam a recuperação florestal de ambientes degradados, contudo podem prejudicar o desenvolvimento ecológico do fragmento, cobrindo o ambiente e sufocando espécies nativas (GISP, 2005), além de favorecer alguns níveis tróficos em detrimento de outros, modificando a fauna, por exemplo, favorecendo grupos de animais que se alimentam de seus frutos e desequilibrando as relações ecológicas na localidade (ZILLER, 2007). Com o tempo, a

invasão sem controle de espécies exóticas pode causar perda da estabilidade no fragmento, diminuindo a diversidade funcional, ocasionando a limitação da capacidade de resposta a alterações ambientais que possam surgir (MCCANN, 2000).

Quanto ao momento sucessional, a área restaurada está em estágio inicial de sucessão secundária, de acordo com os critérios propostos por Budowski (1970), uma vez que mais de 50 % dos indivíduos de seu dossel, excluindo os das exóticas, são caracterizados como de espécies pioneiras (P) e secundárias iniciais (SI) (FIGURA 3), além dos valores baixos de diversidade e área basal.

Detalhando os parâmetros estruturais, apresentou característica inicial com mais indivíduos pertencentes a esta classe (P e SI) (41,49 %) (FIGURA 3), com maior destaque para as SI que apresentaram alta FR (22 %), DR (25,52 %) e DoR (37,84 %), levando a elevado VI (28,46 %), que associadas às pioneiras (FR = 22 %, DR = 15,96 %, DoR = 14,1% e VI = 17,35 %) refletem o caráter inicial do fragmento restaurado.

Figura 3. Porcentagem de indivíduos das espécies de diferentes estádios sucessionais amostrados nos fragmentos de mata ciliar restaurado e nativo às margens do rio Machado em uma propriedade no município de Poço Fundo, Minas Gerais.



Legendas: P: Pioneiras; Si: Secundárias iniciais; St: Secundárias tardias; Ex: Exóticas, e Sc: Sem caracterização.

Fonte: Elaborada pelos autores (2021).

Estrutura fitossociológica – Área nativa

Na área nativa foram amostrados 105 indivíduos, 10 famílias botânicas e 23 espécies (TABELA 2). A diversidade de Shannon (H') foi de 2,53, equabilidade de Pielou de 0,809, densidade de 1.312 ind/ha, altura média de $6,5 \pm 2,89$ m e diâmetro médio de

$12,73 \pm 2,91$ cm, apresentando área basal de $28,85 \text{ m}^2 \cdot \text{ha}^{-1}$. *I. edulis* apresentou alta densidade (10 indivíduos) e elevada dominância, o que a posicionou como espécie mais importante na área nativa (TABELA 3).

Tabela 3. Parâmetros fitossociológicos das espécies amostradas na área nativa de mata ciliar às margens do rio Machado em uma propriedade no município de Poço Fundo, Minas Gerais.

Espécies	NI	DR (%)	FR (%)	DoR (%)	VI (%)
<i>Inga edulis</i> Mart.	10	9,52	9,62	48,05	22,40
<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng	16	15,24	9,62	22,73	15,86
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	24	22,86	13,46	8,06	14,79
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	11	10,48	7,69	5,4	7,86
<i>Ocotea lancifolia</i> (Schott) Mez.	10	9,52	5,77	1,62	5,64
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	7	6,67	7,69	2,1	5,49
<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	4	3,81	3,85	1,43	3,03
<i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez.	2	1,9	3,85	3,06	2,94
<i>Myrciaria</i> sp.	3	2,86	3,85	1,82	2,84
<i>Myrcia subcordata</i> DC.	2	1,9	3,85	0,96	2,24
<i>Machaerium opacum</i> Vogel	2	1,9	3,85	0,26	2,00
<i>Citrus limon</i> (L.) Osbeck	2	1,9	3,85	0,16	1,97
<i>Casearia decandra</i> Jacq	2	1,9	3,85	0,14	1,96
<i>Corymbia citriodora</i> (Hook.) K.D.Hill & L.A.S.Johnson	1	0,95	1,92	1,46	1,44
<i>Lonchocarpus cultratus</i> (Vell.); A.M.G.Azevedo & H.C.Lima.	1	0,95	1,92	1,24	1,37
<i>Campomanesia reitziana</i> D.Legrand.	1	0,95	1,92	0,64	1,17
<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	1	0,95	1,92	0,42	1,10
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	1	0,95	1,92	0,11	1,00
<i>Mollinedia argyrogyna</i> Perkins	1	0,95	1,92	0,09	0,99
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	1	0,95	1,92	0,09	0,99
<i>Zanthoxylum riedelianum</i> Engl.	1	0,95	1,92	0,06	0,98
<i>Cupania ludowigii</i> Somner & Ferrucci	1	0,95	1,92	0,05	0,98
Árvores mortas	1	0,95	1,92	0,05	0,98

Legendas: NI = Número de indivíduos; DR = Densidade relativa; FR = Frequência relativa; DoR = Dominância relativa; VI = Valor de importância.

Fonte: Elaborada pelos autores (2021).

A espécie *Sebastiania brasiliensis* ocupa o segundo lugar em VI, com alta densidade (16 indivíduos) e elevada dominância. Considerando os parâmetros fitossociológicos da área

restaurada, *S. brasiliensis* também seria a segunda mais importante daquele trecho caso retirássemos as espécies introduzidas no plantio da área restaurada (*S. cumini*, *S. terebinthifolia*)

e a invasora *M. nigra*, o que sinaliza convergência estrutural entre as áreas estudadas.

A área nativa apresentou aspecto maduro seguindo os critérios propostos por Budowski (1970), apresentando mais de 50 % de seu dossel formado por indivíduos de espécies de característica sucessional tardia (FIGURA 3). As secundárias tardias (ST) somaram 42,32 % da FR, 56,18 % da DR, 35,05 % da DoR e 44,52 % do VI, enquanto P e SI totalizaram, respectivamente, 13,45 % e 32,69 % da FR, 13,33 % e 23,79 % da DR, 5,93 % e 55,53 % da DoR e 10,91 % e 37,34 % do VI. O maior domínio das SI em DoR se deve à espécie *I. edulis*, que apresentou valores elevados desse parâmetro com indivíduos de grande área basal.

Em algumas parcelas foram registradas maior quantidade de espécies iniciais, caracterizando ambientes de clareiras naturais causadas por árvores mortas que abriram espaços no dossel. Esse efeito não denota instabilidade do fragmento, mas apenas uma movimentação entre estágios de equilíbrio, uma vez que o ecossistema não é estático, mas dinâmico, respondendo aos distúrbios (GUNDERSON, 2000). Esse dinamismo, associado ao efeito de borda próximo à margem do rio, levou à considerável representação de espécies de características iniciais, principalmente de SI que alcançaram VI de 37,34 %, enquanto as P apresentaram menor VI (10,91 %). As exóticas apresentaram baixos valores de VI e poucos indivíduos (3).

Pensando na restauração e conservação em longo prazo parece mais interessante e primordial a recuperação da integridade e estabilidade das relações ecológicas, em vez de se almejar um ecossistema com a mesma estrutura do original. Por exemplo, em lavras de mineração de bauxita, onde são perdidas as camadas férteis do solo, faz-se imprescindível a utilização de espécies fixadoras de nitrogênio, exóticas ou não existentes previamente no local, para que o solo a ser recuperado possa ter condições mínimas

de receber propágulos de áreas nativas vizinhas. Assim, é esperado que, após a recuperação e considerando o estabelecimento de um modelo sucessional de facilitação, ocorra a restauração na medida em que as espécies iniciais cedam espaço às que ingressarem no fragmento posteriormente (CAMPELLO, 1998).

Sobre o papel funcional da diversidade, a hipótese de redundância reconhece que diferentes tipos de funcionalidade ecológica são necessários para gerar estabilidade, mas a redundância de funções resultante do surgimento de novas espécies não causa aumento proporcional na estabilidade (PETERSON *et al.*, 1998). A hipótese de diversidade-estabilidade difere da hipótese de redundância ao dizer que há aumento linear da estabilidade ao aumentar o número de espécies enquanto a hipótese de idiosincrasia diz que o ecossistema é alterado com a chegada de novas espécies, sendo impossível prever a direção e o tamanho dessas mudanças (JOHNSON *et al.*, 1996).

Sendo assim, a composição de espécies e o aumento da diversidade possuem papel importante na estabilidade, seja realizando a manutenção de diversos processos ecológicos por meio de características diferenciadas das espécies, como as espécies capazes de se associarem simbioticamente com fungos micorrízicos, aumentando a probabilidade de surgirem espécies com funções semelhantes que amenizariam futuras perturbações (MCCANN, 2000).

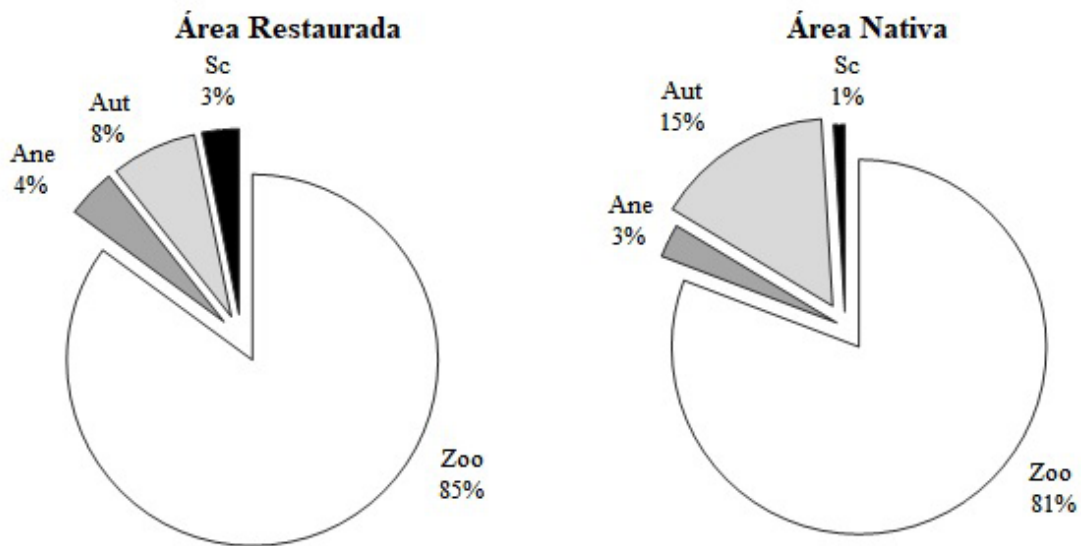
Segundo Souza e Batista (2004), a diversidade de espécies depende da proximidade do trecho restaurado com fragmentos doadores propágulos (frutos e sementes) e da ausência de barreiras naturais que impeçam a chegada dos dispersores desses propágulos, fato que ocorre no trecho estudado. Dessa maneira, espera-se que com o passar do tempo ocorra maior similaridade do fragmento restaurado com o fragmento nativo em função da proximidade geográfica entre eles.

Síndromes de dispersão e estrutura diamétrica

Ambas as áreas do presente estudo apresentaram elevado percentual de plantas zoocóricas (TABELA 1; FIGURA 4). Na área restaurada, as espécies zoocóricas somavam 80 % da FR, 85,09 % da DR, 91,45 % da

DoR e VI de 85,52, enquanto na área nativa as zoocóricas perfizeram para os mesmos parâmetros, respectivamente, 82,69 %, 80,92 %, 75,72 % e 79,78 %.

Figura 4. Porcentagem de indivíduos das espécies de diferentes tipos de síndromes de dispersão amostrados nos trechos de mata ciliar restaurados e nativo às margens do rio Machado em uma propriedade no município de Poço Fundo, MG.



Legendas: Zoo = Zoocoria; Ane = Anemocoria; Aut = Autocoria e Sc = Sem caracterização.

Fonte: Elaborada pelos autores (2021).

Espécies zoocóricas tendem a proporcionar grande interação entre as demais espécies, constituindo fator de melhoria das condições ambientais e propiciando a colonização de plantas de diferentes categorias sucessionais (REIS; KAGEYAMA, 2003). Essas plantas, por serem atrativas da fauna, acabam promovendo encontros interespecíficos, atraindo consumidores e predadores, realizando papel importante na recuperação de áreas degradadas; além disso, ao aumentar a diversidade de espécies com mecanismos ecológicos variados no fragmento, pode-se aumentar a sua capacidade de reagir a distúrbios e conseqüentemente a sua estabilidade. Assim, em caso de extinção e adição de espécies, é necessário conhecimento

de seus mecanismos ecológicos, para que a reposição cause o efeito esperado na dinâmica, e persistência das espécies no trecho restaurado (MCCANN, 2000).

Quando analisada a estrutura diamétrica, tanto a área restaurada quanto a nativa apresentaram tendência para o modelo de J invertido (FIGURA 5). Tal comportamento indica que as comunidades das áreas em questão não possuem problemas para se regenerar em função do número elevado de indivíduos nas menores classes diamétricas (SILVA; NASCIMENTO, 2001).

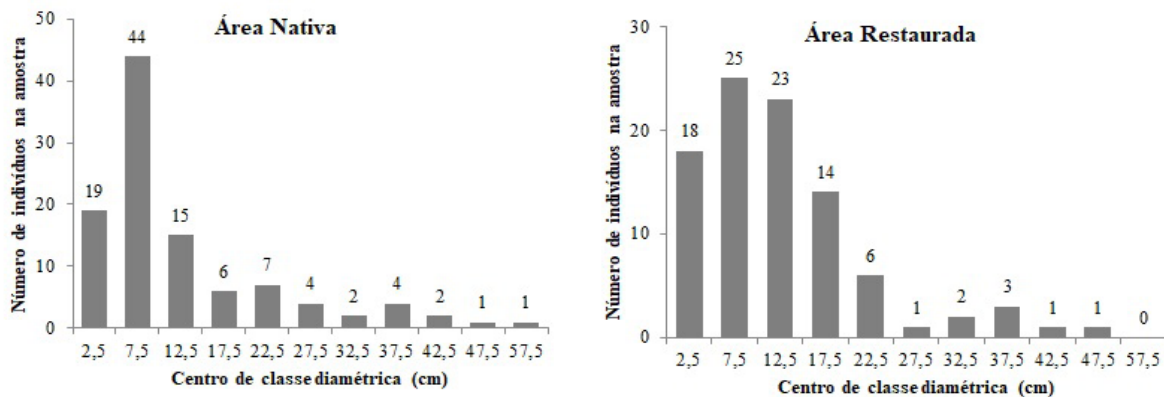
A menor concentração de indivíduos na primeira classe diamétrica nas duas áreas

estudadas (FIGURA 5) indica que ambas estão sob ação das mesmas perturbações. Essas perturbações podem estar relacionadas com a frequente abertura de trilhas para acesso à margem do rio Machado e trânsito de pessoas e conseqüente retirada seletiva de indivíduos regenerantes. Os indivíduos nas classes diamétricas iniciais caracterizam uma comunidade estoque, em que, mesmo que ocorram perturbações, existem recrutas prontas para restabelecer o equilíbrio da espécie (SCOLFORO *et al.*, 1998).

A menor quantidade de indivíduos na primeira classe diamétrica nas duas áreas estudadas pode ainda estar relacionada a

diferenças de crescimento entre plantas, podendo ocorrer a rápida passagem de uma classe para outra, a demora de transição nas plantas com crescimento mais lento ou ainda condições como o sombreamento de plantas pioneiras que impediriam sua transição, o que levaria a um acúmulo na classe seguinte (SCOLFORO *et al.*, 1998). Deve-se considerar também que em áreas ciliares a variação do nível da água e a ocorrência de inundações influenciam o estabelecimento da vegetação devido às condições impostas pelo meio, como na diferenciação da composição florística e na prevalência de indivíduos de maior diâmetro (BALESTRIN *et al.*, 2019).

Figura 5. Distribuição do número de indivíduos nas classes diamétricas na amostragem fitossociológica nos trechos de mata ciliar restaurado e nativo às margens do rio Machado em uma propriedade no município de Poço Fundo, Minas Gerais.



Fonte: Elaborada pelos autores (2021).

Na área restaurada, que possui o seu dossel formado por espécies iniciais, a maioria dos indivíduos (64,7 %) da primeira classe diamétrica são de espécies tardias. Esses jovens indivíduos de espécies tardias (*Guarea macrophylla*, *Casearia decandra*, *Calophyllum brasiliense*, *Sebastiania brasiliensis*, *Nectandra lanceolata*) estão iniciando a regeneração na área e irão integrar, possivelmente, a composição florística futura em um momento sucessional mais avançado. Entre as espécies tardias, as únicas que não foram amostradas na área nativa são *C. brasiliense*, introduzida pelo projeto

aprovado pelo Instituto Estadual de Florestas, que visou à recuperação do trecho no ano de 2003, e *N. lanceolata*.

A área nativa que possui dossel formado por espécies tardias também apresentou maioria de indivíduos de espécies tardias na menor classe diamétrica (56,25 %). Tais espécies não se desenvolveram para alcançar a classe seguinte, provavelmente em função de aberturas no dossel (clareiras) observadas durante o levantamento. Essas clareiras podem aumentar a competição dessas com espécies iniciais na

classe de menor diâmetro. Na classe seguinte (7,5 cm), a proporção de espécies tardias sobe para 70,7 % e o gráfico assume o aspecto de J invertido (FIGURA 5), com pequenas alterações, característico de áreas em contínua regeneração.

Considerações finais

A análise da riqueza, da diversidade e dos parâmetros fitossociológicos entre as áreas analisadas mostrou não haver convergência florística entre as duas áreas estudadas, mas sim convergência estrutural 13 anos após implantação de projeto de restauração.

A área restaurada está em estágio inicial de sucessão secundária (predomínio de espécies pioneiras e secundárias iniciais), enquanto a área nativa encontra-se em estágio sucessional médio tardio (predomínio de espécies secundárias tardias). Há predomínio de espécies zoocóricas nas duas áreas estudadas.

Referências

- APG IV. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society** v. 181, p. 1–20, 2016.
- BALESTRIN, D.; CRUZ, R.; SILVEIRA, G.; MARTINS, S. V. Hydric and edaphic influence on floristic composition in na altered riparian area. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 3, p. 1-12, 2019.
- BOTREL, R. T.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RODRIGUES, L. A.; CURI N. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG, e a influência de variáveis ambientais na distribuição das espécies. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 25, n. 2, p. 195-213, 2002.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.
- BROWER, J. E.; E ZAR, J. H. Community similarity. In: BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field & Laboratory for General Ecology**. Dubuque: Win C. Brown Publishers, 1984. p. 161-164.
- BUDOWSKI, G. The distinction between old secondary and climax species in tropical Central American lowlands. **Tropical Ecology**, v. 11, n. 1, 1970.
- CAMPELLO, E. F. C. Sucessão vegetal na recuperação de áreas degradadas. **Recuperação de áreas degradadas**. Viçosa: UFV - Departamento de Solos; Sociedade Brasileira de Recuperação de **Áreas** Degradadas, 1998. p. 183-196.
- CLIMATE-DATA.ORG. (2018). Disponível em: <https://pt.climate-data.org/location/25005>. Acesso em: 4 jan. 2018.
- FARAH, F. T; MUYLEAERT, R. L.; RIBEIRO, M. C.; RIBEIRO, J. W.; MANGUEIRA, J. R. S. A.; SOUZA, V. C.; RODRIGUES, R. R. Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. **Forest ecology and management**, v. 397, p. 78-88, 2017.
- FLORA DO BRASIL. Disponível em: www.floradobrasil.jbrj.gov.br/. Acesso em: 31 maio 2021.
- GANDOLFI, S.; MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Forest restoration: many views and objectives. **High diversity forest restoration in degraded areas**. New York: Nova Science Publishers, p. 3-26, 2007.
- GANDOLFI, S.; LEITÃO FILHO, H. D. F.; BEZERRA, C. L. F. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo-arbóreas de uma floresta mesófila semidecídua no município de Guarulhos, SP. **Revista brasileira de biologia**, v. 55, n. 4, p. 753-767, 1995.

- GISP – Global Invasive Species Programme. **Sudamérica Invasida-el creciente peligro de las especies exóticas invasoras**. Programa Mundial sobre Especies Invasoras. Kirstenbosch, Sudáfrica, 2005.
- GUNDERSON, L. H. Ecological resilience in theory and application. **Annual review of ecology and systematics**, v. 31, n. 1, p. 425-439, 2000.
- IBGE. **Mapa de vegetação do Brasil**. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística-IBGE, Rio de Janeiro, 2004.
- JAMES, F. C.; MCCULLOCH, C. E. Multivariate analysis in ecology and systematics: panacea or Pandora's box? **Annual review of Ecology and Systematics**, v. 21, n. 1, p. 129-166, 1990.
- JOHNSON, K. H.; VOGT, K. A.; CLARK, H. J.; SCHMITZ, O. J.; VOGT, D. J. Biodiversity and the productivity and stability of ecosystems. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 11, n. 9, p. 372-377, 1996.
- KOVACH, W. Multi-variate statistical package 3.11 b. **Kovach Computing Services, Aberystwyth, Wales, UK**, 1999.
- MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; CALEGARI, L. Sucessão ecológica: fundamentos e aplicações na restauração de ecossistemas florestais. **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**, v. 2, p. 21-52, 2012.
- MCCANN, K. S. The diversity–stability debate. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 228-233, 2000.
- MCDONALD, T.; GANN, G. D.; JONSON, J.; DIXON, K. W. **Padrões internacionais para a prática da restauração ecológica – incluindo princípios e conceitos chaves**. Washington, DC: Society for Ecological Restoration, 2016.
- MUELLER DOMBOIS, D.; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: John Wiley & Sons, Inc, 1974.
- PETERSON, G.; ALLEN C. R.; HOLLING, C. S. Ecological resilience, biodiversity, and scale. **Ecosystems**, v. 1, n. 1, p. 6-18, 1998.
- PIELOU, E. C. **Ecology diversity**. New York: John Wiley & Sons, 1975.
- REIS, A.; KAGEYAMA, P. Y. Restauração de áreas degradadas utilizando interações interespecíficas. In: KAGEYAMA, P.Y.; OLIVEIRA, R.E.; MORAES, L.F.D.; ENGEL, V.L. **Restauração ecológica de ecossistemas naturais**. Botucatu: FEPAP, 2003. p. 91-110.
- REZENDE, C. L.; SCARANO, F. R.; ASSAD, E. D.; JOLY, C. A.; METZGER, J. P.; STRASSBURGG, B. B. N.; TABARELLI, M.; FONSECA, G. A.; MITTERMEIER, R. A. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in ecology and conservation**, v. 16, n. 4, p. 208-214, 2018.
- RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: EDUSP / FAPESP, 2001. p. 235-248.
- SCOLFORO, J. R. S.; PULZ, F. A.; MELLO, J. M. Modelagem da produção, idade das florestas nativas, distribuição espacial das espécies e a análise estrutural. **Manejo florestal**, v. 1, p. 189 - 246, 1998.
- SHEPHERD, G. J. FITOPAC 2.1 (versão preliminar). **Departamento de Biologia Vegetal, Universidade Estadual de Campinas**, 2009.

SILVA, G. C.; NASCIMENTO, M. T. Fitossociologia de um remanescente de mata sobre tabuleiros no norte do estado do Rio de Janeiro (Mata do Carvão). **Brazilian Journal of Botany**, v. 24, n. 1, p. 51-62, 2001.

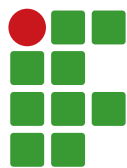
SILVA, J. O.; GALVÃO, F.; ANA SILVA, A. C.; HIGUCHI, P. Floristic patterns of alluvial forests in Atlantic Forest and Pampa: Climate and geographic insertion as determining factors. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 92, n. 3, p. 1-21, 2020.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica, período 2015-2016**. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlantica e Instituto Nacional das Pesquisas Espaciais, 2017.

SOUZA, F. M.; BATISTA, J. L. F. Restoration of Seasonal Semideciduous Forests in Brazil: influence of age and restoration design on forest structure. **Forest Ecology and Management**, v.191, n. 1-3, p. 185-200, 2004.

VIDAL, W. N.; VIDAL, M. R. R. **Botânica - Organografia**. 4ª edição. Viçosa: Ed UFV, 2007.

ZILLER, S. R. Manejo adaptativo de espécies exóticas invasoras: colocando a teoria em prática. **Natureza & Conservação**, v. 5, p. 16-22, 2007.



Diagnósticos ambientais em áreas com potencial alto de fragilidade no Distrito Federal, Brasil

Raphael Maia Aveiro Cessa¹, Anny Carolina Soares de Souza², Uirá do Amaral³

¹Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Brasília – *Campus Planaltina*. Professor do Ensino Básico, Técnico e Tecnológico, Área de Agronomia. raphael.cessa@ifb.edu.br.

²Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Brasília – *Campus Planaltina*, Estudante do curso de Licenciatura em Biologia. anny.souza@estudante.ifb.edu.br.

³Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Goiano - *Campus Urutai*. Professor do Ensino Básico, Técnico e Tecnológico, Área de Agronomia. uira.amaral@ifgoiano.edu.br.

Submetido em: 21/02/2021 | Aceito em: 29/09/2021

Resumo

Este trabalho objetivou realizar diagnósticos ambientais das áreas com alto potencial de fragilidade ambiental no Distrito Federal, Brasil. Mapas temáticos de declividade e vulnerabilidade do solo à erosão hídrica reclassificados foram combinados para criação do mapa de susceptibilidade do solo à erosão hídrica, que por sua vez foi combinado com os mapas temáticos de uso do solo e erosividade da chuva, também reclassificados e que deram origem ao mapa de potencial de fragilidade ambiental. Nos locais identificados com alto potencial de fragilidade ambiental, coletaram-se informações por meio da observação dos aspectos dos componentes ambientais físicos, bióticos e antrópicos da paisagem. Foram constatadas áreas com alto potencial de fragilidade ambiental no Distrito Federal, sendo que nessas localidades os usos e ocupações do solo observados foram lavoura intensiva, atividades rurais de pequeno porte, pecuária intensiva manejada e pecuária intensiva degradada. O uso e ocupação do solo nas áreas com alto potencial de fragilidade ambiental do Distrito Federal, com “pecuária intensiva degradada” torna tais áreas frágeis ambientalmente, uma vez que nessas localidades há presença pouco representativa de áreas naturais e que não estão conservadas, não sendo utilizado nenhum tipo de método de conservação do solo. Para o uso e ocupação do solo do Distrito Federal em áreas com alto potencial de fragilidade ambiental ocupadas com lavoura intensiva, atividades rurais de pequeno porte e pecuária intensiva manejada, de forma geral, há necessidade de melhoria dos aspectos associados à conservação de áreas naturais, assim como o aprimoramento de técnicas vegetativas e mecânicas de conservação do solo.

Palavras-chave: Planejamento territorial. Morfogênese do solo. Uso e cobertura do solo.

Introdução

A fragilidade ambiental pode ser entendida como a vulnerabilidade natural do ambiente associada à proteção ou não que diferentes usos da terra são capazes de promoverem sobre determinada área (SCHIAVO *et al.*, 2016). Sua metodologia avaliativa preconiza o planejamento territorial e considera o meio ambiente como produto dinâmico da interação entre elementos do solo sob a perspectiva da morfogênese (declividade, formas de topo, microcanais de drenagem, entre outros), pedogênese, por exemplo, textura, profundidade e espessura de horizontes, permeabilidade e complexo de cargas elétricas do solo e uso e cobertura (aspectos antrópicos) do solo, além dos aspectos climáticos em compatibilização com o desenvolvimento

socioeconômico (KAWAKUBO *et al.*, 2005; CALIJURI *et al.*, 2007).

Os diferentes tipos de solo especializados em uma região determinam a eficiência dos seus usos e ocupações, bem como a intensidade dos impactos ambientais (TRENTIN; ROBAINA, 2012). A declividade, por exemplo, é fator de análise no estudo quando observados os processos erosivos ocorrentes no solo e que podem ser mais intensos de acordo com o grau de inclinação do terreno.

A fragilidade ambiental fundamenta-se nas Unidades Ecodinâmicas previstas por Tricart (1977) dentro de uma concepção ecológica, na qual o ambiente é analisado sobre a Teoria dos Sistemas, a qual pressupõe que na natureza as trocas de energia e matéria se processam

por meio das relações de equilíbrio dinâmico, que por sua vez é frequentemente alterado por intervenções antrópicas dos componentes ambientais, gerando momentos nos ambientes de desequilíbrios temporários (ambientes instáveis) ou até permanentes (ambientes estáveis).

Ross (1990), sobre os conceitos de Tricart (anteriormente citado), inseriu critérios para definir as Unidades Ecodinâmicas Estáveis (UEE) e Instáveis (UEI), as quais definem fragilidades ambientais potenciais (associadas às vulnerabilidades naturais dos ambientes) e emergentes (associadas às vulnerabilidades naturais dos ambientes e às proteções correspondentes aos tipos de uso do solo e da cobertura vegetal) do meio. As UEEs foram poupadas da ação humana, encontrando-se, portanto, em seu estado natural, como um bosque de vegetação natural. As UEI que passaram por intervenções antrópicas modificaram intensamente os ambientes naturais por meio dos desmatamentos e práticas de atividades econômicas diversas.

O aprimoramento conceitual das definições de Unidades Ecodinâmicas por Ross (1994) passou a considerar a potencialidade dos ambientes naturais e antropizados como definidora das fragilidades ambientais não mais as separando em emergente e potencial; foi considerado que, por mais intocado que esteja certo ambiente, sempre está sendo indiretamente afetado pela ação antrópica, seja pela poluição do ar, seja pelas águas subterrâneas, entre outros.

Atualmente, a análise da fragilidade ambiental tem como principal ferramenta os Sistemas de Informação Geográficas (SIG), ferramentas capazes de elaborar as informações coletadas e georreferenciadas e sintetizá-las para a criação de produtos finais, como mapas temáticos (PADILHA, 2013), permitindo, assim, o planejamento territorial das políticas públicas

de forma relativamente rápida, dinâmica-interativa e de baixo custo.

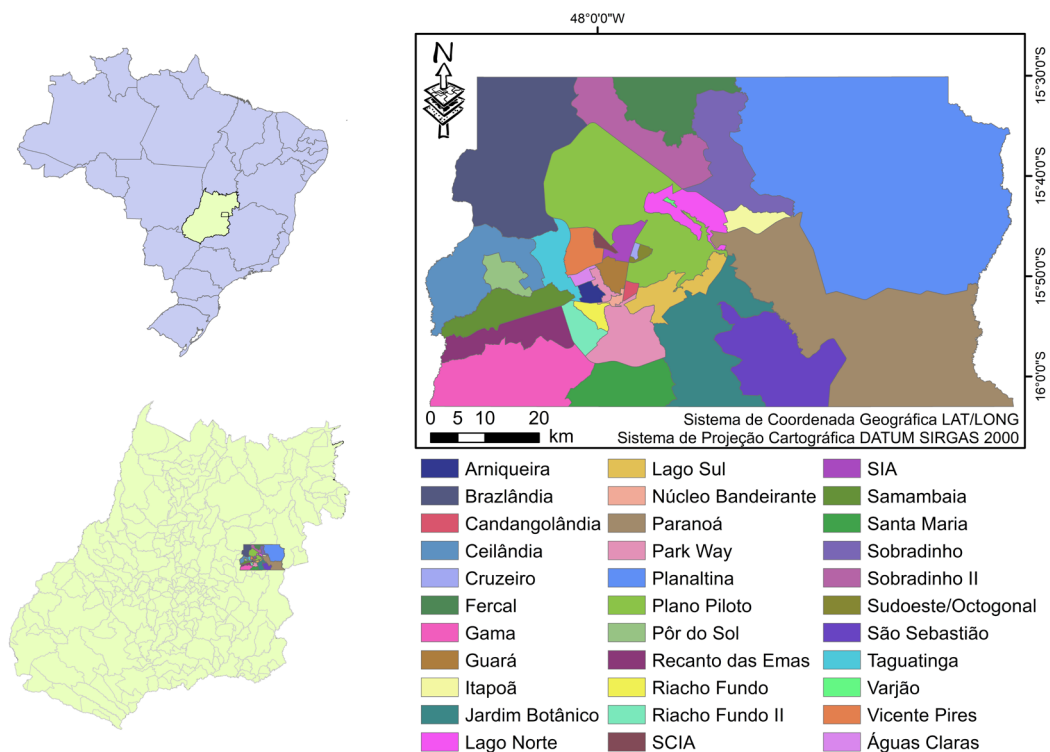
No presente trabalho, pretende-se “construir” um mapa de potencial de fragilidade ambiental a partir da combinação de um mapa de susceptibilidade do solo, proveniente da combinação da declividade com a vulnerabilidade do solo à erosão, com a erosividade das chuvas e uso e ocupação do solo. O pretendido diagnóstico ambiental, portanto, delineará, por meio da descrição visual da paisagem, a composição dos aspectos físicos, bióticos e antrópicos nas áreas tidas com alto potencial de fragilidade. Tais áreas possivelmente contemplam solos vulneráveis à erosão por aspectos da pedogênese ou morfogênese e presentes em locais com chuvas erosivas na condição de uso “sem proteção” ou antropizados.

Este trabalho objetivou realizar diagnósticos ambientais por meio da observação de alguns aspectos presentes nos componentes ambientais físicos, bióticos e antrópicos da paisagem, das áreas com potencial de fragilidade ambiental alto no Distrito Federal, Brasil.

Material e métodos

O estudo foi realizado na área do Distrito Federal (DF), localizado entre as coordenadas geográficas 15°30' e 16°03' de latitude Sul e entre os meridianos 47°25'e 48°12' de longitude Oeste, na região Centro-Oeste brasileira. Segundo CODEPLAN (2012), o DF ocupa área de 5.789,16 km², equivalente a 0,06 % do território nacional. Sua altitude varia de 850 m a 1.400 m em relação ao nível do mar. Atualmente, divide-se em 31 regiões administrativas (FIGURA 1), com população total de 2.570.160 habitantes, segundo censo de 2010 realizado pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2021).

Figura 1. Localização das Regiões Administrativas do Distrito Federal, Brasil.



Fonte: Elaboração dos autores (2021).

As etapas metodológicas utilizadas na elaboração do mapa de potencial de fragilidade ambiental no DF constituíram-se da delimitação de classes representativas de declividade e vulnerabilidade do solo à erosão, bem como do seu uso e ocupação e da erosividade das chuvas. Para tal, fez-se necessária a conversão de dados vetoriais em formato matricial, o que possibilitou o desenvolvimento das operações de álgebra de mapas por meio do aplicativo computacional ArcMAP 10.5.

Inicialmente, obteve-se o mapa no formato raster de declividade do DF a partir do modelo digital de elevação (formato vetorial) disponível no GeoPortal (2019) do Governo do Distrito Federal. Posteriormente, o mapa rasterizado de declividade foi reclassificado (função *reclassify*) a partir das informações da Tabela 1: (FIGURA 2).

Em seguida, obteve-se o mapa de vulnerabilidade do solo à erosão hídrica vetorizado

na escala 1:250.000, disponível em Sistema Estadual de Geoinformação (2018), do Estado de Goiás, de autoria da Empresa de Assistência Técnica, Extensão Rural e Pesquisa Agropecuária, o qual foi rasterizado e reclassificado (FIGURA 3) segundo a Tabela 2.

Tabela 1. Classes de declividade da superfície do solo e coeficientes utilizados para reclassificação do mapa de declividade. Planaltina-DF, 2021.

Declividade (%)	Favorecimento*	Coefficiente
0,0 a 3,0	Muito fraco	5
3,0 a 8,0	Fraco	4
8,0 a 20,0	Médio	3
20,0 a 45,0	Forte	2
45,0 a 75,0	Muito forte	1

*favorecimento à erosão hídrica do solo pelo relevo formado

Fonte: adaptado de Mendonça, Lombardi Neto e Viêgas (2006).

Tabela 2. Classes de vulnerabilidade do solo à erosão e coeficientes utilizados para reclassificação do mapa de declividade. Planaltina-DF, 2021.

Grau de vulnerabilidade do solo à erosão hídrica*	Classe de vulnerabilidade	Coeficiente
1 a 1,3	Muito baixa	5
>1,3 a 1,7	Baixa	4
>1,7 a 2,2	Média	3
>2,2 a 2,6	Alta	2
>2,6 a 3,0	Alta	1

Fonte: adaptado de Crepani *et al.* (2001).

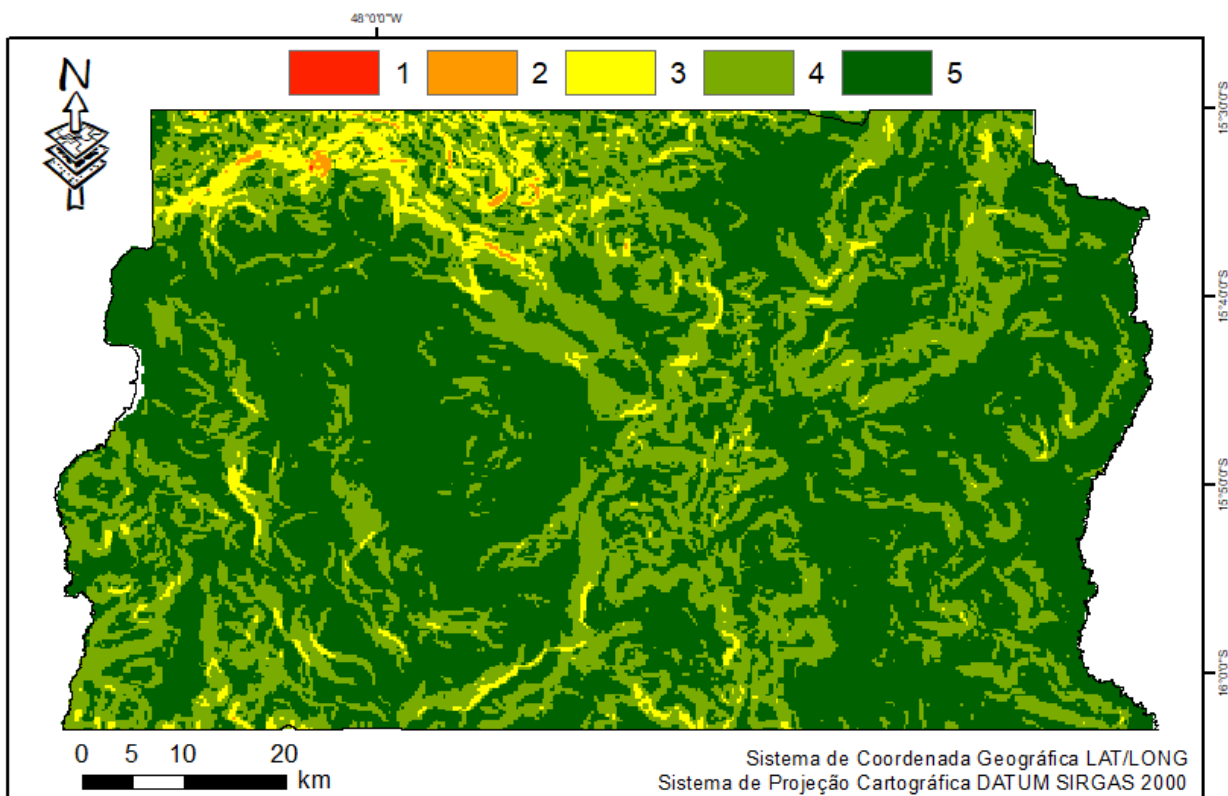
Tabela 3. Classes de susceptibilidade do solo à erosão. Planaltina-DF, 2021.

Classe	Coeficiente
Baixa	3
Média	2
Alta	1

Fonte: Elaboração dos autores (2021).

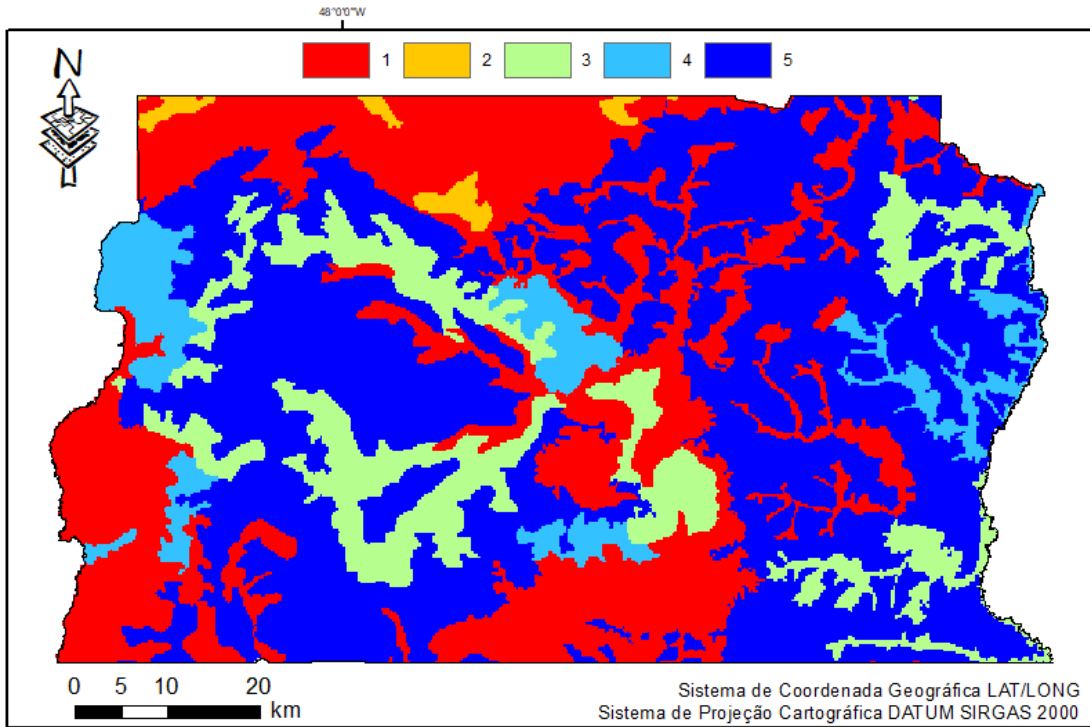
A partir dos mapas reclassificados de declividade e vulnerabilidade do solo à erosão hídrica, por meio da função *raster calculator* do aplicativo computacional ArcMAP 10.5, obteve-se um mapa segundo a equação subjetiva $(\text{declividade} * 0,60) + (\text{vulnerabilidade} * 0,40)$. Tal mapa foi reclassificado segundo a Tabela 3 originando um mapa temático da susceptibilidade do solo à erosão hídrica (FIGURA 4).

Figura 2. Mapa declividade reclassificado a partir dos coeficientes. Distrito Federal, Brasil



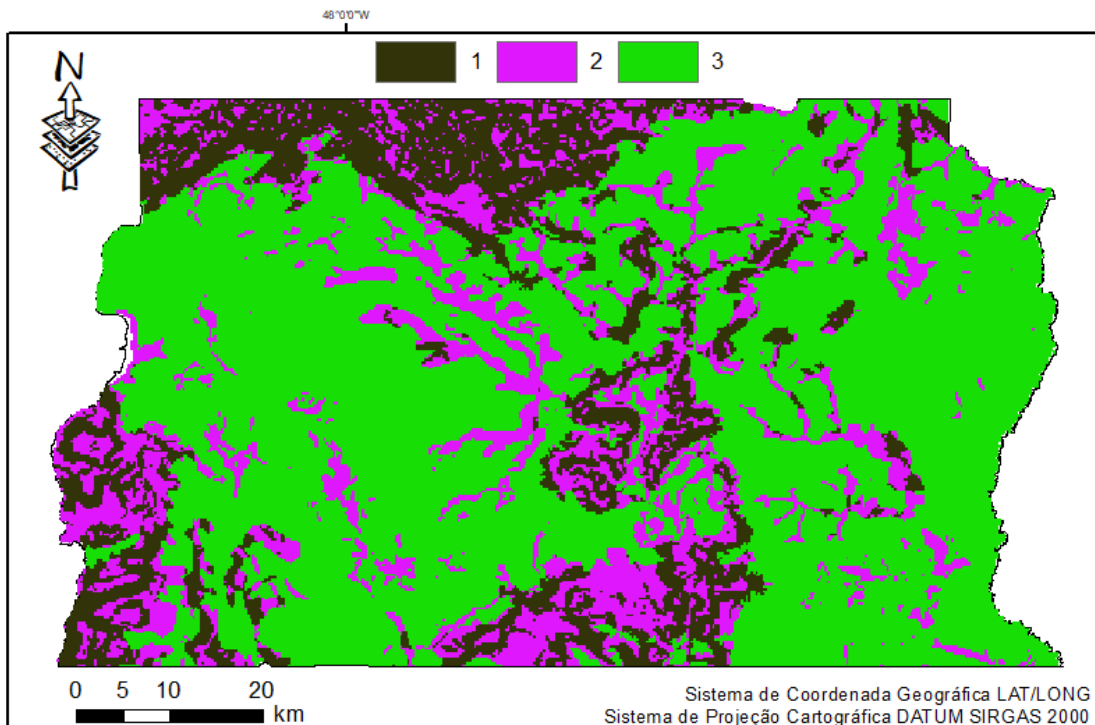
Fonte: Elaboração dos autores (2021).

Figura 3. Mapa da vulnerabilidade do solo à erosão reclassificado a partir dos coeficientes. Distrito Federal, Brasil.



Fonte: Elaboração dos autores (2021).

Figura 4. Mapa de susceptibilidade do solo à erosão hídrica reclassificada a partir dos coeficientes. Distrito Federal, Brasil.



Fonte: Elaboração dos autores (2021).

Na sequência, foram obtidos os mapas vetoriais de uso do solo na escala 1:20.000 (GEOPORTAL, 2019) e de precipitação média anual (período entre 1997 e 2006), disponibilizado pelo Serviço Geológico do Brasil – CPRM (2011) na escala 1:5.000.000, no âmbito do projeto Atlas Pluviométrico do Brasil.

O mapa de uso do solo foi rasterizado e reclassificado (FIGURA 5) segundo a Tabela 4. O mapa vetorial das “chuvas” teve seus valores recalculados segundo Galdino *et al.* (2015), para valores de erosividade do período chuvoso (outubro, novembro, dezembro, janeiro, fevereiro e março). Posteriormente foi rasterizado e reclassificado (FIGURA 6), de acordo com a Tabela 5.

Por fim, por meio da função “combine” do aplicativo computacional ArcMAP 10.5, o mapa de susceptibilidade do solo à erosão hídrica foi interposto aos mapas de uso do solo e de erosividade média anual da chuva, segundo critérios da Tabela 6. Tal procedimento permitiu a criação do mapa temático (formato raster) de potencial de fragilidade ambiental de áreas do DF.

Tabela 4. Classes de uso do solo e coeficientes utilizados para reclassificação do mapa de declividade. Planaltina-DF, 2021.

Uso do solo	Condição de proteção*	Coeficiente
Água	-	-
Área construída	Muito Alta	4
Sistema viário	Muito alta	4
Formação Cerrado	Alta	3
Formação Floresta	Alta	3
Formação Campo	Alta	3
Agric. e, ou Pec.*	Média	2
Solo exposto	Muito baixa	1

*capacidade de protegê-lo da erosividade das chuvas.

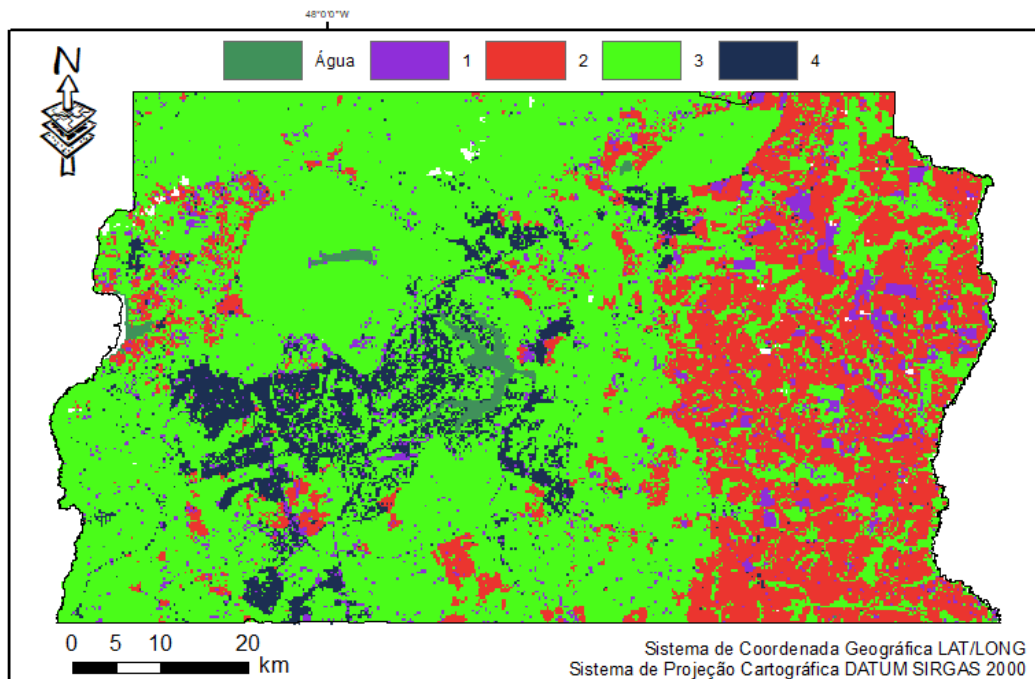
Fonte: Elaboração dos autores (2021).

Tabela 5. Classes de erosividade das chuvas no período chuvoso e coeficientes utilizados para reclassificação do mapa de declividade. Planaltina-DF, 2021.

MJ mm ha ⁻¹ h ⁻¹ ano ⁻¹	Classe erosividade	Coeficiente
14.440 a 15.472	Alta	3
>15.472 a 16.543	Muito alta	2
> 15.543 a 17.898	Extremamente alta	1

Fonte: Elaboração dos autores (2021).

Figura 5. Mapa de uso do solo reclassificado a partir dos coeficientes. Distrito Federal, Brasil.



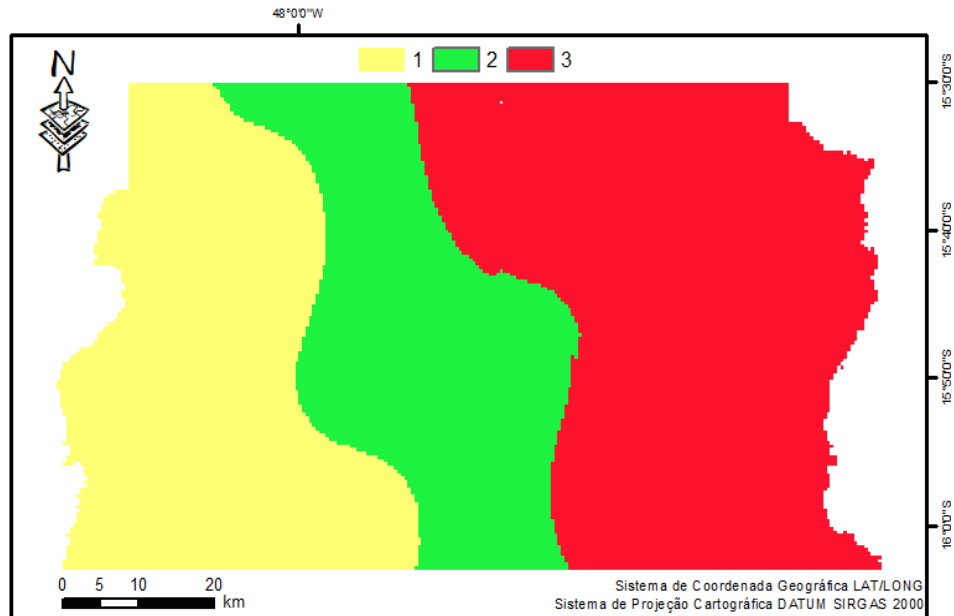
Fonte: Elaboração dos autores (2021).

Na Figura 7, pode-se observar o fluxograma de trabalho para obtenção do mapa de potencial de fragilidade ambiental do Distrito Federal.

Nos locais identificados com “alto” potencial de fragilidade ambiental do Distrito Federal, foram coletadas informações exploratórias e sistematizadas

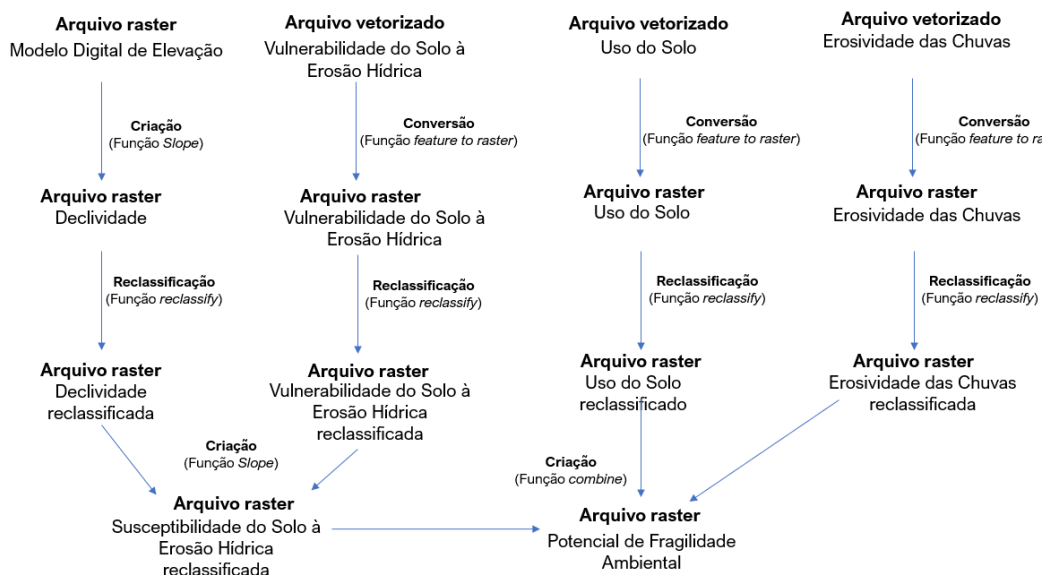
em planilha (TABELA 8), por meio da observação dos aspectos dos componentes ambientais físicos, bióticos e antrópicos da paisagem (TABELA 7), considerando-se um raio de 2.000 m. Para tal, realizaram-se visitas “in loco” nos referidos locais de alto potencial de fragilidade ambiental.

Figura 6. Mapa de erosividade das chuvas no período chuvoso (outubro, novembro, dezembro, janeiro, fevereiro e março) reclassificado a partir dos coeficientes. Distrito Federal, Brasil



Fonte: Elaboração dos autores (2021).

Figura 7. Fluxograma de trabalho para obtenção do mapa de potencial de fragilidade ambiental do Distrito Federal.



Fonte: Elaboração dos autores (2021).

Tabela 6. Coeficientes utilizados na reclassificação e obtenção do mapa de potencial de fragilidade ambiental e suas classes. Planaltina-DF, 2021.

Suscept. áreas	Erosiv. chuvas	Uso solo	Classe potencial fragilidade ambiental
2	1	1	alto
1	3	2	alto
2	3	2	alto
2	3	1	alto
2	1	2	alto
1	1	1	alto
1	2	2	alto
2	2	2	alto
1	2	1	alto
1	3	1	alto
2	2	1	alto
1	1	2	alto
1	1	3	médio
1	2	3	médio
1	3	3	médio
3	3	1	médio
3	2	1	médio
3	1	1	médio
3	2	2	médio
3	1	2	médio
2	1	3	baixo
2	2	3	baixo
2	3	3	baixo
3	3	2	baixo
3	3	3	baixo
1	2	4	baixo
2	1	4	baixo
1	3	4	baixo
3	3	4	baixo
3	2	3	baixo
1	1	4	baixo
3	1	3	baixo
2	3	4	baixo
3	1	4	baixo
3	2	4	baixo
2	2	4	baixo

Fonte: Elaboração dos autores (2021).

Tabela 7. Aspectos dos componentes ambientais físicos, bióticos e antrópicos considerados na avaliação diagnóstica ambiental de áreas com alto potencial de fragilidade ambiental do Distrito Federal.

Componente do meio	Análise
Físico	Elementos identificados na paisagem: padrões de uso do solo e favorecimento do relevo à erosão hídrica do solo.
Biótico	Estado de conservação e extensão de áreas de conservação.
Antrópico	Medidas conservacionistas: terraceamento, cultivos conservacionistas ou que permitem a proteção adequada dos solos e a qualidade do sistema de drenagem de águas pluviais.

Fonte: Adaptado de Lima (2018).

Tabela 8. Planilha de coleta de informação para diagnóstico ambiental de áreas com alto potencial de fragilidade ambiental do Distrito Federal.

Componentes ambientais													
Físico				Biótico					Antrópico				
Uso do solo	Relevo ¹				Estado conservação			Medidas conservacionistas					
	Muito fraco	Fraco	Médio	Forte	Extensão ²		Conservação ³		Terraços	Algum método conservacionista	Sist. dren. Pluv ⁴		
					Pouco Representativa	Conservado	Conservação Intermediária	Degradado			Inexistente	Deficiente	Adequado
Agricultura intensiva													
Pecuária intensiva manejada													
Pecuária intensiva degradada													
Pecuária extensiva													
Pecuária extensiva degradada													
Atividade rural pequeno porte ⁵													
Área preservada Ocupada													
Ocupação urbana													
Ocupação rural													

¹graus de favorecimento à erosão hídrica do solo pelo relevo formado avaliado com base na declividade percentual da Tabela 1; ²avaliação visual e subjetiva das áreas naturais. Caso nada seja assinalado nesse item, entende-se que tais áreas sejam ausentes; ³avaliara-se visualmente e subjetivamente a qualidade do estado de conservação das áreas naturais, caso existam no local; ⁴será avaliado visualmente e subjetivamente o sistema de drenagem pluvial; ⁵desenvolvimento de atividades agrícolas ou pecuárias em porte familiar.

Resultados e discussão

Na Figura 8, pode-se observar as áreas com alto potencial de fragilidade ambiental do Distrito Federal (DF) sobre as quais realizaram-se os diagnósticos ambientais por meio de elementos físicos, biológicos e antrópicos observados na paisagem e que estão circuladas e enumeradas.

Com a análise das informações coletadas nos locais identificados com alto potencial de fragilidade ambiental no Distrito Federal, pode-se observar que:

- 28,57 % têm uso do solo com “lavouras intensivas”, com grau muito fraco a fraco de favorecimento à erosão hídrica do solo pelo relevo. Nesses locais, em geral, há presença representativa das áreas naturais com conservação intermediária, sendo ainda utilizado algum tipo de método de conservação do solo. Sistema de drenagem de águas pluviais é deficiente;
- 57,14 % têm uso do solo com “atividades rurais de pequeno porte”, com grau fraco de favorecimento à erosão hídrica do solo pelo relevo. A representatividade das áreas naturais bem como o estado de conservação dessas é variado, sendo utilizado algum tipo de método de conservação do solo na maioria das vezes. Sistema de drenagem de águas pluviais é deficiente;
- 7,14 % têm uso do solo com “pecuária intensiva manejada”, com grau fraco a médio de favorecimento à erosão hídrica do solo pelo relevo. Nesses locais, há presença representativa de áreas naturais conservadas, sendo ainda utilizado algum tipo de método de conservação do solo. Sistema de drenagem de águas pluviais é deficiente;
- 7,14 % têm uso do solo com “pecuária intensiva degradada”, com grau fraco de favorecimento à erosão hídrica do solo pelo relevo. Nesses locais há presença pouco representativa de

áreas naturais e que não estão conservadas, não sendo utilizado nenhum tipo de método de conservação do solo. Sistema de drenagem de águas pluviais é deficiente.

A fragilidade ambiental é ocasionada por fatores naturais como declividade, tipos de solo e precipitação e, sobretudo, pelo uso da terra e pela cobertura vegetal (ALVES *et al.*, 2017; GUERRERO *et al.*, 2018). A distribuição dos graus de fragilidades ambientais está associada aos processos de antropização nas áreas naturais, sobretudo às práticas de ocupação do solo que favorecem a supressão de áreas de vegetação nativa (TREVISAN; MOSCHINI, 2016).

Diante do postulado, nota-se sobre as áreas de alto potencial de fragilidade ambiental do Distrito Federal que nas áreas ocupadas como “lavouras intensivas” é preciso priorizar ações que favoreçam a melhoria de práticas que recaem sobre a conservação das áreas naturais, como reflorestamento e combate a queimadas, bem como a difusão da importância de implantação de técnicas vegetativas e mecânicas de conservação do solo, como sistema de semeadura direta, semeadura em nível e implantação de terraços em nível. Sobre áreas com uso do solo com “atividades rurais de pequeno porte” são pertinentes ações para favorecer a criação ou manutenção de áreas naturais, bem como reafirmar a melhoria ou a implantação de técnicas vegetativas e mecânicas de conservação do solo. Em áreas com “pecuária intensiva manejada”, devem ser fortalecidas ações que melhorem ou implantem técnicas vegetativas de mecânicas de conservação do solo. Em áreas com “pecuária intensiva degradada”, torna-se imprescindível a implantação de áreas naturais e a manutenção (conservação) daquelas existentes. São fundamentais ações de implantação de técnicas vegetativas de mecânicas para conservação do solo.

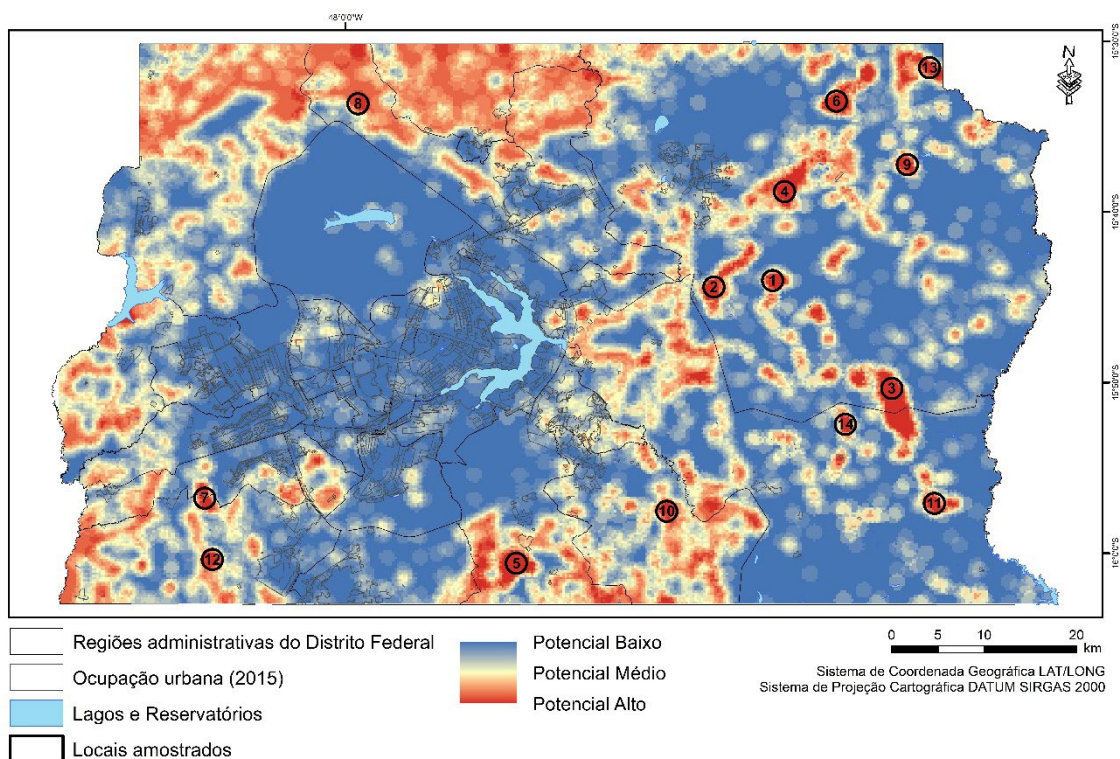
Considerando os tipos de uso do solo que foram constatados nos diagnósticos ambientais do presente estudo, nota-se que a pecuária intensiva sobre áreas degradadas em locais de potencial alto de fragilidade ambiental no Distrito Federal torna a condição desse tipo de localidade não mais potencial, mas sobretudo frágil ambientalmente. É comum áreas de pastagem estarem presentes em locais de fragilidade ambiental, promovendo pouca cobertura do solo e voçorocas (ALVES; SILVA; ALVAREZ, 2018). A capacidade das pastagens degradadas de tornar áreas com potencial de fragilidade ambiental em áreas frágeis ambientalmente também foi constatada no trabalho de Abraão e Bacani (2018), no qual os referidos autores observaram fragilidade ambiental forte em áreas de uma sub-bacia ocupada por pastagem degradada, sem observação das práticas conservacionistas e com processos erosivos do solo em estágio avançado. Para mitigar a fragilidade das áreas, os autores

sugeriram o uso de técnicas para obliteração de processos erosivos e a adoção de práticas conservacionistas do solo.

Áreas de pastagem degradadas geralmente associam-se a práticas degradantes, como uso de fogo e pastejo intensivo, além dos tipos de solo presente e topografia acidentada, têm reduzida cobertura do solo e elevada suscetibilidade a processos erosivos, o que explica a fragilidade dessas áreas (FERREIRA, 2016). Campos (2018) constatou áreas com alta fragilidade ambiental sendo ocupadas e degradadas, necessitando de intervenções políticas e técnicas adequadas à conservação dos recursos naturais da bacia do rio Caratinga no Estado de Minas Gerais.

A importância de políticas no Distrito Federal que promovam a implantação de técnicas de manejo para conservação do solo em áreas de pastagem, por meio de acesso à assistência técnica, programas de educação ambiental

Figura 8. Mapa de potencial (Baixo, Médio ou Alto) de fragilidade ambiental no Distrito Federal, Brasil contendo os locais onde foram obtidas as informações para criação do diagnóstico ambiental.



Fonte: Elaboração dos autores (2021).

e linhas de créditos apropriadas é, portanto, inerente à preservação de áreas com elevado potencial de fragilidade ambiental.

A não conservação das pastagens no Distrito Federal, principalmente daquelas sobre áreas com elevada fragilidade ambiental, possivelmente tem os mesmos motivos constatados no trabalho de Freitas *et al.* (2016). Esses autores constataram em um estudo investigativo em três propriedades agropecuárias contendo pastagens degradadas que apenas um dos proprietários possui conhecimento para realizar a maior parte das práticas necessárias para conservação das áreas de pastagens, enquanto os demais não realizam ou não têm conhecimento de quase nenhuma ação para conservação da pastagem. Ainda, os autores citados acrescentam que a degradação das pastagens nas propriedades estudadas não se dá apenas pela falta de informação sobre manejo, mas sobretudo da ausência desse.

Conclusões

Foram constatadas áreas com alto potencial de fragilidade ambiental no Distrito Federal, sendo que nessas localidades os usos e ocupações do solo observados foram lavoura intensiva, atividades rurais de pequeno porte, pecuária intensiva manejada e pecuária intensiva degradada.

O uso e ocupação do solo nas áreas com alto potencial de fragilidade ambiental do Distrito Federal com “pecuária intensiva degradada” torna tais áreas frágeis ambientalmente, uma vez que nessas localidades há presença pouco representativa de áreas naturais, além de elas não estarem conservadas, não sendo utilizado nenhum tipo de método de conservação do solo.

Áreas de pecuária intensiva degradada no Brasil são frequentes, possivelmente associadas a questões culturais, econômicas, de acesso à assistência, particular ou pública, e de políticas

de incentivo trazendo a responsabilidade da produção agropecuária com a exigência de consumidores internos e externos preocupados com sistemas produtivos sustentáveis.

Para o uso e ocupação do solo do Distrito Federal em áreas com alto potencial de fragilidade ambiental ocupadas com lavoura intensiva, atividades rurais de pequeno porte e pecuária intensiva manejada, de forma geral, há necessidade de melhoria dos aspectos associados à conservação de áreas naturais, assim como o aprimoramento de técnicas vegetativas e mecânicas de conservação do solo.

Agradecimentos

Os autores agradecem ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Brasília e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, edital n° 06/2020 do Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Científica (Ensino Superior) 2020/2021, pelo apoio financeiro.

Referências

- ABRAÃO, C. M. R.; BACANI, V. M. Diagnóstico da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do rio Santo Antônio, MS: subsídio ao zoneamento ambiental. **Boletim Goiano de Geografia**, v. 38, n. 3, p. 619-645, 2018.
- ALVES, R. F.; SILVA, S. A. S. da; ALVAREZ, W. P. Relação de voçorocas e áreas de fragilidade ambiental na microbacia do rio Jarauçú no município de Brasil Novo – Pará. **Geografia, Ensino & Pesquisa**, v. 22, n. 1, p. 01-18, 2018.
- ALVES, W. S.; MARTINS, A. P.; SANTOS, A. K. F. dos; MOURA, D. M. B. de. Análise da fragilidade ambiental na bacia hidrográfica do ribeirão Douradinho, Sudoeste de Goiás. **Geoambiente On Line**, v. 1, n. 29, p. 164-183, 2017.

- CALIJURI, M. L.; ALVES, J. E. M.; BAPTISTA, A. C.; SANTIAGO, A. F.; LOURES, S. S. P. Proposta metodológica para geração da carta de fragilidade ambiental, utilizando lógica fuzzy e combinação linear ponderada. SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13. **Anais...** [CD-ROM]:2007 abr. 21-26; Florianópolis, Brasil, p. 3311-3318.
- CAMPOS, J. A. **Fragilidade ambiental e capacidade de uso da terra da bacia hidrográfica do rio Caratinga, MG.** 2018. 95 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2018.
- CREPANI, E.; MEDEIROS, J. S.; FILHO, P. H.; FLORENZANO, T. G.; DUARTE, V.; BARBOSA, C. C. F. **Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento aplicados ao zoneamento ecológico econômico e ao ordenamento territorial.** São José dos Campos: Instituto de Pesquisas Espaciais – INPE, 2001. 103p.
- FERREIRA, T. **Boas práticas para a agricultura familiar na Bacia do Rio Doce.** Rio de Janeiro: Instituto Bioatântica, 2016. 42 p.
- FRITASG. A. de; BENDITO, B. P. C.; SANTOS, A. C. M. dos; SOUSA, P. A. de. Diagnóstico ambiental de áreas de pastagens degradadas no município de Gurupi-TO. **Biota Amazônia**, v. 6, n. 1, p. 10-15, 2016.
- GALDINO, S.; SANO, E. E.; ANDRADE, R. G.; GREGO, C. R.; NOGUEIRA, S. F.; BRAGANTINI, C.; FLOSI, A. H. Large-scale modeling of soil erosion with RUSLE for conservationist planning of degraded cultivated Brazilian pastures. **Land Degradation & Development**, v. 26, n. 6, p. 41-54, 2015.
- GEOPORTAL. **Infraestrutura de dados espaciais.** Disponível em: <https://www.geoportal.seduh.df.gov.br/mapa/#>. Acesso em: 12 abr. 2020.
- GUERRERO, J. V. R.; LOLLO, J. A.; MOSCHINI, L. E.; LORANDI, R. Carta de Fragilidade Ambiental como instrumento de planejamento e conservação de unidades aquíferas: o caso da bacia do rio Clarinho, SP. **Caderno de Geografia**, v. 28, n. 53, p. 385- 403, 2018.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **População o último censo.** Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/df/panorama>. Acesso em: 29 set. 2021.
- KAWAKUBO, F. S.; MORATO, R. G.; CAMPOS, K. C.; LUCHUARI, A.; ROSS, J. L. S. **Caracterização empírica da fragilidade ambiental utilizando geoprocessamento.** In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto [CD-ROM]: 2005 abr. 16-21; Goiânia, Brasil, p. 2203-2210.
- LIMA, A. C. **Ocupação urbana em áreas de fragilidade ambiental: estudo de áreas de risco socioambiental no Setor Sol Nascente – DF.** 2018. 127 f. Dissertação (Mestrado em Arquitetura e Urbanismo) - Universidade de Brasília, Brasília, 2018.
- MENDONÇA, I. F. C.; LOMBARDI NETO, F.; VIÉGAS, R. A. Classificação da capacidade de uso das terras da microbacia do Riacho Una, Sapé, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 4, p. 888-895, 2006.
- PADILHA D. G. **Caracterização da fragilidade ambiental da Bacia Hidrográfica do Arroio Grande-RS como subsídio ao planejamento territorial.** In: XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto [CD-ROM]: 2013 abr. 13-18; Foz do Iguaçu, Brasil, 4072-4079.
- ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 1, n. 8, p. 63-74, 1994.

ROSS, J. L. S. **Geomorfologia, ambiente e planejamento**. São Paulo: Contexto, 1990. 88p.

SCHIAVO, B. N. V.; HENTZ, A. M. K.; CORTE, A. P. D.; SANQUETTA, C. R. Caracterização da fragilidade ambiental de uma bacia hidrográfica urbana no município de Santa Maria – RS. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental Santa Maria**, v. 20, n. 1, p. 464–474, 2016.

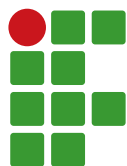
SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL – CPRM. **Programa Geologia do Brasil** - Levantamento da Geodiversidade - Atlas Pluviométrico do Brasil: isoietas mensais, isoietas trimestrais, isoietas anuais, meses mais secos, meses mais chuvosos, trimestres mais secos, trimestres mais chuvosos. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br/>. Acesso em: 12 abr. 2020.

SISTEMA ESTADUAL DE GEOINFORMAÇÃO DO ESTADO DE GOIÁS - SIEG. **Mapeamento de solo (1:250.000)**. Disponível em: <http://www2.sieg.go.gov.br/post/ver/226836/mapeamento-desolos-1:250.000>. Acesso em: 12 abr. 2020.

TRENTIN, R. ROBAINA, L. E. S. Unidades Geoambientais na Bacia Hidrográfica do Rio Itu – Oeste do Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista do Departamento de Geografia – USP**, v. 23, n. 1, p. 267-287, 2012.

TREVISAN, P. T.; MOSCHINI, L. E. Determinação das áreas com fragilidade ambiental do município de São Carlos, São Paulo, Brasil. **Geografia, Ensino & Pesquisa**, v. 20, n. 3, p. 159-167, 2016.

TRICART, J. **Classificação ecodinâmica do meio ambiente**. In: Ecodinâmica. Rio de Janeiro: IBGE, 1977. 91p.



Predição do desenvolvimento em altura de plantas de feijoeiro por meio de modelos não lineares e polinomial

Ariana Campos Frühauf¹, Edilson Marcelino Silva², Tales Jesus Fernandes³, Joel Augusto Muniz⁴

¹ Universidade Federal de Lavras (UFLA), doutoranda em Estatística e Experimentação Agropecuária. arianafruhauf@gmail.com.

² Universidade Federal de Lavras (UFLA), pós-doutorando em Estatística e Experimentação Agropecuária. edilsonmg3@hotmail.com.

³ Universidade Federal de Lavras (UFLA), professor adjunto. tales.jfernandes@ufla.br.

⁴ Universidade Federal de Lavras (UFLA), professor titular. joamuniz@ufla.br.

Submetido em: 17/05/2021 | Aceito em: 27/10/2021

Resumo

O Brasil tem se destacado mundialmente como um dos principais produtores e consumidores de feijão, o que faz com que seu cultivo se torne importante para o aspecto econômico e social do país. Como o feijoeiro possui um ciclo curto de crescimento, sua modelagem faz-se essencial para otimização de planos de manejo dessa cultura. Essa modelagem pode ser realizada por modelos lineares e não lineares, porém os modelos não lineares têm se destacado por agregar mais informação ao pesquisador, devido principalmente, ao fato da interpretação prática de seus parâmetros. Neste sentido, foram ajustados por meio do software estatístico R o modelo linear polinomial de terceiro grau e os modelos não lineares Logístico e Gompertz aos dados de altura, em centímetros, em relação ao tempo, em dias após a emergência, totalizando 11 observações. Utilizou-se como critérios para avaliar a qualidade do ajuste do modelo do coeficiente de determinação ajustado do critério de informação de Akaike corrigido e do desvio-padrão residual, sendo o modelo Logístico o que melhor se ajustou aos dados.

Palavras-chave: Curva de crescimento. Logístico. Regressão.

Introdução

O feijoeiro (*Phaseolus vulgaris* L.) tem se destacado como uma das principais culturas do agronegócio brasileiro, posicionando o país como o terceiro maior produtor mundial de feijão, ficando atrás apenas da Índia e de Myanmar (FAOSTAT, 2019). Entre os países que compõem o Mercosul, o Brasil se destaca como principal produtor e consumidor da leguminosa, produzindo cerca de 3,1 milhões de toneladas anuais (CONAB, 2019) e, assim, estimulando a agricultura familiar e a economia local, pois é uma cultura explorada do pequeno ao grande produtor (MALTA *et al.*, 2017).

A importância do feijão vai além do aspecto econômico, pois é um alimento altamente nutritivo e um dos componentes básicos da dieta dos brasileiros, sendo consumido diariamente pelas diferentes classes sociais em todo o país. Segundo o guia alimentar para a população brasileira (BRASIL, 2014), os grãos do feijoeiro

trazem inúmeros benefícios à saúde, pois são uma excelente fonte de proteínas, carboidratos, fibras, vitaminas do complexo B, ferro, cálcio e outros minerais.

Segundo Lima *et al.* (2019), como o feijoeiro possui um ciclo curto de crescimento, é fundamental a modelagem deste para otimizar as técnicas de manejo dessa cultura. Para o estudo das curvas de crescimento, é possível utilizar os modelos lineares e não lineares, porém os modelos não lineares se destacam pela parcimônia e interpretações práticas dos parâmetros, o que ajuda o pesquisador a encontrar aplicações práticas de suas características, além de resumir várias informações em poucos parâmetros (OLIVEIRA *et al.*, 2013; ARCHONTOULIS, MIGUEZ, 2015; FERNANDES *et al.*, 2017; LIMA *et al.*, 2017; RIBEIRO *et al.*, 2018).

Vários pesquisadores têm utilizado modelos não lineares com resultados satisfatórios para o ajuste das curvas de crescimento de espécies

vegetais. Frühauf *et al.* (2020) ajustaram os modelos Logístico, Gompertz, von Bertalanffy e Brody para o crescimento diamétrico de cedro (*Cedrela fissilis*); esses mesmos modelos foram utilizados por Jane *et al.* (2020) para descrever a estatura e o diâmetro da cana-de-açúcar variedade RB92579; Prado *et al.* (2020) modelaram o crescimento de frutos de coqueiro anão verde com os modelos Logístico e Gompertz e Silva *et al.* (2020a) descreveram o crescimento de frutos de amora-preta pelos modelos duplo Logístico e duplo Gompertz. Martins Filho *et al.* (2008) avaliaram o crescimento de cultivares de feijoeiro por meio de modelos não lineares e inferência bayesiana.

O ajuste com modelos não lineares permite ao pesquisador uma perspectiva mais ampla sobre o crescimento daquele vegetal, porém a sua dificuldade de ajuste e convergência faz com que alguns pesquisadores optem pelo uso dos modelos lineares. Isso pode ser observado em trabalhos como os desenvolvidos por Batista *et al.* (2019), que ajustaram os modelos polinomiais de primeiro e segundo graus para descrever o crescimento inicial do meloeiro, Pineda-Herrera *et al.* (2019), que utilizaram o modelo polinomial de grau 3 para o ajuste do crescimento diamétrico de três espécies arbóreas, e Saldaña *et al.* (2017), que utilizaram o mesmo modelo para descrever o crescimento da área foliar de tomateiros. Sendo assim, este trabalho foi desenvolvido com o objetivo de comparar os ajustes do modelo linear polinomial de grau 3 e dos modelos não lineares Logístico e Gompertz para a descrição do crescimento em altura das plantas de feijoeiro cv. BRS MG Talismã.

Material e métodos

Os dados foram obtidos em um experimento conduzido por Vieira *et al.* (2008) com a cultivar de feijão BRS MG Talismã em plantio convencional. Para o estudo foram consideradas as alturas das plantas, em cm, da cultivar BRS

MG Talismã em plantio convencional. Foram mensuradas 10 plantas aos 7 dias após a emergência (DAE) e, a partir daí, a cada 7 dias foram feitas mensurações até os 77 DAE.

Foram utilizados os modelos linear polinomial de grau 3 (Eq. 1) e não lineares Logístico (Eq. 2) e Gompertz (Eq. 3), com parametrização de Fernandes *et al.* (2015), para ajustar a altura das plantas em função dos dias após a emergência.

$$y_i = \beta_0 + \beta_1 x_i + \beta_2 x_i^2 + \beta_3 x_i^3 + \varepsilon_i \quad (1)$$

$$y_i = \frac{\alpha}{1 + e^{\kappa(\gamma - x_i)}} + \varepsilon_i \quad (2)$$

$$y_i = \alpha \cdot e^{-e^{\kappa(\gamma - x_i)}} + \varepsilon_i \quad (3)$$

em que:

y_i representa o i -ésimo valor observado da altura da planta em cm, com $i = 1, 2, \dots, 11$;

x_i refere-se ao tempo na i -ésima medição, dado em dias após a emergência, com $i = 1, 2, \dots, 11$;

β_i são os parâmetros do modelo linear, com $i = 0, 1, 2, 3$;

α é o valor esperado para a altura máxima da planta em estudo;

γ corresponde à abscissa do ponto de inflexão da curva;

κ é o índice de maturidade, ou seja, quanto maior indica que menos tempo a planta gasta para atingir seu tamanho máximo;

ε_i é o erro aleatório, o qual pressupõe-se que tenha distribuição normal, variância constante e seja independente, isto é, $\varepsilon_i \sim N(0, \sigma^2)$.

A estimação dos parâmetros foi realizada por meio do método dos mínimos quadrados, o qual consiste na minimização da soma do quadrado dos resíduos e dá origem a um sistema de equações normais (SEN). Para o modelo linear, esse sistema tem uma solução explícita, facilitando a estimativa dos parâmetros. Para o modelo não linear, não há uma solução direta, logo faz-se necessário o uso de métodos iterativos para obtenção dessas estimativas. Entre os

vários métodos iterativos descritos na literatura, foi utilizado o algoritmo de Gauss-Newton, e a escolha dos valores iniciais para execução do processo iterativo foi realizada com base em uma análise exploratória inicial dos dados (SILVEIRA *et al.*, 2018; PAULA *et al.*, 2019; SILVA *et al.*, 2019a; SILVA *et al.*, 2019b; PAULA *et al.*, 2020; SILVA *et al.*, 2020b).

Segundo Silva *et al.* (2021), após o ajuste dos modelos, faz-se necessária a verificação das pressuposições de normalidade, independência e homocedasticidade do vetor de resíduos, o que garante a correta inferência sobre os parâmetros. Entre os vários testes descritos na literatura, utilizou-se do teste de Shapiro-Wilk para normalidade, Durbin-Watson para independência e Breusch-Pagan para homocedasticidade.

A comparação dos modelos quanto à qualidade do ajuste foi feita com base nos resultados encontrados para o coeficiente de determinação ajustado (Eq. 3), o critério de informação de Akaike corrigido (Eq. 4) e o desvio-padrão residual (Eq. 5).

$$R_{aj}^2 = 1 - \frac{(1 - R^2)(n - i)}{(n - p)} \quad (3)$$

$$AIC_C = n \ln \left(\frac{SQR}{n} \right) + \frac{2p(p+1)}{n-p-1} \quad (4)$$

$$DPR = \sqrt{QME} \quad (5)$$

em que:

R^2 é o coeficiente de determinação;

n é o número de observações;

p é a quantidade de parâmetros do modelo ajustado;

i está ligado ao ajuste do intercepto na curva, sendo igual a 1 se houver intercepto e 0, caso contrário;

SQR representa a soma de quadrados dos resíduos;

QME representa o quadrado médio do erro.

O modelo com melhor aderência aos dados é aquele que apresenta maior valor para R_{aj}^2 e menores valores para AIC_C e DPR. Toda parte computacional envolvida para realização deste trabalho foi realizada com a utilização do software estatístico R, de acesso livre (R CORE TEAM, 2021).

Resultados e discussão

Na Figura 1, pode-se observar um caráter sigmoidal nos dados que relacionam o crescimento do feijoeiro em altura e a sua idade em dias após a emergência. Foi realizado o ajuste do modelo polinomial de terceiro grau e dos modelos Logístico e Gompertz. Esses modelos têm representado bem os dados com esse tipo de dispersão como pode-se ver no ajuste realizado por Jane *et al.* (2019), que utilizaram esses modelos no ajuste do crescimento de pimenta com resultados satisfatórios.

Após o ajuste dos modelos, foi realizado um importante passo na modelagem, que é a análise residual, pois se algum dos pressupostos não for atendido pelo vetor de resíduos, o modelo pode gerar estimativas imprecisas o que o torna inadequado para representação desse conjunto de dados (ARCHONTOULIS; MIGUEZ, 2015; FERNANDES *et al.*, 2014). Sendo assim, na Tabela 1 são apresentados os resultados obtidos para os testes Shapiro-Wilk, Durbin-Watson e Breusch-Pagan utilizados para verificação dos pressupostos de normalidade, independência e homocedasticidade residuais, respectivamente. Todos os testes foram não significativos (valor-p > 0,01) para os modelos polinomial e Logístico, o que indica que os resíduos são independentes e identicamente distribuídos seguindo uma distribuição normal com média zero e variância constante, $\varepsilon_i \sim N(0, \sigma^2)$. Resultados semelhantes foram encontrados por Fernandes *et al.* (2014) e Jane *et al.* (2019), que observaram a validação de todos os pressupostos em seus estudos de modelagem

na descrição do crescimento do fruto do cafeeiro e da pimenta, respectivamente.

Para o modelo Gompertz, os testes para verificação de normalidade e variância constantes não foram significativos (valor-p > 0,01), indicando que o vetor de resíduos se apresenta normalmente distribuído com variância constante, porém o teste de Durbin-Watson apresentou valores significativos (valor-p < 0,01), indicando autocorrelação residual.

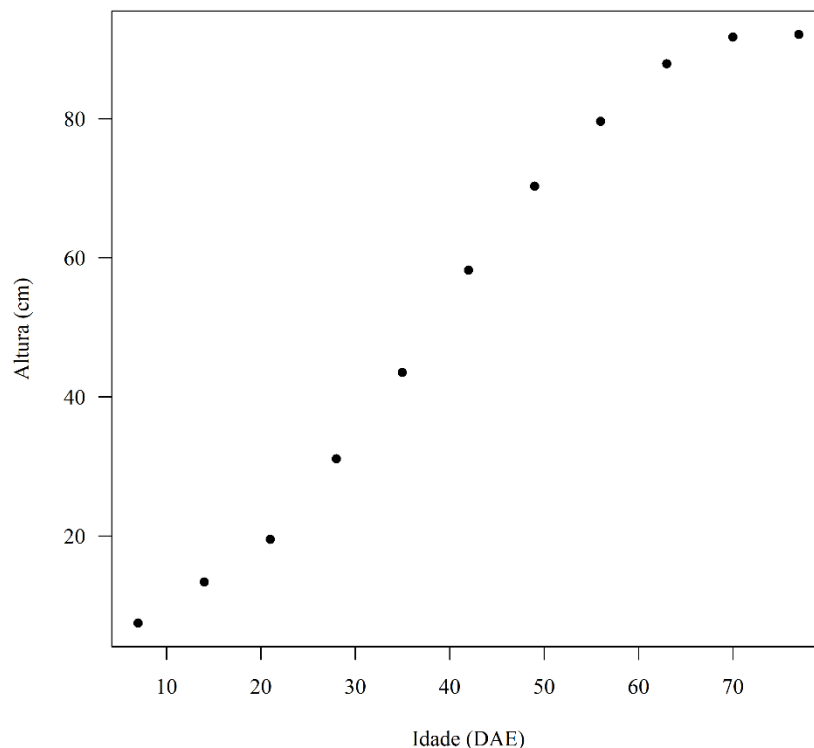
Apesar do resultado apresentado pelo teste de Durbin-Watson, o parâmetro de autocorrelação não foi incorporado ao modelo Gompertz, pois ele se mostrou não significativo incluindo o zero no seu intervalo de confiança. Pela Figura 2, também é possível observar visualmente que o modelo Gompertz assim como os modelos polinomial e Logístico atendem ao pressuposto de independência do vetor de resíduos, indicando não ser necessária a incorporação do parâmetro autorregressivo aos modelos.

Tabela 1 - Valor-p para os testes Shapiro-Wilk, Durbin-Watson e Breusch-Pagan utilizados na análise do vetor de resíduos para o ajuste dos modelos polinomial, Logístico e Gompertz para altura de plantas de feijoeiro cv. BRS MG Talismã em função das idades em dias após a emergência.

Modelo	Shapiro-Wilk	Durbin-Watson	Breusch-Pagan
Polinomial	0,1320	0,3720	0,5059
Logístico	0,8823	0,5920	0,0397
Gompertz	0,5211	< 0,001	0,1178

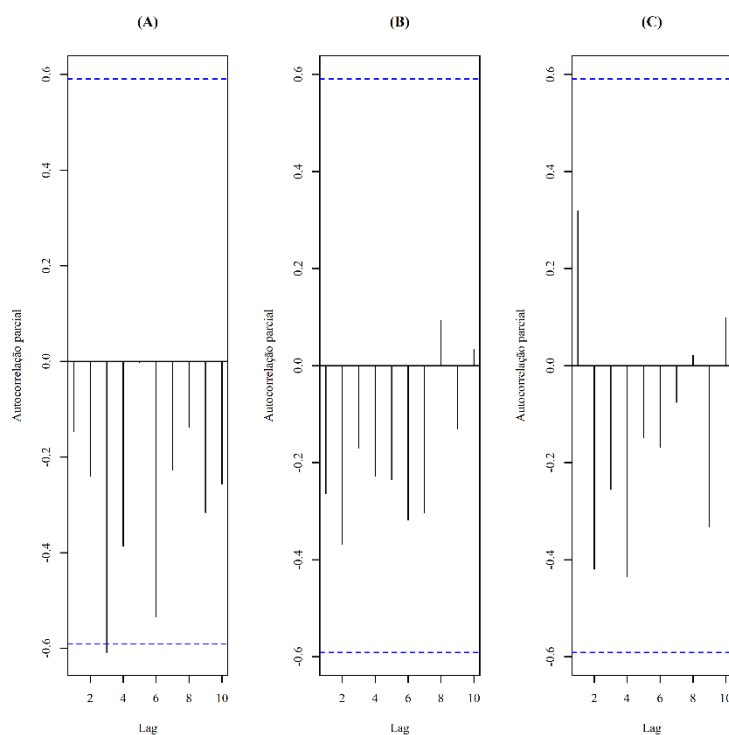
Fonte: Elaboração dos autores (2021).

Figura 1 – Representação gráfica do crescimento em altura do feijoeiro em relação às semanas após o início do ciclo fenológico.



Fonte: Elaboração dos autores (2021).

Figura 2 – Gráficos da função de autocorrelação parcial dos modelos polinomial (A), Logístico (B) e Gompertz (C) para o ajuste das alturas de plantas de feijoeiro cv. BRS MG Talismã.



Fonte: Elaboração dos autores (2021).

É possível observar na Figura 3 que a análise gráfica dos resíduos corroborou os resultados obtidos pelos testes Shapiro-Wilk e Breusch-Pagan presentes na Tabela 1, o que indica homocedasticidade, bem como normalidade no vetor de resíduos dos modelos Polinomial, Logístico e Gompertz ajustados à altura das plantas de feijoeiro cv. BRS MG Talismã.

Na Tabela 2, estão apresentadas as estimativas dos parâmetros e os seus respectivos intervalos com 95 % de confiança, com base no ajuste dos modelos polinomial, Logístico e Gompertz para as medidas das alturas (cm) das plantas de feijoeiro cv. BRS MG Talismã tomadas em dias após a emergência. Todos os parâmetros estimados foram significativos, pelo teste t, a 5 % de significância.

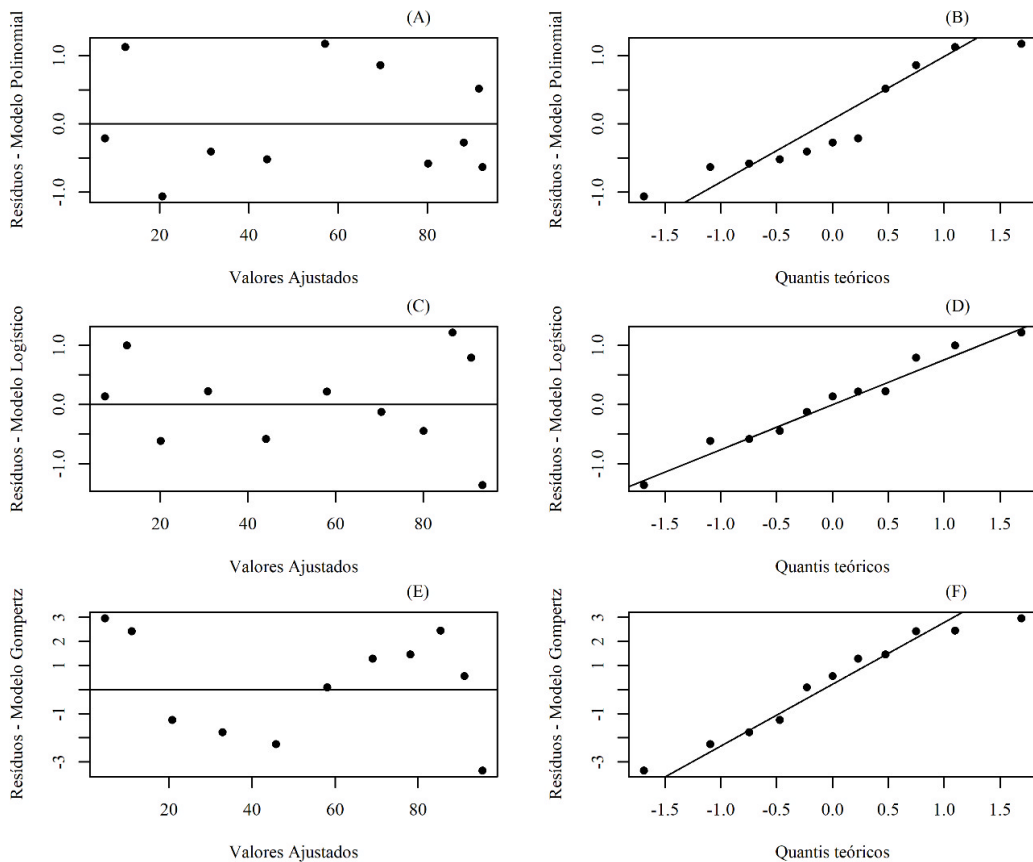
Pode-se observar pelos resultados apresentados na Tabela 2 que os intervalos de

Tabela 2 - Estimativas para os parâmetros dos modelos polinomial, Logístico e Gompertz, ajustados às alturas (cm) das plantas de feijoeiro cv. BRS MG Talismã e seus respectivos intervalos com 95% de confiança (LI – limite inferior e LS – limite superior).

Polinomial			
Parâmetros	LI	estimativa	LS
β_0	4,0614	7.9682	11,8750
β_1	-0,8170	-0,4318	-0,0466
β_2	0,0497	0,0601	0,0706
β_3	-0,0006	-0,0005	-0,0004
Logístico			
α	94,9812	96,9284	99,0269
γ	36,3656	37,1905	38,0620
κ	0,0784	0,0827	0,0873
Gompertz			
α	99,1023	107,6377	119,7940
γ	29,1873	31,6532	34,9195
κ	0,0382	0,0468	0,0564

Fonte: Elaboração dos autores (2021).

Figura 3 - Distribuição gráfica dos resíduos para altura dos feijoeiros, em que (A), (C) e (E) representam os valores ajustados em relação aos resíduos e (B), (D) e (F) representam os valores residuais em relação aos quanti-teóricos para os modelos Polinomial, Logístico e Gompertz.



Fonte: Elaboração dos autores (2021).

confiança não passaram pelo zero, mostrando qualidade na obtenção das estimativas e indicando que os parâmetros não são nulos. O modelo Logístico teve intervalos com menor amplitude, o que, segundo Muianga *et al.* (2016), indica maior precisão nas estimativas dos parâmetros. Com base nas estimativas do parâmetro α , observa-se que a altura máxima do feijoeiro em estudo foi de 96,93 cm para o modelo Logístico e 107,64 cm para o modelo Gompertz, o que segundo Vieira *et al.* (2008) é condizente com o crescimento do feijoeiro, cujas alturas máximas variam de 55 cm a 140 cm.

Segundo Mischan e Pinho (2014), o ponto de inflexão é um ponto de transição do crescimento, o que é muito importante para análise de desenvolvimento do objeto em estudo,

pois a partir dele o crescimento é desacelerado, diminuindo a sua velocidade e tendendo à estabilidade. Com base na estimativa dos parâmetros do modelo não linear, é possível encontrar o ponto do modelo ajustado, o qual, de acordo com Jane *et al.* (2019), para o modelo Logístico, se dá a 50% da assíntota horizontal α , ou seja, exatamente na metade da curva e para o modelo Gompertz a 37% da mesma assíntota α . Portanto, as coordenadas do ponto de

inflexão desses modelos são dadas por $\left(\hat{\gamma}, \frac{\hat{\alpha}}{2}\right)$ e $\left(\hat{\gamma}, \frac{\hat{\alpha}}{e}\right)$, respectivamente.

Pela Tabela 2, observa-se que o ponto de inflexão para o modelo Logístico tem como coordenadas PI (37,19; 48,46), indicando

que o crescimento do feijoeiro em estudo é desacelerado em, aproximadamente, 37 dias após a emergência quando ele atinge em torno de 48,46 cm de altura e para o modelo Gompertz suas coordenadas são PI (31,65; 39,60), ou seja, a desaceleração do crescimento ocorre, aproximadamente, 32 dias após a emergência quando o feijoeiro atinge em torno de 39,60 cm.

Na Tabela 3, observam-se os resultados dos critérios utilizados para avaliar a qualidade do ajuste. É possível perceber que os modelos se ajustaram bem aos dados, contudo o modelo Logístico teve menores valores para DPR e AIC_c e maior valor para R_{aj}^2 , apontando a superioridade desse modelo para descrever o crescimento em altura de plantas de feijoeiro cv. BRS MG Talismã. Alguns autores como Mangueira *et al.* (2016) e Prado *et al.* (2013) também obtiveram melhores resultados com o ajuste do modelo Logístico para descrever o crescimento da altura de milho e de frutos de coqueiro anão, respectivamente.

Tabela 3 – Critérios para avaliação da qualidade de ajuste dos modelos polinomial, Logístico e Gompertz

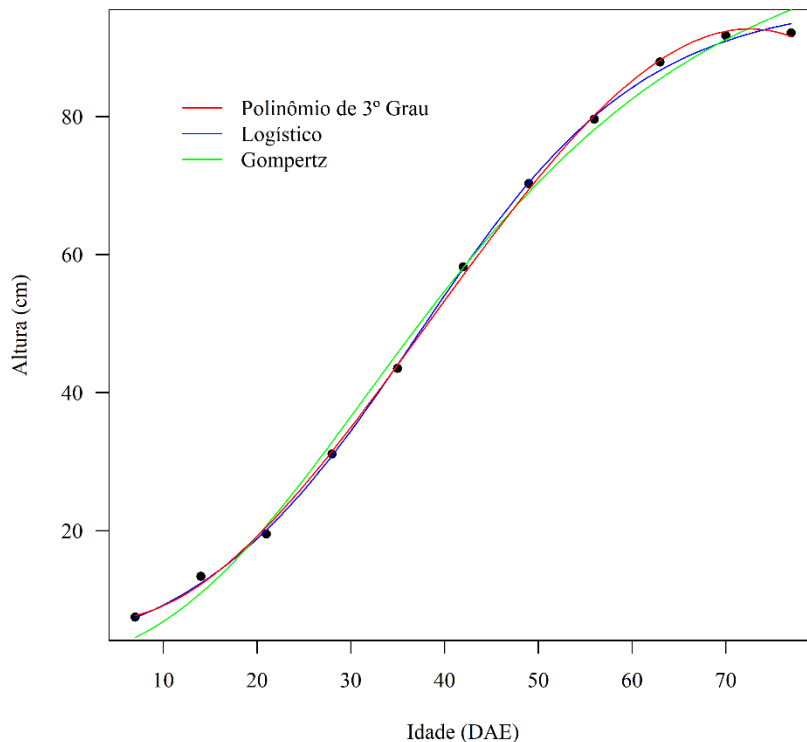
Modelo	DPR	AIC_c	R_{aj}^2
Polinomial	0,9329	41,3838	0,9992
Logístico	0,8659	35,9746	0,9993
Gompertz	2,3981	58,3852	0,9948

Fonte: Elaboração dos autores (2021).

Na Figura 4, observam-se os gráficos dos ajustes dos modelos polinomial, Logístico e Gompertz para o ajuste da altura (cm) das plantas de feijoeiro cv. BRS MG Talismã ao longo do tempo (DAE).

Tanto a análise visual quanto os critérios utilizados para verificação da qualidade do ajuste indicam que os modelos polinomial e Logístico tiveram aderência semelhante aos dados e foram superiores ao modelo Gompertz na descrição do crescimento de altura das plantas de feijoeiro ao longo do tempo. Sendo assim,

Figura 4 – Ajuste dos modelos polinomial, Logístico e Gompertz aos dados de altura (cm) de plantas de feijoeiro cv. BRS MG Talismã.



Fonte: Elaboração dos autores (2021).

a escolha do modelo adequado para descrever os dados ficará a cargo do pesquisador, que deverá levar em consideração que os modelos não lineares são mais parcimoniosos e permitem uma inferência mais ampla sobre o objeto em estudo. Segundo Archontoulis e Miguez (2015), uma das principais vantagens dos modelos não lineares sobre os lineares é a possibilidade da interpretação prática sobre os seus parâmetros, o que de acordo com Tholon *et al.* (2012) deveria ser levado em consideração durante o processo de escolha do modelo utilizado, pois muitas informações importantes ao pesquisador podem ser perdidas por essa escolha.

Pode-se observar que informações como o crescimento máximo do objeto em estudo, o ponto de desaceleração do crescimento, entre outras que os modelos não lineares trazem, poderiam ter sido agregadas em trabalhos como os de Batista *et al.* (2019), Pineda-Herrera *et al.* (2019) e Saldaña *et al.* (2017), os quais ajustaram modelos lineares para descrever o crescimento do meloeiro, do diâmetro de espécies arbóreas e da área foliar de tomateiros, respectivamente, trazendo contribuições para suas pesquisas.

Conclusões

Os modelos testados foram adequados para descrever o crescimento em altura das plantas de feijoeiro cv. BRS MG Talismã ao longo dos dias após a emergência, porém o modelo polinomial de terceiro grau e o modelo Logístico alcançaram ajustes semelhantes e superiores ao modelo Gompertz, sendo o modelo Logístico o que melhor aderiu aos dados. Comparando os modelos, observou-se que os modelos não lineares geralmente são mais parcimoniosos e trazem mais informações ao pesquisador do que os lineares, devido principalmente à interpretação prática de seus parâmetros.

Agradecimentos

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao núcleo de estudos em regressão não linear aplicada (NLIN) da Universidade Federal de Lavras (UFLA).

Referências

ARCHONTOULIS, S. V.; MIGUEZ, F. E. Nonlinear Regression Models and Applications in Agricultural Research. **Agronomy Journal**, v. 107, n. 2, p.786-798, 2015.

BATISTA, G. S.; SILVA, J. L.; ROCHA, D. N. S.; SOUZA, A. R. E.; ARAUJO, J. F.; MESQUITA, A. C. Crescimento inicial do meloeiro em função da aplicação de biofertilizantes no cultivo orgânico. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, v. 9, n. 2, p. 24-32, 2019.

BRASIL. Ministério da Saúde. Secretaria de Atenção à Saúde. Departamento de Atenção Básica. **Guia alimentar para a população brasileira**. 2 ed. Brasília: Ministério da Saúde, 2014.

COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO - CONAB. **Perspectivas para a agropecuária – Safra 2019/2020**. v. 7. Brasília, 2019. Disponível em: <https://www.conab.gov.br/perspectivas-para-a-agropecuaria>. Acesso em: 17 fev. 2021.

FAOSTAT. **Crops**. 2019. Disponível em: <http://www.fao.org/faostat/en/#data/QC>. Acesso em: 17 fev. 2021.

FERNANDES, T. J.; MUNIZ, J. A.; PEREIRA, A. A.; MUNIZ, F. R.; MUIANGA, C. A. Parameterization effects in nonlinear models to describe growth curves. **Acta Scientiarum Technology**, Maringá, v. 37, n. 4, p. 397-402, 2015.

FERNANDES, T. J.; PEREIRA, A. A.; MUNIZ, J. A. Modelos duplo sigmoidais na descrição do crescimento de frutos do cafeeiro. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 47, n. 8, p.1-7, 2017.

FRÜHAUF, A. C.; PEREIRA, G. A.; BARBOSA, A. C. M. C.; FERNANDES, T. J.; MUNIZ, J. A. Nonlinear models in the study of the cedar diametric growth in a seasonally dry tropical forest. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 15, n. 4, p. 1-8, 2020.

JANE, S. A.; FERNANDES, F. A.; SILVA, E. M.; MUNIZ, J. A.; FERNANDES, T. J. Comparison of polynomial and nonlinear models on description of pepper growth. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 14, n. 4, p.1-7, 2019.

JANE, S. A.; FERNANDES, F. A.; MUNIZ, J. A.; FERNANDES, T. J. Nonlinear models to describe height and diameter of sugarcane RB92579 variety. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 51, n. 4, p.1-7, 2020.

LIMA, K. P.; MORAIS, A. R. de; VIEIRA N. M. B.; VILLA F.; ANDRADE M. J. B. Uso de modelos não lineares na descrição do acúmulo de boro em diferentes partes do feijoeiro cultivar Jalo. **Revista Brasileira de Biometria**, v. 35, n. 4, p. 834-861, 2017.

LIMA, K. P.; SILVA, L. M.; VIEIRA, N. M. B.; MORAIS, A. R.; ANDRADE, M. J. B. Modelagem não linear da biomassa seca do feijoeiro cv. Jalo. **Sigmae**, Alfenas, v. 8, n. 2, p. 359-369, 2019.

MALTA, A. O. de; ATAIDE, E. B. de; OLIVEIRA, V. E. A. de; ALMEIDA, D. J. de; SANTOS, A. S. Crescimento de feijoeiro sob influência de carvão vegetal e esterco bovino. **Revista Sítio Novo**, Palmas, v. 1, p. 190-202, 2017.

MANGUEIRA, R. A. F.; SAVIAN, T. V.; MUNIZ, J. A.; SERMARINI, R. A.; NETTO, J. C. O modelo logístico considerando diferentes distribuições para os erros aplicado a dados de altura de milho. **Revista Brasileira de Biometria**, v. 34, p. 317-333, 2016.

MARTINS FILHO, S.; SILVA, F. F.; CARNEIRO, A. P. S.; MUNIZ, J. A. Abordagem Bayesiana das curvas de crescimento de duas cultivares de feijoeiro. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 38, p. 1516-1521, 2008.

MISCHAN, M. M.; PINHO, S. Z. **Modelos não lineares [recurso eletrônico]: funções assintóticas de crescimento**. São Paulo: Cultura Acadêmica, 2014.

MUIANGA, C. A.; MUNIZ, J. A.; NASCIMENTO, M. S.; FERNANDES, T. J.; SAVIAN, T. V. Descrição da curva de crescimento de frutos do cajueiro por modelos não lineares. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 38, n. 1, p. 22-32, 2016.

OLIVEIRA, W. S. J. de; SILVA, C. A.; MUNIZ, J. A.; SAVIAN, T. V. Mineralização de nitrogênio em latossolos adubados com resíduos orgânicos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 37, p. 715-725, 2013.

PAULA, G. S.; SILVA, E. M.; FRÜHAUF, A. C.; SILVA, É. M. da; MUNIZ, J. A.; FERNANDES, T. J. Modeling the amount of mineralized carbon from swine manure and wheat straw. **Revista Agrogeoambiental**, v. 12, n. 3, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v12n320201466>.

PAULA, G. S.; SILVA, E. M.; FURTADO, T. D. R.; FRUHAUF, A. C.; MUNIZ, J. A. Comparison of nonlinear models for the description of carbon mineralization in soils treated with pig slurry. **Revista Agrogeoambiental**, v. 11, n. 4, p. 82-95, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v11n420191412>.

PINEDA-HERRERA, E.; CARREÓN-SANTOS, J.; VALDEZ-HERNÁNDEZ, J. I.; INTERIÁN-KU, V. M. Crecimiento em diâmetro de tres especies arbóreas en una selva secundaria de Quintana Roo, México. **Madera y Bosques**, v. 25, n. 1, p.1-12, 2019.

PRADO, T. K. L. do; MUNIZ, J. A.; SAVIAN, T. V.; SÁFADI, T. Ajuste do modelo logístico na descrição do crescimento de frutos de coqueiro anão por meio de algoritmos iterativos MCMC. **Revista Brasileira de Biometria**, v. 31, p. 216-232, 2013.

PRADO, T. K. L. do; SAVIAN, T. V.; FERNANDES, T. J.; MUNIZ, J. A. Study on the growth curve of the internal cavity of 'Dwarf green' coconut fruits. **Revista Ciência Agronômica**, Fortaleza, v. 51, n. 3, p.1-7, 2020.

R CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. **R Foundation for Statistical Computing**, 2021.

RIBEIRO, T. D.; SAVIAN, T. V.; FERNANDES, T. J.; MUNIZ, J. A. The use of the nonlinear models in the growth of pears of 'Shinseiki' cultivar. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 48, n. 1, p. 1-7, 2018.

RIBEIRO, T. D.; MATTOS, R. W. P.; MORAIS, A. R. de; MUNIZ, J. A. Description of the growth of pequi fruits by nonlinear models. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 40, n. 4: (e -949), 2018.

SALDAÑA, T. M.; BEJARANO, C. A.; GUAQUETA, S. Efecto de la salinidad em el crecimiento de plantas de tomate tipo chonto. **Revista Colombiana de Ciências Hortícolas**, v. 11, n. 2, p. 329-342, 2017.

SILVA, E. M. da; TADEU, M. H.; SILVA, V. F. da; PIO, R.; FERNANDES, T. J.; MUNIZ, J. A. Description of blackberry fruit growth by nonlinear regression models. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 42, n. 2, p.1-11, 2020a.

SILVA, E. M.; FURTADO, T. D. R.; FERNANDES, J. G. F.; MUNIZ, J. A. Description of the carbono mineralization of swine manure and oat straw in the soil through nonlinear models. **Revista Agrogeoambiental**, v. 11, n. 2, p. 71-86, 2019a. DOI: <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v11n220191299>.

SILVA, E. M.; SILVEIRA, S. C.; FURTADO, T. D. R.; MUNIZ, J. A. Fitting of decomposition of sewage sludge and oat straw by nonlinear models. **Revista Agrogeoambiental**, v. 11, n. 2, p. 18-28, 2019b. DOI: <http://dx.doi.org/10.18406/2316-1817v11n220191287>.

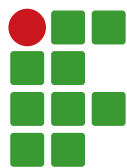
SILVA, E. M.; FRÜHAUF, A. C.; JANE, S. A.; SILVA, É, M da; MUNIZ, J. A.; FERNANDES, T. J. Comparison of nonlinear models in the description of carbon mineralization in litter soil. **Revista Agrogeoambiental**, v. 12, n. 4, p. 58-69, 2020b.

SILVA, E. M.; FRÜHAUF, A. C.; SILVA, E. M.; MUNIZ, J. A.; FERNANDES, T. J.; SILVA, V. F. Evaluation of the critical points of the most adequate nonlinear model in adjusting growth data of 'green dwarf' coconut fruits. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 43, n. 1, p.1-11, 2021.

SILVEIRA, S. C.; MUNIZ, J. A.; SOUSA, F. A.; CAMPOS, A. T. Non-linear models adjusted to the accumulated production of biogas originating from swine deep bedding. **Revista Agrogeoambiental**, v. 10, n. 3, p. 91-103, 2018.

THOLON, P.; PAIVA, R. D. M.; MENDES, A. R. A.; BARROZO, D. Utilização de funções lineares e não lineares para ajuste do crescimento de bovinos Santa Gertrudis, criados a pasto. **ARS VETERINARIA**, Jaboticabal, v. 28, n. 4, p. 234-239, 2012.

VIEIRA, N. M. B.; ANDRADE, M. J. B de; CARVALHO, J. G de; ALVES JUNIOR, J.; MORAIS, A. R. Altura de planta e acúmulo de matéria seca do feijoeiro cvs. BRS MG Talismã e Ouro Negro em plantio direto e convencional. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 32, n. 6, p. 1687-1693, 2008.



Regeneração com ou sem manejo de plântulas: encosta da Serra do Mar, São Sebastião/SP

Marco Antônio Alves Garcia¹, Ana Beatriz Carvalho Terra², Talita Nazareth de Roma³

¹ Instituto de Ciência e Tecnologia, Universidade Federal de Alfenas, Professor. Poços de Caldas/MG, Brasil. marco.garcia@unifal-mg.edu.br.

² Universidade de Alfenas, Universidade José do Rosário Vellano. Alfenas/MG, Brasil. anabeatriz.terra@hotmail.com.

³ Universidade Federal de Itajubá, Pesquisadora Laboratório de Educação e sustentabilidade. Inconfidentes/MG, Brasil. tnroma@gmail.com.

Submetido em: 21/07/2021 | Aceito em: 17/11/2021

Resumo

A perduração das comunidades florestais é fundamentada pelo banco de plântulas, sendo que quanto maior a diversidade, maior a probabilidade de ocorrer substituições hetero-específicas. Este trabalho foi desenvolvido com o objetivo de verificar pela composição das espécies se está havendo regeneração natural da clareira com e sem manejo e se é possível que a regeneração da clareira ocorra sem o manejo. O sítio de estudo abrangeu uma clareira e um fragmento do Bioma da Mata Atlântica, no município de São Sebastião/ SP, litoral norte do estado de São Paulo, em um fragmento florestal. Foram instaladas 10 subparcelas de 0,5 m x 1,0 m sorteadas em 8 transectos de 2,0 m x 50,0 m, com e sem manejo de plântulas, onde foi amostrado o conjunto de plântulas com até 20 cm. Ao final do estudo, foram encontrados 266 indivíduos agrupados em 38 famílias e 5 hábitos de vida (arbórea, arbustiva, herbácea, epífita e liana), posteriormente classificados em: 45 espécies (60,81 %), 23 gêneros (31,08%) e 6 famílias (8,10 %). Myrtaceae e Rubiaceae destacaram-se como as famílias mais ricas, com 8 e 6 espécies, respectivamente. Na clareira, foram encontrados 22,2 % das espécies amostradas, enquanto 77,8 % pertenciam à mata. A diferença entre o número de espécies da clareira e do fragmento incute que as espécies invasoras *Melinis minutiflora* e *Scleria plusiophylla* podem dificultar o estabelecimento de sementes, litigando com a germinação de espécies nativas. Logo, para que o processo de regeneração da clareira ocorra com maior rapidez, a intervenção humana se faz necessária no manejo das espécies invasoras. Portanto, enfatizou-se a elaboração de um projeto de revegetação com monitoramento e avaliação da área em questão.

Palavras-chave: Mata Atlântica. Levantamento fitossociológico. Indicadores de recuperação.

Introdução

Na Mata Atlântica, um bioma considerado *Hotspot* mundial (MYERS *et al.*, 2000; ALMEIDA, 2016), a ocupação humana tem uma área de maior intensidade, por conseguinte, esse bioma possui um alto nível de ameaças de extinção iminentes, mas tem um alto índice de diversidade biológica e endemismo em contrapartida. A peculiaridade e a heterogeneidade ambiental produziram na Mata Atlântica, com tantos fatores importantes, uma das maiores biodiversidades do planeta, expressa em termos de gênero de espécies ou riqueza (MARTINI *et al.*, 2007).

Segundo estudos de Gouveia Souza (1998), durante a década de 1980, houve um aumento da exploração turística das zonas costeiras do país, com consequente crescimento imobiliário, e da construção civil, com casas de veraneio nas encostas em meio à vegetação nativa.

Nesse contexto, a ocupação das áreas litorâneas no norte do estado de São Paulo, como as áreas de encosta da Serra do Mar na cidade de São Sebastião, resulta em um processo desequilibrado de expansão urbana, fundamentada em vetores de crescimento econômico, como a agricultura e a industrialização.

Na esfera ambiental, o processo de degradação ecológica na Serra do Mar é contínuo e ocorre em diversas regiões. Degradação de ambientes significa perda de paisagens de alta importância cultural, diversidade biológica e patrimônio genético do país (LAURANCE, 2010). Carpanezzi *et al.* (1992) descreveram que o ambiente degradado é aquele que após perturbações teve suprimidos seus meios de regeneração biótica devido à vegetação. Por outro lado, um ambiente equilibrado possui mecanismos para a sua autorregeneração, como:

banco de sementes, chuvas de sementes e banco de plântulas (CALEGARI *et al.*, 2011). Ao sofrer um distúrbio, o meio elimina simultaneamente com a vegetação esses mecanismos, apresentando baixa ou nenhuma resiliência (TURCHETTO, 2015).

Indicadores de recuperação podem designar o sucesso da implantação de um projeto de restauração de uma área degradada; são excelentes indicadores: banco de sementes e plântulas (HARPER, 1977; MARTINS, 2015). O banco de sementes é formado por sementes de plantas locais e alóctones, dispostas no solo ou na serapilheira (MORESSI *et al.*, 2014; FENNER *et al.*, 2005) e seu estudo pode revelar o sistema de permanência das sementes (viabilidade), sistemas viáveis abrigam o potencial genético e florístico que condicionam a resiliência e o processo de sucessão da área em questão (LECK *et al.*, 1989).

Portanto, por meio da análise da composição das sementes, é possível traçar estratégias para direcionar um processo de sucessão ecológica, além de elucidar a capacidade que um ecossistema tem de se recuperar após um distúrbio (MORESSI *et al.*, 2014).

O banco de plântulas representa o potencial regenerativo da comunidade arbórea adulta, conjunto de indivíduos em desenvolvimento no sub-bosque de uma mata (MELO *et al.*, 2004). Segundo Fenner *et al.* (2005), o estágio de plântula é aquele em que a planta não depende mais das reservas das sementes para se manter, porém essa interrupção é gradual. Sabe-se que ela tem início com a germinação da semente e, na prática, o estágio final é considerado indivíduo com duas ou três folhas e altura de até 50 cm (MELO *et al.*, 2004). Como uma forma de padronização para que a comparação de estudos seja possibilitada, Chami *et al.* (2011) consideraram em seu estudo plântulas com

DAP maior que 1 cm e altura igual ou maior que 20 cm.

Quanto mais diversificado o conjunto de plântulas, maior a probabilidade de ocorrer substituições hetero-específicas (MARTÍNEZ, 1991; OLIVEIRA, 1999). Segundo Bazzaz e Pickett (1980), o banco de plântulas, somado a indivíduos de maior porte, é primordial para o recrutamento de espécies nativas em estágio sucessional avançado, que podem ter um número baixo em áreas de clareiras provocadas por um evento de degradação ambiental.

Desta forma, o presente estudo descreveu a estrutura de plântulas de uma clareira e confrontou-as com o fragmento de mata do entorno. Assim, objetivou-se verificar se está havendo regeneração natural da clareira a partir do fragmento e se é possível que a regeneração da clareira ocorra sem o manejo pela composição de espécies.

Material e métodos

Área de estudo

O município de São Sebastião está localizado no Litoral Norte do Estado de São Paulo (FIGURA 1) entre as longitudes 45°25'03" - 45°25'37" e latitudes 23°44'10" - 23°44'19", abrange uma área aproximada de 410 km², dos quais cerca de 70% estão inseridos no Parque Estadual da Serra do Mar. O estudo (FIGURA 2) ocorreu no Sítio São Benedito (local destinado a estudos ambientais associado à Universidade São Marcos). A vegetação original da área em questão é composta pela mesma que a margieira, classificada como Floresta Ombrófila Densa (VELOSO *et al.*, 1991), um fragmento de Mata Atlântica de 4,8 ha compreendido entre as longitudes 45°25'30" - 45°25'37" e latitudes 23°44'10" - 23°44'19", entre as cotas 105 m e 235 m acima do nível do mar.

Figura 1 – Localização da área de trabalho no município de São Sebastião no Estado de São Paulo.



Fonte: Elaborado pelos autores (2021).

Figura 2 – Foto aérea da área de 4,8 ha do Sítio São Benedito da Universidade São Marcos.



□ Área de estudo

Escala: 1:8000

Fonte: Funcate (2001).

Amostragem das plântulas

A amostragem de plântulas abrangeu o conjunto de plantas vasculares com altura de até 20 cm. O estrato foi amostrado por meio de 8 (oito) transectos de 2 m x 50 m, compreendendo cada um 10 subparcelas fixas de 0,5 m x 1,0 m sorteadas. Cada subparcela foi delimitada com 4 (quatro) estacas de madeira unidas por fitilho plástico

(FIGURA 3). Os transectos foram posicionados de maneira pareada, cada transecto na clareira possui um correspondente no interior da mata.

Diante do objetivo do trabalho foi realizada uma avaliação do estrato das plântulas da clareira, com a finalidade de determinar as diretrizes do modelo de recuperação da área e compará-la com as espécies amostradas no

fragmento (BAZZAZ; PICKET, 1980). Em cada subparcela foi efetuada a coleta de todos os indivíduos com até 20 cm de altura.

As coletas se constituíram apenas de indivíduos completos e da porção independente (plantas estoloníferas); cada um deles recebeu uma marcação, foram prensados e secos em estufa a 60 °C por 4 dias, depois contados e separados em morfoespécies com estereomicroscópio.

Os indivíduos coletados foram comparados com semelhantes em fases ontogenéticas mais avançadas ou com exsicatas armazenadas no Herbário do Instituto de Botânica de São Paulo, onde foram identificados. Para identificação das famílias, os trabalhos de Oliveira (1999) e a Flora Fanerogâmica da Serra da Jureia (MAMEDE *et al.*, 2001) foram referências-base. Todos os indivíduos foram classificados quanto à forma de vida em arbórea, arbustiva, herbácea, epífita e liana (FERRI *et al.*, 1981). Por fim, a atualização dos binômios científicos foi realizada conforme a Plataforma – Lista de Espécies da Flora do Brasil.

A partir dessa relação de espécies, foram obtidas informações secundárias na literatura sobre síndromes de dispersão (anemocórica, autocórica e zoocórica) e classificação sucessional (pioneira e não pioneira).

O número de indivíduos corresponde ao número de árvores da mesma espécie amostradas; também foi calculado o percentual sobre o total de indivíduos. O número de ocorrências refere-se ao número de vezes em que a espécie ocorreu, considerando-se os pontos amostrais.

Resultados e discussão

Composição de espécies encontradas na clareira

Na área da clareira, foram amostrados 266 indivíduos agrupados em 38 famílias e 5 formas de vida, posteriormente separados em 74 morfoespécies e classificados em: espécies 45 (60,81%), gêneros 23 (31,08%) e famílias 6 (8,10%), conforme pode ser observado na Tabela 1.

Figura 3 – Foto mostrando transecto-subparcela na área de clareira.



Fonte: Autores (2004).

Tabela 1. Lista de espécies amostradas classificadas quanto à forma de vida.

Família – Espécie	Forma de vida	Família – Espécie	Forma de vida
Acanthaceae		Chrysobalanaceae	
<i>Acanthaceae</i> sp.	Herbácea	<i>Licania</i> sp.	Arbórea
<i>Aphelandra ornata</i> (Nees T.Anderson)	Herbácea	Commelinaceae	
<i>Justicia</i> sp.	Herbácea	<i>Commelina</i> sp.	Herbácea
<i>Lepidagathis</i> (kameyamana Gnanasek. & Arisdason)	Herbácea	<i>Dichorisandra thyrsoiflora</i> (J.C.Mikan)	Herbácea
Annonaceae		Convolvulaceae	
<i>Duguetia lanceolata</i> (A.St.-Hil.)	Arbórea	<i>Ipomoea</i> sp.	Liana
<i>Gutteria australis</i> (A.St.-Hil.)	Arbórea	Cyperaceae	
Araceae		<i>Scleria plusiophylla</i> (Steud)	Herbácea
<i>Anthurium penthaphyllum</i> (Aubl.) (G.Don)	Epífita	Dioscoreaceae	
<i>Anthurium</i> sp.	Epífita	<i>Dioscorea multiflora</i> (Mart. ex Griseb).	Liana
Arecaceae		Euphorbiaceae	
<i>Euterpe edulis</i> (Mart.0)	Arbórea	<i>Alchornea glandulosa</i> (Poepp. & Endl.)	Arbórea
Asclepiadaceae		Fabaceae	
<i>Asclepiadaceae</i> sp. 1	Liana	<i>Albizia</i> sp.	Arbórea
Aspleniaceae		<i>Hymenaea</i> sp.	Arbórea
<i>Asplenium</i> sp.	Epífita	<i>Inga marginata</i> Willd.	Arbórea
Asteraceae		<i>Piptadenia gonocantha</i> (Mart.) (J. F.) Macbr.	Arbórea
<i>Eupatorium</i> sp.	Arbustiva	Gesneriaceae	
<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) (H. Rob.)	Arbórea	<i>Codonante devosiana</i> (Mart.) (Hanst.)	Epífita
<i>Mikania</i> sp.	Liana	Lauraceae	
Bignoniaceae		<i>Nectandra grandiflora</i> (Nees & Mart.)	Arbórea
<i>Tabebuia cassinoides</i> (Lam.) (D.C.)	Arbórea	<i>Nectandra oppositifolia</i> (Nees & Mart.)	Arbórea
<i>Ocotea dispersa</i> (Nees) (Mez)	Arbórea	<i>Gomidesia</i> sp. 1	Arbórea
Lecythidaceae		<i>Gomidesia</i> sp. 2	Arbórea
<i>Cariniana legalis</i> (Mart.)(Kuntze)	Arbustiva	<i>Myrcia aethusa</i> (O.Berg) (N.Silveira)	Arbórea
Loganiaceae		<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) 9DC.)	Arbórea
<i>Spigelia beyrichiana</i> (Cham. & Schltdl)	Hérbacea	Orquidaceae	
Magnoliaceae		<i>Orchidaceae</i> 1	Epífita
<i>Magnolia ovata</i> (A.St.-Hil.) (Spreng.)	Arbórea	<i>Orchidaceae</i> 2	Epífita
Malphigiaceae		Phyllanthaceae	
<i>Tetrapteryx</i> sp.	Liana	<i>Hyeronima alchorneoides</i> (Allemão)	Arbórea
Malvaceae		Piperaceae	
<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cavanilles) (A. Robyns)	Arbórea	<i>Peperomia</i> sp.	Epífita

Família – Espécie	Forma de vida	Família – Espécie	Forma de vida
<i>Pavonia schiedeana</i> Steud.	Arbustiva	<i>Piper</i> sp. 1	Arbustiva
Marantaceae		<i>Piper</i> sp. 2	Arbórea
<i>Goepertia zebrina</i> (Sims) (Nees)	Herbácea	Poaceae	
<i>Maranta divaricata</i> Roscoe	Herbácea	<i>Melinis minutiflora</i> (P. Beauv.)	Herbácea
<i>Maranthaceae</i> sp.	Herbácea	Rubiaceae	
Marcgraviaceae		<i>Coccocypselum cordifolium</i> (Nees & Mart.)	Herbácea
<i>Marcgravia polyantha</i> Delpino	Liana	<i>Malanea forsteronioides</i> (Müll.Arg.)	Liana
Melastomataceae		<i>Psycotria vellosiana</i> (Vell.) C.M.Taylor	Arbustiva
<i>Miconia</i> sp.	Arbórea	<i>Rubiaceae</i> sp. 1	Herbácea
<i>Tibouchina estrellensis</i> (Raddi) (Cogn.)	Arbórea	<i>Rudgea</i> sp.	Arbórea
Meliaceae		<i>Pilocarpus</i> sp.	Arbórea
<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	Arbórea	Sapindaceae	
<i>Trichilia pallens</i> (C. DC.)	Arbórea	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	Arbórea
Monimiaceae		<i>Paullinia trigonia</i> (Vell.)	Arbórea
<i>Mollinedia uleana</i> Perkins	Arbórea	<i>Serjania</i> sp.	Arbórea
Moraceae		Sapotaceae	
<i>Ficus enormis</i> (Miq.) (Miq.)	Arbórea	<i>Chrysophyllum inornatum</i> (Mart.)	Arbórea
Myrtaceae		<i>Pouteria</i> sp.	Arbórea
<i>Calypthrantes brasiliensis</i> (Spreng.)	Arbórea	Smilacaceae	
<i>Calypthrantes lucida</i> (Mart. ex DC.)	Arbórea	<i>Smilax</i> sp.	Liana
<i>Eugenia cerasiflora</i> (Miq.)	Arbórea	Solanaceae	
<i>Eugenia</i> sp. 1	Arbórea	<i>Solanum pseudoquina</i> (A.St.-Hil)	Arbórea

Fonte: Elaborada pelos autores (2021).

Myrtaceae e Rubiaceae destacaram-se como as famílias mais ricas, com 8 e 6 espécies, respectivamente. A maioria das famílias exibiu 1 a 2 espécies correspondendo a 75,67 % do total. Quatro morfoespécies corresponderam a 36,84 % do total dos registros - *Calypthrantes grandiflora*, *Aranthaceae* sp., *Scleria plusiophylla* e *Melinis minutiflora*, sendo a última a espécie com maior porcentagem de ocorrência com 19,55 %, estabelecendo-se como importante invasora da clareira. O número médio de indivíduos na clareira é de 2,1 indivíduos por subparcela enquanto na mata é de 3,25. Na composição, 77,8% das espécies amostradas encontram-se nas unidades amostrais do interior da mata e somente 22,2 % foram encontradas na clareira. A espécie responsável por tal diferença

é a *Melinis minutiflora* com 52 indivíduos amostrados apenas na clareira.

Espécies com hábito invasor são agressivas, têm grande potencial de estabilização no solo e podem impedir a germinação de sementes (CARMONA, 1992). Hoffmann e Haridasan (2008) averiguaram em seu estudo que a presença de *Melinis minutiflora* dificulta o processo de recrutamento de plantas lenhosas, por meio do impedimento da penetração da chuva de sementes. Além disso, essa espécie forma usualmente touceiras dominantes e produz maior biomassa do que os capins nativos (HOFFMANN *et al.*, 2004), resultando em um alto declínio da diversidade de espécies herbáceas (PIVELLO *et al.*, 1999). Assim, a

ausência do manejo pode retardar o processo de revegetação natural e também mudar toda a dinâmica de sucessão ecológica.

O fato de terem sido encontradas mais espécies primárias do que climáticas é ecologicamente explicável, pois plantas ruderais são normalmente herbáceas com rápido desenvolvimento e alta dispersão de sementes, possuem alta agressividade e habitam áreas de baixo estresse ambiental e alta intensidade de degradação (LORENZI, 2008). Segundo Laurent *et al.* (2017), são elas que preencherão os nichos em aberto em áreas que sofreram perturbação, sendo a função criar um ambiente inicial de sucessão ecológica. Portanto, o manejo das espécies invasoras é recomendado para acelerar

o processo de recuperação vegetal da clareira em questão. De acordo com Carvalho *et al.* (2000), a composição florística regenerante nas clareiras é similar à existente na floresta nativa – demonstrando que as plântulas assentadas anteriormente à formação da clareira são primordiais para o fechamento das clareiras.

Composição de espécies na mata

Na área de mata, foram amostrados 200 indivíduos agrupados em 28 famílias, 56 gêneros e 72 espécies. Detectou-se maior riqueza para as seguintes famílias: Myrtaceae (14 espécies), Fabaceae (8 espécies) e Lauraceae (6 espécies), totalizando 38,4% das espécies amostradas (TABELA 2).

Tabela 2. Espécies amostradas na área de mata

Família – Espécie	CS	SD	Família – Espécie	CS	SD
Annonaceae			<i>Inga marginata</i> Willd.		
<i>Duguetia lanceolata</i> (A.St.-Hil.)	P	ZOO	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J.	NP	ZOO
<i>Guatteria australis</i> (A.St.-Hil.)	NP	ZOO	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	NP	ZOO
<i>Annona neosericea</i> (H.Rainer)	NP	ZOO	Lecythidaceae		
Arecaceae			<i>Cariniana legalis</i> (Mart.) Kuntze	NP	ANE
<i>Bactris setosa</i> (Mart.)	NP	ZOO	Malvaceae		
<i>Euterpe edulis</i> (Mart.)	NP	ZOO	<i>Pseudobombax grandiflorum</i> (Cavanilles A. Robyns)	NP	ANE
Asteraceae			Magnoliaceae		
<i>Vernonia discolor</i> (Spreng.) (H. Rob.)	P	ANE	<i>Magnolia ovata</i> (A.St.-Hil.) Spreng.)	NP	ZOO
Bignoniaceae			Meliaceae		
<i>Jacaranda micranta</i> Cham.	NP	ANE	<i>Guarea macrophylla</i> (Vahl.)	NP	ZOO
<i>Tabebuia cassinoides</i> (Lam.) DC.	P	ANE	<i>Trichilia silvatica</i> (C.DC.)	NP	ZOO
Caricaceae			<i>Trichilia pallens</i> (C. DC.)	NP	ZOO
<i>Jacaratia spinosa</i> (Aubl.) A.DC.	P	ZOO	Melastomataceae		
Chrysobalanaceae			<i>Miconia latecrenata</i> (DC. Naudin)	P	ZOO
<i>Licania hoehnei</i> Pilg.	NP	ZOO	<i>Miconia</i> sp.	P	ZOO
<i>Licania</i> sp.	NP	ZOO	<i>Tibouchina estrellensis</i> (Raddi Cogn.)	P	ZOO
Euphorbiaceae			Myristicaceae		
<i>Alchornea glandulosa</i> (Poepp. & Endl.)	P	ZOO	<i>Virola oleifera</i> (Schott ex Spreng.) Warb.)	NP	ZOO
<i>Hyeronima alchorneoides</i> (Allemão)	NP	ZOO	Monimiaceae		
Fabaceae			<i>Mollinedia uleana</i> Perkins	NP	ZOO
<i>Albizia</i> sp.	NP	ZOO	Moraceae		
<i>Dahlstedtia pinatta</i> (Benth.) (Malme)			<i>Ficus enormis</i> ((Miq.) Miq.)	NP	ZOO

Família – Espécie	CS	SD	Família – Espécie	CS	SD
<i>Holocalyx balansae</i> (Micheli)	NP	ZOO	Myrtaceae		
<i>Hymenaea</i> sp.			<i>Calythranthes grandiflora</i> (O. Berg)	NP	ZOO
<i>Inga edwallii</i> (Harms) (T.D.Penn.)	NP	ZOO	<i>Calythranthes lucida</i> (Mart. ex DC.)	NP	ZOO
<i>Campomanesia xantocarpa</i> (Mart.) (O.Berg)	NP	ZOO	<i>Psychotria mapouroides</i> (DC.)	NP	ZOO
<i>Eugenia cerasiflora</i> Miq.	NP	ZOO	<i>Rudgea</i> sp.	NP	ZOO
<i>Eugenia cf. multicostata</i> (D.Legrand)	NP	ZOO	Rutaceae		
<i>Eugenia</i> sp. 1	NP	ZOO	<i>Conchocarpus fontanesianus</i> ((A. St.- Hil.) Kallunki & Pirani	NP	ZOO
<i>Eugenia</i> sp. 2	NP	ZOO	<i>Pilocarpus</i> sp.)	NP	ZOO
<i>Gomidesia</i> sp. 1	NP	ZOO	Sapindaceae		
<i>Gomidesia</i> sp. 2	NP	ZOO	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., A.Juss.&Cambess.Hieron. ex Niederl.)	NP	ZOO
<i>Marlierea parviflora</i> (O.Berg)	NP	ZOO	<i>Cupania oblongifolia</i> (Mart.)	NP	ZOO
<i>Myrcia cf. pubipetala</i> (Miq.)	NP	ZOO	Sapotaceae		
<i>Myrcia richardiana</i> (O.Berg) Kiaersk.	NP	ZOO	<i>Chrysophyllum inornatum</i> Mart.	NP	ZOO
<i>Myrcia rostrata</i> (Sw.)(DC.)	NP	ZOO	<i>Ecclinusa ramiflora</i> (Mart.)	NP	ZOO
<i>Plinia rivularis</i> (Cambess.)	NP	ZOO	<i>Pouteria</i> sp.	NP	ZOO
Nyctaginaceae			Solanaceae		
<i>Guapira opposita</i> (Vell.) (Reitz)	NP	ZOO	<i>Solanum argenteum</i> (Dunal)	P	ZOO
Piperaceae			<i>Solanum pseudoquina</i> (A.St.-Hil.)	P	ZOO
<i>Piper miquelianum</i> (C.DC.0	NP	ZOO	Symplocaceae		
<i>Piper</i> sp.	NP	ZOO	<i>Symplocos celastrinea</i> (Mart.)	NP	ZOO
Rubiaceae			Urticaceae		
<i>Alibertia myrcifolia</i> (K.Schum.) (C.H.Perss. & Delprete)	NP	ZOO	<i>Urera bacífera</i> ((L.) Gaudich. ex Wedd.)	P	ZOO
<i>Coussarea contracta</i> ((Walp.) Müll.)	NP	ZOO			

Classificação em Categoria sucessional (CS): P=pioneira, NP= não-pioneira e Síndrome de dispersão (SD): ANE=anemocórica, ZOO= zoocórica.

Fonte: Elaborado pelos autores (2021).

Assim como no presente estudo, Davison (2009) comparou uma área de sub-bosque com uma clareira em uma área de Mata Atlântica e averiguou que em ambas as áreas a família que se destacava como predominante era a Myrtaceae, com as representantes *Calythranthes lucida* e *Calythranthes brasiliensis*.

Desta forma, as famílias da Euphorbiaceae e Sapindaceae foram encontradas em ambos os estratos e são frequentes em áreas perturbadas e também nas bordas de mata (PASTORIO,

2018). Destacaram-se *Nectandra* sp. e *Eugenia* sp. com 4 espécies cada e *Myrcia* sp. com 3 espécies, esses gêneros são possuidores de alta riqueza de espécies para florestas de encosta de Mata Atlântica, como elucidaram Oliveira-Filho e Fontes (2000) em seus estudos.

Foram amostradas 17 (24 %) pioneiras e 55 (76 %) não pioneiras, entre os destaques das pioneiras tem-se: *Piptadenia gonoacantha*, *Solanum argenteum*, *Schizolobium parahyba*, *Vernonia discolor* e *Miconia* spp. O número

proporcionalmente baixo de espécies pioneiras (se comparado com as não pioneiras) é uma característica esperada para uma região de relevo montanhoso. Estudos de Tabarelli e Mantovani (1999) destacam que tal situação é devido à menor incidência de luz.

Em relação à síndrome de dispersão amostradas, 61 (84,7%) das espécies são zoocóricas, entre elas: *Euterpe edulis*, *Eugenia* sp., *Myrcia* sp., *Nectandra* sp., *Miconia* sp. e *Allophylus edulis*. Quanto às espécies anemocóricas, foram amostradas 11 espécies (15,3%), das quais destacaram-se: *Schilozobium parahyba*, *Piptadenia gonoacantha* e *Vernonia discolor*, que são espécies pioneiras, sendo importantes na ocupação/regeneração de áreas abertas, onde a fauna é escassa.

Esses resultados apontam para uma regeneração em estágio médio/avançado, com predominância de espécies não pioneiras e zoocóricas. Foram observadas espécies com baixo número de indivíduos e baixa regeneração na clareira, indicando tendência à substituição em um processo futuro de sucessão ecológica. Assim, destaca-se a necessidade de monitoramentos e novos estudos com foco na restauração da área.

Considerações finais

De acordo com as estruturas de plântulas, a clareira está passando por um processo de regeneração natural propiciado pelo fragmento no seu entorno, porém essa se dá com baixa diversidade, apenas 22,2 % das espécies amostradas encontram-se na área da clareira, os 77,8 % estão amostrados no interior da mata adjacente.

A baixa riqueza se deve à presença de espécies de hábito invasor, como a *Melinis minutiflora*. Isso posto, o manejo das invasoras é imprescindível para que os propágulos das espécies nativas da mata adjacente consigam vingar e se estabelecer, auxiliando na

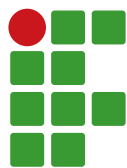
regeneração natural e conseqüente recomposição da área. Desta forma, para que o processo de regeneração da clareira ocorra rapidamente, é necessária a intervenção humana no manejo das espécies invasoras.

Referências

- ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental da Mata Atlântica** [online]. 3rd ed. rev. and enl. Ilhéus, BA: Editus, 200 p. 2016.
- BAZZAZ F. A.; PICKETT S. T. A. Physiological ecology of tropical succession: a comparative review. **Annual review of ecology and systematics**, v. 11, p. 287-310, 1980.
- CHAMI, L. B.; ARAUJO, M. M.; LONGHI, S. J.; KIELSE, P.; DAL'COL, L. A. Mecanismos de regeneração natural em diferentes ambientes de remanescentes de Floresta Ombrófila Mista, São Francisco de Paula – RS. **Ciência Rural**, v. 41, p. 251-259, 2011.
- CALEGARI, L.; MARTINS, S. V.; BUSATO, L. C.; SILVA, E.; JUNIOR, R. C.; GLERIANI, J. M. Produção de mudas de espécies arbóreas nativas em viveiro via resgate de plantas jovens, **Revista Árvore**, v. 35, p. 41-50, 2011.
- CARMONA, R. Problemática e manejo de bancos de sementes de invasoras em solos agrícolas. **Planta Daninha**, v. 10, n. 1/2, 1992.
- CARPANEZZI, A. A.; COSTA, L. D.; KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C. D. A. Espécies pioneiras para recuperação de áreas degradadas: a observação de laboratórios naturais, **Congresso Florestal Brasileiro**, v. 6, p. 216-221, 1992.
- CARVALHO, L. M. T.; FONTES, M. A. L.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Tree species distribution in canopy gaps and mature forest in the area of cloud forest of the Ibitipoca Range, South-eastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 149, p. 9-22, 2000.

- CHAMI, L. B.; ARAÚJO, M. M.; LONGLI, S. J.; KIELSE, P. Mecanismos de regeneração natural em diferentes ambientes de remanescente de Floresta Ombrófila Mista, São Francisco de Paula, RS. **Ciência Rural** [online]. v. 41, n. 2. 2011.
- DAVISON, C. P. **Estrutura de clareiras e a presença de bambus em um fragmento de Floresta Atlântica, SP, Brasil**. 98p. Dissertação de Mestrado, Instituto de Botânica, São Paulo. 98p. 2009.
- FENNER, M. K.; FENNER, M.; THOMPSON, K. Soil seed banks, In: FENNER M. K., THOMPSON K. **The ecology of seeds**, Cambridge University Press, New York – US, v. 2, 264 p., 2005.
- FERRI, M. G., MENEZES, N. L., MONTEIRO, W. R. **Glossário ilustrado de botânica**. NBL Editora, São Paulo, 203 p., 1981.
- FUNCATE. Fundação de Ciência, Aplicações e Tecnologia Espaciais (São José dos Campos, SP) (2001). **Geoprocessamento**. 4 fotografias aéreas. Escala 1:8000. 2001.
- GOUVEIA SOUZA D. C. R. G. Flooding in the São Sebastião region, northern coast of São Paulo state, Brazil. **Anais - Academia Brasileira de Ciências**, v. 70, p. 353-366, 1998.
- HARPER, J. L. Self-keeping of plant populations, In: HARPER J. L. **Population biology of plants**. Lightning source, United States, 924 p., 1977.
- HOFFMANN, W. A.; LUCATELLI, V. M.; SILVA, F. J.; AZEVEDO, I. N.; MARINHO, M. D. S.; ALBURQUERQUE, A. M. S.; MOREIRA, S. P. Impact of the invasive alien grass *Melinis minutiflora* at the savana-forest ecotone in Brazilian Cerrado. **Diversity and Distributions**, v. 10, p. 99-103, 2004.
- HOFFMANN, W. A.; HARIDASAN, M. The invasive grass *Melinis minutiflora* inhibits tree regeneration in a Neotropical savanna. **Austral Ecology**, v. 33, p. 29-36, 2008.
- LAURANCE, W. F. Habitat destruction: death by a Thousand cuts. **Conservation biology for all**, v. 1, p. 73-88, 2010.
- LAURENT, L.; MARELL, A.; KORBOULEWSKY, N.; SAÏD, S.; BALANDIER, P. How does disturbance affect the intensity and importance of plant competition along resource gradients? **Forest Ecology and management**, v. 391, p. 239-245, 2017.
- LECK, M. A.; PARKER, V. T.; SIMPSON, R. L. Seed banks: general concepts and methodological issues, In: LECK, M. A. **Ecology of soil seed banks**, 1, Academic Press, San Diego, 484p., 1989.
- LORENZI H. **Plantas daninhas do Brasil: terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas**. Instituto Plantarum de Estudos da Flora Ltda, Nova Odessa, 384 p., 2008.
- MAMEDE, M. C. H.; CORDEIRO, I.; ROSSI, L. Flora vascular da Serra da Juréia, município de Iguape – São Paulo, Brasil. **Boletim do Instituto de Botânica**, v. 15, p. 63-124, 2001.
- MARTÍNEZ, R. M. **Patrones, procesos y mecanismos en la comunidad de plántulas de una selva húmeda neotropical**. 1991. Tese de doutorado, UACPyP-CCH Centro de Ecología Universidad Nacional Autónoma de México, México DF. 98 p., 1991.
- MARTINI, A. M. Z.; FIASCHI, P.; AMORIM, A. M.; PAIXÃO, J. L. A hot-point within a hot-spot: a high diversity site in Brazil's Atlantic Forest. **Biodiversity and Conservation**, v. 16, p. 3111-3128, 2007.

- MARTINS, S. V. Os processos e estágios sucessionais da Mata Atlântica como referência para restauração florestal, In: MARTINS, S. V. **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. Editora UFV, Universidade Federal de Viçosa, v. 2, 376p. 2015.
- MELO, F. P. L.; AGUIAR NETO, A. V.; SIMABUKURU, E. A.; TABARELLI, M. Recrutamento e estabelecimento de plântulas. In: FERREIRA, A. G.; BORGHETTI, F. **Germinação: do básico ao aplicado**, Artmed, São Paulo, p. 237-250, 2004.
- MORESSI, M.; PADOVAN, M. P.; PEREIRA, Z. V. Banco de sementes como indicador de restauração em sistemas agroflorestais multiestratificados no sudoeste de Mato Grosso do sul. **Revista Árvore**, v. 38, p. 1073-1083, 2014.
- MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A.; KENT, J. Biodiversity Hotspots for conservation priorities, **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in southeastern Brazil, and the influence of climate, **Biotropica**, v. 32, p.793-810, 2000.
- OLIVEIRA, R. D. J. **Dinâmica de plântulas e estrutura de Mata Atlântica secundária de encosta Peruíbe – SP**. 1999. Dissertação de mestrado, Instituto de Biociências Universidade de São Paulo, São Paulo.125p., 1999.
- PASTORIO, F.; BLOEMER, H.; GASPER, A. D. Floristic and structural composition of natural regeneration in a subtropical atlantic forest, **Floresta e Ambiente**, v. 25, p. 1-11, 2018.
- PIVELLO, V. R.; SHIDA, C. N.; MEIRELLES, S. T. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. **Biodiversity & Conservation**, v. 8, p. 1281-1294, 1999.
- TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma Floresta Atlântica Montana. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, p. 251-261, 1999.
- TURCHETTO, F. **Potencial do banco de plântulas como estratégia para restauração florestal no extremo sul do Bioma Mata Atlântica**. 2015. Dissertação de mestrado, Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul. 138p., 2015.
- VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 124 p. 1991.



Gestão Ambiental em um canil: levantamento dos impactos ambientais e proposição de medidas mitigadoras

Carolainy Silva Brito¹, Eduarda Oliveira Reis²

¹ IFSULDEMINAS – Campus Inconfidentes. Discente do curso de Tecnologia em Gestão Ambiental.

² carolainy.silva@alunos.ifsuldeminas.edu.br

³ IFSULDEMINAS – Campus Inconfidentes. Docente. eduarda.reis@ifsuldeminas.edu.br

Submetido em: 09/07/2021 | Aceito em: 24/11/2021

Resumo

O abandono de animais é um problema socioambiental grave, portanto, os canis municipais são importantes aliados no recolhimento e cuidado dos animais resgatados. Contudo, muitos desses locais não possuem um gerenciamento ambiental adequado, pois os recursos financeiros e de pessoal são escassos. Diante desse contexto, o presente trabalho buscou levantar os aspectos e impactos ambientais de um canil localizado no sul de Minas Gerais, além de propor soluções de baixo custo para os impactos ambientais significativos. Os impactos significativos das atividades dos canis são principalmente a contaminação do solo e da água, resultantes da disposição das fezes e dos efluentes líquidos, além do descarte incorreto de medicamentos vencidos e em desuso. Propôs-se, portanto, a instalação de um sistema fossa-filtro, de um biodigestor e a destinação dos medicamentos aos pontos de coleta. Paralelamente, ressalta-se que o canil contribui significativamente para a redução das zoonoses na localidade.

Palavras-chave: Zoonoses. Tanque Séptico. Filtro Anaeróbico. Biodigestor. ABNT NBR ISO 14001:2015.

Introdução

O abandono de animais nos locais públicos é um grave problema socioambiental. Essa situação ocorre devido às atitudes irresponsáveis do homem e à criação inadequada dos animais, muitas vezes por conta do desconhecimento dos fundamentos da guarda responsável, que consiste em tratamento veterinário, fornecimento de alimentação adequada e abrigo (LIMA; LUNA, 2012). O abandono, inclusive, é passível de punição segundo a Lei de Crimes Ambientais (Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1988), que em seu artigo 32º caracteriza essa prática como maus tratos (BRASIL, 1988).

A presença de animais desamparados nas vias públicas traz uma série de consequências para a população, como a ocorrência de prejuízos à limpeza urbana, acidentes de trânsito e de mordedura, além da propagação de zoonoses, como leishmaniose, raiva, erliquiose, babesiose, entre outras (LIMA; LUNA, 2012). Dessa forma,

constitui-se responsabilidade do Poder Público o gerenciamento desses animais, evitando impactos negativos ao meio ambiente e à saúde pública. Algumas prefeituras dispõem de “canis municipais”, que são Centros de Controle de Zoonoses e Centros de Proteção aos Animais, no qual promovem ações educativas, assistência veterinária, castração, vacinação e feiras de adoção, prevenindo e minimizando os problemas gerados pela população de animais abandonados (IBGE, 2010). No entanto, na maior parte dos casos, os canis são gerenciados por Organizações Não Governamentais (ONGs) que, a partir da atuação de voluntários, buscam recursos para o cuidado com esses animais.

Os canis prestam um importante serviço ao meio ambiente e à saúde pública, à medida que minimizam a proliferação de zoonoses (BARROSO *et al.* 2020). Contudo, esses locais podem ser responsáveis por impactos ambientais negativos, por exemplo, a contaminação do solo e da água pelo descarte incorreto dos resíduos

sólidos e líquidos. É necessário, portanto, que se faça uma gestão correta e eficaz nesses locais para evitar ou minimizar tais impactos.

Nesse sentido, a gestão ambiental é uma importante ferramenta para garantir a melhoria contínua do meio ambiente, pois prevê o controle e monitoramento ambiental dos processos, ações de conscientização, além de ações preventivas e corretivas que evitam ou minimizam danos ambientais (SOUZA, 2020). Ademais, por meio de investimentos em recursos e infraestrutura, é possível auxiliar as organizações a atingirem seus objetivos ambientais (INOUE *et al.*, 2013). Grande parte dos canis encontram dificuldades no seu gerenciamento ambiental, pois os recursos financeiros e de pessoal são escassos e destinados prioritariamente aos mais diversos gastos com os animais.

Diante desse contexto, este trabalho foi desenvolvido com o objetivo de levantar os aspectos e impactos ambientais de um canil localizado no sul de Minas Gerais. Além disso, almeja-se propor soluções de baixo custo para os impactos ambientais significativos, objetivando contribuir para a preservação do meio ambiente, para a qualidade de vida dos animais e para a saúde pública.

Material e métodos

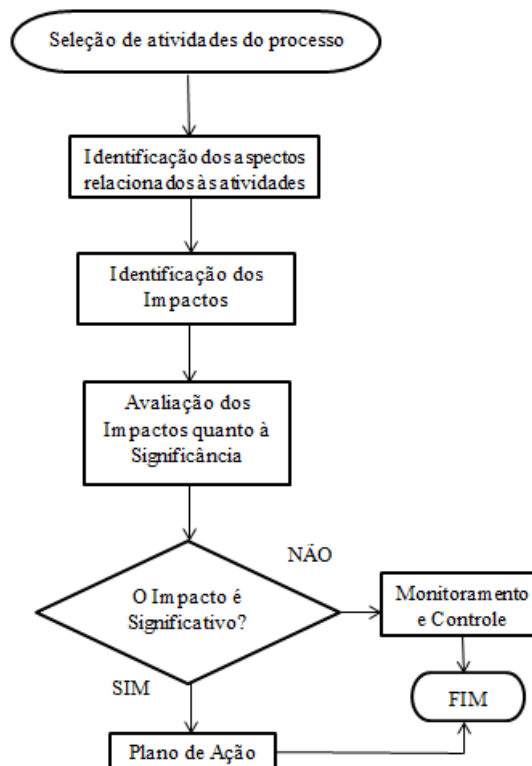
O canil avaliado está localizado em uma cidade do sul de Minas Gerais. Consiste em um terreno afastado do centro urbano, que foi cedido pela prefeitura da cidade, onde foram construídas 8 baias. Atualmente, o local abriga cerca de 30 animais, não possui estrutura elétrica e é abastecido por água subterrânea.

Todo o gerenciamento do espaço é realizado por voluntários, que mantêm o local a partir de doações de terceiros. A manutenção ocorre uma vez por dia e inclui: alimentação dos animais, troca dos bebedouros, catação das fezes e lavagem das baias. Além disso, quando

necessário, são administradas medicações prescritas por veterinários. O local não possui assistência veterinária, sendo que os animais são encaminhados aos consultórios para atendimento mediante demanda.

A metodologia deste trabalho encontra-se resumida no fluxograma apresentado na Figura 1.

Figura 1 – Fluxograma da metodologia proposta



Primeiramente, foi necessária a determinação das atividades realizadas no canil, para levantamento dos aspectos e avaliação dos impactos. Para cada uma das atividades, os autores determinaram os aspectos ambientais e, a partir deles, os impactos ambientais foram identificados. A metodologia para a classificação dos impactos adotada foi adaptada da metodologia proposta por Seiffert (2017) e encontra-se sumariamente descrita a seguir.

Todos os impactos ambientais foram classificados de acordo com a situação, incidência, classe, consequência e frequência. A definição dos critérios considerados em cada uma das categorias encontra-se no Quadro 1.

Quadro 1 – Descrição dos critérios utilizados para a classificação dos impactos ambientais.

Critério	Descrição
Situação	Normal (associados à rotina diária); Anormal (associados às atividades não rotineiras); Emergência (associados às situações não planejadas).
Incidência	Sob controle da empresa (SC); sob influência da empresa (SI).
Classe	Benéficos (impactos positivos); Adversos (impactos negativos).
Consequência	Classificação realizada mediante o enquadramento dos impactos em termos de abrangência e severidade.
Frequência	Baixa (ocorre menos de uma vez/mês); Média (ocorre mais de uma vez/mês); Alta (ocorre diariamente).

Fonte: Seiffert (2017).

Em relação à consequência, a Tabela 2 apresenta os critérios para o enquadramento dos impactos de acordo com a abrangência (Local/Regional/Global) e Severidade (Baixa/Média/Alta). A classificação como severidade baixa e alta está relacionada aos impactos ambientais com magnitude potencial desprezível e alta magnitude, respectivamente. Os impactos ambientais que não se enquadram nessas categorias foram classificados como severidade média. Uma pontuação específica foi atribuída de acordo com a junção desses parâmetros, conforme pode ser observado no Quadro 2.

Em relação à frequência, a Tabela 3 apresenta a descrição e os valores atribuídos a cada uma das categorias (Baixa/Média/Alta).

Ademais, os impactos foram enquadrados de acordo com a soma das pontuações obtidas nas categorias anteriores, conforme apresentado no Quadro 4.

Quadro 2 – Enquadramento dos impactos quanto à consequência, de acordo com a abrangência e a severidade.

Abrangência/ Severidade	Local	Regional	Global
Baixa	20	25	30
Média	40	45	50
Alta	60	65	70

Fonte: Seiffert (2017).

Por fim, foi analisada a significância dos impactos ambientais. Os impactos ambientais desprezíveis foram classificados como não significativos, assim como os impactos críticos foram considerados significativos. Os impactos ambientais moderados foram classificados como significativos quando incidiu sobre eles algum requisito legal. Para esses impactos, foi realizada uma busca na legislação federal e estadual vigente. A legislação municipal não foi considerada neste trabalho. No caso dos impactos significativos, foram propostas ações para a mitigação desses impactos, considerando as limitações de recursos financeiros do canil.

Resultados e discussão

Na Tabela 5, apresenta-se o levantamento dos aspectos e a classificação dos impactos ambientais, de acordo com a situação, classe, consequência, frequência, categoria e enquadramento.

Quadro 3 – Enquadramento dos impactos quanto à frequência.

Frequência	Descrição	Pontos
Baixa	Ocorre menos de uma vez por mês	10
Média	Ocorre mais de uma vez por mês	20
Alta	Ocorre diariamente	30

Fonte: Adaptado de Seiffert (2017).

Em relação à limpeza das baías, foram levantados os seguintes aspectos: consumo de água, geração de efluentes líquidos, consumo de produtos químicos e de limpeza, geração de embalagens e fezes dos animais. O impacto causado em relação ao consumo de água é o uso dos recursos naturais e, apesar de a limpeza das baías ocorrer diariamente, esse impacto foi considerado não significativo, pois a quantidade de água utilizada na limpeza das baías aproxima-se do consumo humano médio diário por habitante (aproximadamente 200 litros por habitante/dia em cidades de médio porte) (SPERLING, 2005).

Os aspectos consumo de produtos químicos e de limpeza e geração de embalagens também foram considerados como não significativos, pois os produtos utilizados são os mesmos normalmente utilizados na limpeza de residências (detergente e cloro), bem como a quantidade utilizada. Além desses, ressaltam-se os aspectos de consumo de ração e a geração de resíduos (embalagens) relacionados à alimentação dos animais. Todos esses resíduos são classificados como não perigosos (ABNT, 2004) e poderiam ser destinados para a reciclagem. Para esses impactos ambientais não significativos, deve-se proceder com o monitoramento e o controle.

Um outro aspecto relacionado à limpeza das baías é a geração de efluentes líquidos, o que pode ocasionar contaminação do solo e da água. Os efluentes líquidos consistem em um dos principais poluidores dos corpos d'água e, por conta da preocupação mundial crescente com a qualidade dos recursos hídricos e com as exigências do desenvolvimento sustentável, estabelecimentos e empresas necessitam minimizar os impactos causados por esses efluentes (CAMPOS *et al.*, 2020).

Os efluentes de um canil são compostos por resíduos provenientes dos cães, que são os dejetos dos animais, compostos por fezes, urina, resíduos de ração e por outras substâncias que são consumidas por esses animais. Além

Quadro 4 – Enquadramento dos impactos de acordo com a soma da pontuação obtida nas categorias consequência e frequência.

Enquadramento	Pontos
Desprezível (D)	Pontuação total ≤ 50
Moderado (M)	$50 < \text{Pontuação total} < 70$
Crítico (C)	Pontuação total ≥ 70

Fonte: Adaptado de Seiffert (2017).

disso, os efluentes também são compostos por água que contém produtos de limpeza vindos da lavagem das baías. Um estudo realizado no canil Parque Francisco de Assis (PFA), localizado na zona urbana de Lavras/MG, caracterizou os efluentes de um canil; os valores médios do efluente bruto foram apresentados no Quadro 6 (SOUZA, 2015). O Quadro 6 também apresenta uma comparação com a legislação relacionada ao lançamento de efluentes de Minas Gerais.

Como pode ser observado no Quadro 6, o efluente bruto não atende aos padrões de lançamento de efluentes estabelecidos pela legislação mineira. Uma solução viável para o tratamento desses efluentes é a utilização de um sistema composto por um tanque séptico e um filtro anaeróbio, conhecido como sistema fossa-filtro. O tanque séptico (FIGURA 2) é responsável pela remoção de grande parte dos sólidos em suspensão, visto que os sólidos se sedimentam e sofrem digestão anaeróbia no fundo do tanque. O filtro anaeróbio (FIGURA 3), por sua vez, realiza a remoção complementar da DBO. Nesse sistema, a biomassa cresce aderida a um meio suporte, usualmente pedras (SOUZA, 2015; SPERLING, 2005).

Em comparação com os processos aeróbios, o sistema fossa-filtro possui menor eficiência. Apesar disso, esse sistema tem sido amplamente utilizado em pequenas comunidades rurais, devido aos baixos custos de implantação, operação e manutenção. Ademais, a produção de lodo é baixa e o lodo já sai estabilizado, dispensando a etapa de tratamento do lodo. Como todo sistema

Quadro 5 – Levantamento dos aspectos e classificação dos impactos ambientais das atividades realizadas no canil.

Atividade	Aspectos	Impactos	Sit.	Inc.	Classe	Consequência	Freq.	Categoria	Enquadramento
Limpeza das baías	Consumo de água	Uso de recursos naturais não renováveis/escassos	N	SC	A	Baixa/ Local (20)	Alta (30)	Desprezível	Não significativo
	Geração de efluentes líquidos	Contaminação do solo e da água	N	SC	A	Média/ Regional (40)	Alta (30)	Crítico	Significativo
	Consumo de produtos químicos e de limpeza	Uso de recursos naturais não renováveis/escassos	N	SC	A	Baixa/ Local (20)	Alta (30)	Desprezível	Não significativo
	Geração de embalagens	Diminuição da vida útil de aterros	N	SC	A	Baixa/ Local (20)	Média (20)	Desprezível	Não significativo
	Geração das fezes dos animais	Degradação da qualidade do solo	N	SC	A	Média/ Regional (40)	Alta (30)	Crítico	Significativo
	Geração das fezes dos animais	Contaminação da água	N	SC	A	Média/ Regional (40)	Alta (30)	Crítico	Significativo
	Geração das fezes dos animais	Disseminação de doenças	N	SC	A	Regional/ Alta (65)	Alta (30)	Crítico	Significativo
Alimentação dos Animais	Consumo de ração	Uso de recursos naturais não renováveis/escassos	N	SC	A	Baixa/ Local (20)	Alta (30)	Desprezível	Não significativo
	Geração de resíduos (ração que cai no chão)	Contaminação da água e do solo	A	SC	A	Baixa/ Local (20)	Baixa (20)	Desprezível	Não significativo
Tratamento veterinário	Consumo de medicamentos	Uso de recursos naturais não renováveis/escassos	N	SC	A	Baixa/ Local (20)	Média (20)	Desprezível	Não significativo
	Atendimento veterinário dos animais	Redução das zoonoses	N	SC	B	Alta/ Regional (65)	Média (20)	Crítico	Significativo
	Geração de embalagens de medicamentos, frascos e medicamentos vencidos	Contaminação do solo e da água.	N	SC	A	Média/ Regional (40)	Média (20)	Moderado	Significativo
	Carcaças resultantes da morte de animais	Contaminação do solo e da água.	A	SC	A	Média/ Regional (40)	Baixa (10)	Desprezível	Não significativo

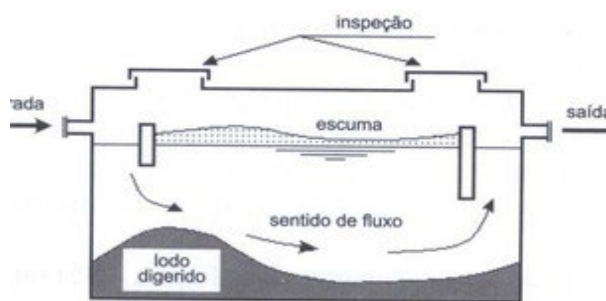
Fonte: Elaborado pelos autores (2021).

Quadro 6 – Caracterização de um efluente de canil (SOUZA, 2015) e comparação com a legislação vigente.

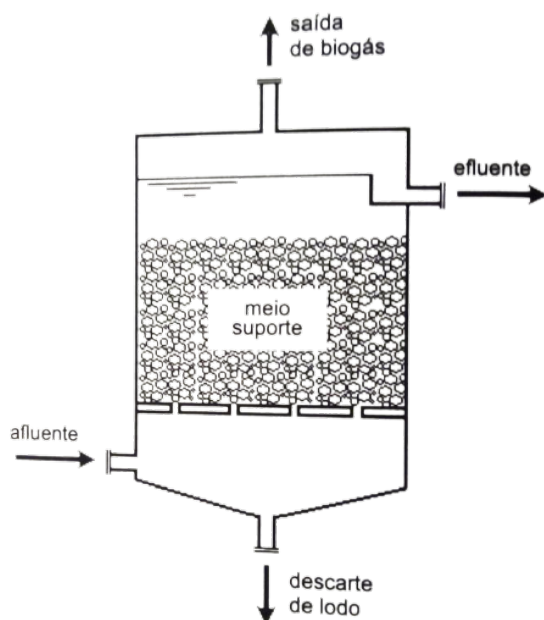
Parâmetro	Efluente Canil ²	Legislação ¹
DBO (mg/L)	189	< 60 mg/L
DQO (mg/L)	612	< 180 mg/L
pH	7,2	6 - 9
Sólidos totais (mg)	926	-
Sólidos suspensos (mg)	313	< 100 mg/L
Nitrogênio (mg/L)	165	-
Fósforo (mg/L)	92	-
Coliformes totais (NMP 100/mL)	2,06x10 ¹²	-
Coliformes termotolerantes (NMP 100/mL)	1,73 x 10 ¹²	-

¹ Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH-MG nº 1, de 5 de maio de 2008 (Minas Gerais, 2008). Abreviaturas: DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio); DQO (Demanda Química de Oxigênio); pH (Potencial Hidrogeniônico); NMP (Número mais provável); ²(SOUZA, 2015).

Fonte: Elaborado pelos autores (2021).

Figura 2 – Desenho esquemático tanque séptico.

Fonte: Sperling (2005).

Figura 3 – Desenho esquemático filtro anaeróbio.

Fonte: Chernicharo (2001).

anaeróbio, o controle operacional é essencial para impedir a geração de maus odores (SPERLING, 2005). No caso do canil, diante da limitação de recursos financeiros e humanos, a simplicidade operacional e os custos de manutenção são os principais fatores a serem considerados na escolha da tecnologia de tratamento, justificando, portanto, a adoção do sistema fossa-filtro. Um possível impedimento para a implantação desse sistema de tratamento seria a utilização de cloro e detergente na limpeza das baias. Assim, faz-se necessária a realização de ensaios que possam atestar a viabilidade do sistema nessa situação.

Em relação à geração de fezes dos animais, todos os dias são gerados cerca de 2 baldes de 20 litros. Atualmente, o descarte é realizado diretamente no solo, em um local escavado para essa finalidade. Além da contaminação do solo, esses resíduos podem contribuir para a disseminação de doenças. Como esse impacto ocorre diariamente, a degradação do solo e a contaminação da água foram consideradas impactos de abrangência/severidade média regional de alta frequência, e a disseminação de doenças um impacto de abrangência/severidade alta, sendo considerada de alta magnitude, visto que a disseminação de zoonoses pode ter impactos irreversíveis.

A leishmaniose visceral, por exemplo, é considerada pela Organização Mundial da Saúde (OMS) como uma das cinco doenças que, embora prioritárias para eliminação, têm sido negligenciadas. Dez países foram responsáveis por 95 % dos casos no mundo em 2018, incluindo o Brasil, que é responsável por 96 % dos casos no continente americano (OMS, 2020; OPAS, 2018). A leishmaniose visceral é uma doença grave, causada pelos protozoários tripanosomatídeos do gênero *Leishmania*. Nas áreas urbanas, os cães constituem-se como os principais reservatórios da doença e principal fonte de infecção. Os vetores responsáveis pela transmissão da leishmaniose visceral para os humanos são os insetos denominados flebotomíneos, também conhecidos como mosquito palha, tatuquiras, birigui, entre outros. Esses insetos se desenvolvem em ambientes terrestres úmidos, baixa luminosidade e com a presença de material orgânico, como o local em que atualmente as fezes são destinadas (BRASIL, 2006).

O descarte incorreto de dejetos de animais tem sido um problema para o meio ambiente devido à contaminação do solo e consequente contaminação de mananciais de água, resultante da infiltração no lençol freático (LIMA; LUNA, 2012). Uma forma encontrada para tentar amenizar esses impactos negativos no meio ambiente seria a utilização de um biodigestor, pois ele auxilia na destinação correta de dejetos de animais, promovendo o controle de poluição do solo e do ar (OLIVEIRA; PROENÇA, 2021).

Um biodigestor funciona realizando o processo de degradação da matéria orgânica dentro de uma câmara por uma estrutura cilíndrica ou vertical, sendo essa superficial, ou seja, acima do solo (PINTO, 2008). Essa estrutura será acompanhada por uma cobertura, que funcionará como uma “casinha” para que o gás que é desprendido da digestão da biomassa se acumule (OLIVEIRA; PROENÇA,

2021). Isso impossibilita que o oxigênio entre, criando um ambiente agradável para milhares de bactérias anaeróbicas. Dessa maneira, os substratos orgânicos, como as fezes dos animais, são colocados dentro dessa estrutura, onde serão degradados pelas bactérias na ausência de oxigênio molecular, tendo como produto a formação do biogás e um efluente rico em nutrientes (SALES FILHO, 2014).

Portanto, propõe-se para o canil a construção de um biodigestor para realizar a degradação da matéria orgânica (fezes), evitando que os dejetos desses animais sejam descartados incorretamente, evitando e reduzindo a contaminação do solo, da água e a proliferação de doenças. As vantagens de utilizar o biodigestor é o seu baixo custo na implantação, além da simplicidade operacional, ou seja, é um sistema simples de realizar em relação ao seu controle e manutenção. É eficiente também na remoção de poluentes e possui uma elevada vida útil (ANGONESE *et al.*, 2007). Os biodigestores também são eficientes tanto na transformação da matéria orgânica quanto na eliminação de patógenos; também controlam os odores gerados pela decomposição da matéria orgânica (JORGE, 2004).

Em relação ao tratamento veterinário dos animais, ressalta-se o consumo e a geração de embalagens de medicamentos. De acordo com a classificação, a categoria dos impactos associados a esse aspecto foi moderada. Contudo, como há uma legislação federal que trata do descarte de medicamentos vencidos e em desuso, o impacto foi enquadrado como significativo, necessitando, portanto, de um plano de ação para mitigação desse impacto.

Em relação ao descarte de medicamentos vencidos e em desuso, bem como suas embalagens, atualmente não há um procedimento padrão no canil para a destinação desses resíduos. Importante ressaltar que os medicamentos são substâncias que podem conter toxicidade de acordo com a sua composição. Por conta disso,

se descartados incorretamente, podem causar sérios problemas para o meio ambiente e à saúde humana, como a contaminação do solo e da água, promovendo consequentemente efeitos adversos na saúde humana, dos animais e de organismos aquáticos (SILVA, LEÃO, 2019).

Para tanto, é importante que se faça o descarte correto desses medicamentos. De acordo com o Decreto nº 10.388, de 5 de junho de 2020, que dispõe sobre a implantação de um sistema de logística reversa (SLR) das embalagens e dos medicamentos vencidos e em desuso no Brasil, as drogarias e farmácias dos municípios com população igual ou superior a 100 mil habitantes devem implementar pontos de coleta de medicamentos em seus estabelecimentos. Após o recolhimento, os distribuidores são responsáveis pelo transporte desses resíduos até um local de armazenamento provisório. Finalmente, os fabricantes e importadores são responsáveis por transportar os resíduos até a destinação ambientalmente adequada, isto é, incineração, coprocessamento ou aterro classe I. Ainda segundo o decreto, o responsável por retornar os medicamentos vencidos ou em desuso aos pontos de coleta é o consumidor, ou seja, aqueles que trabalham no canil e que compram esses medicamentos para serem usados nos cuidados veterinários (BRASIL, 2020). Dessa forma, eles devem levar tais resíduos ao ponto de coleta mais próximo. Apesar de não englobar medicamentos veterinários, grande parte dos medicamentos utilizados no tratamento de animais são comprados em farmácias humanas. Assim, essa prática já minimizaria o respectivo impacto ambiental.

Por fim, ressalta-se que o canil presta um importante serviço ambiental a partir do controle de zoonoses. A disseminação de doenças como a leishmaniose, cinomose e raiva pode causar sérios problemas sociais e de saúde pública. Por isso, o controle dessas zoonoses nos canis é fundamental para evitar a proliferação dessas

doenças em outros animais e na população. O controle da proliferação de doenças e a redução do risco de zoonoses se dá pelos cuidados básicos praticados pelo canil, como a realização de exames clínicos básicos e laboratoriais, procedimentos de curativos, bem como a alimentação e a hidratação adequada dos animais. Além disso, a vacinação dos animais é essencial para o controle das zoonoses. Atualmente, no canil, são aplicadas as vacinas contra a raiva e a V10 que protege contra as doenças: cinomose, parvovirose, coronavirose, adenovirose, parainfluenza, hepatite infecciosa canina e 4 tipos de leptospirose (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2016). É indispensável também que os animais sejam observados diariamente para verificar suas condições de saúde e identificar se há algum caso de doença (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2016). Ressalta-se, ainda, a importância da higienização do canil, mantendo o local sempre limpo. As limpezas devem ocorrer periodicamente e também deve ocorrer a desinfecção do local. No caso citado, a limpeza ocorre diariamente.

Do ponto de vista biocêntrico, é importante mencionar que o trabalho realizado no canil é fundamental para ofertar uma melhor qualidade de vida aos animais abandonados. Muitos animais recolhidos são vítimas de maus tratos, atropelamentos ou encontram-se em situação de rua. No canil, eles têm acesso a alimentação e hidratação, abrigo e tratamento veterinário. Além disso, por meio das campanhas de adoção, esses animais têm a possibilidade de serem adotados por tutores responsáveis.

Conclusão

Foram avaliados os aspectos e os impactos ambientais de um canil localizado no sul de Minas Gerais. Como resultado, tem-se que os impactos significativos estão relacionados especialmente às etapas de limpeza das baias e atendimento veterinário dos animais, sendo

esses a geração de efluente líquido, resíduos dos dejetos dos animais e de medicamentos em desuso e vencidos. Esses aspectos ambientais podem ocasionar a contaminação do solo e da água, assim como a disseminação de doenças. Ressalta-se, ainda, o serviço ambiental prestado pelo canil, isto é, a redução da propagação de zoonoses. Como soluções de baixo custo, foi proposta a instalação de um sistema fossa-filtro para a destinação do efluente líquido e de um biodigestor, para o tratamento dos dejetos. Em relação aos medicamentos, esses devem ser entregues nos pontos de coleta mais próximos, conforme determinado pela legislação vigente.

Referências

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 14001: Sistemas de Gestão Ambiental: especificação e diretrizes para uso.** Rio de Janeiro, 2015.
- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR ISO 10004: Resíduos sólidos – Classificação.** Rio de Janeiro, 2004.
- ANGONESE, A. R.; CAMPOS, A. T.; WELTER, R. A. Potencial de redução de emissão de equivalente de carbono de uma unidade suinícola com biodigestor. **Engenharia Agrícola**, v. 27, n. 3, p. 648-657, 2007.
- BARROSO, J. E. M.; SILVA, A. V.; BARROSO, M. C. M.; SILVA, G. C.; SILVA, L. A. Controle Populacional de cães. **Humanidades e tecnologia (FINON)**, v. 19, n. 1, p. 20-34, 2020.
- BRASIL. **Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF, 2015.
- BRASIL. **Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998.** Dispõe sobre as sanções penais e administrativas derivadas de condutas e atividades lesivas ao meio ambiente, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, Cap. V, Seção I, Art. 32º, 1998.
- BRASIL. **Lei nº 10.388, de 5 de junho de 2020.** Regulamenta o § 1º do caput do art. 33 da Lei nº 12.305, de 2 de agosto de 2010, e institui o sistema de logística reversa de medicamentos domiciliares vencidos ou em desuso, de uso humano, industrializados e manipulados, e de suas embalagens após o descarte pelos consumidores. Diário Oficial da União, Brasília, DF, Cap. I, art. 3º, 2020.
- BRASIL. **Manual de vigilância e controle da leishmaniose visceral** / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Departamento de Vigilância Epidemiológica. – Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2006.
- CAMPOS, J.; SANTOS, V.; SILVA, L.; SOUSA, A.; SILVA, F.; COSTA, M. Fossa biodigestora econômica e sustentável para agricultura familiar. **Cadernos de Agroecologia**. Sergipe, v. 15, n. 02, 2020.
- CHERNICHARO, Carlos Augusto de Lemos. **Pós tratamento de efluentes de reatores anaeróbios.** Rio de Janeiro: PROSAB/FINEP, 2001.
- CORTEZ, L. A. B.; SILVA, A.; LUCAS JÚNIOR, J.; JORDAN, R. A.; CASTRO, L.R. **Biodigestão de Efluentes.** Campinas: Editora da UNICAMP, 2008.
- IBGE. **Censo demográfico.** Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/22827-censo-2020-censo4.html>. Acesso em: 14 jun. 2021, v. 3, 2010.

INOUE, E.; ARIMURA, T.; NAKANO, M. A new insight into environmental innovation: Does the maturity of environmental management systems matter? **Ecological Economics**. v. 94, p. 156-163, 2013.

JORGE, L. C. **Estudo de Viabilidade de Implantação de Biodigestores Anaeróbicos no Município de Paty de Alferes – RJ, Uma Contribuição para Minimizar a Degradação na Área Rural**. Dissertação - Universidade Federal Fluminense. Niterói, 2004.

LIMA, A. F. M.; LUNA, S. P. L. Algumas causas e consequências da superpopulação canina e felina: acaso ou descaso? **Revista de Educação Continuada em Medicina Veterinária e Zootecnia do CRMV-SP**. São Paulo, v. 10, n. 1, p. 32-38, 2012. Disponível em: <http://revistas.bvs-vet.org.br/recmvz/article/download/258/242>. Acesso em: 24 maio 2021.

MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Manual de Vigilância, Prevenção e Controle de Zoonoses**. Brasília, DF, 2016.

MINAS GERAIS – COPAM – Conselho de Política Ambiental; CERH – Conselho Estadual de Recursos Hídricos. **Deliberação normativa conjunta COPAM/Conselho Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Minas Gerais CERH-MG nº 01**, de 05 de maio de 2008. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências.

OLIVEIRA, C. S. A.; PROENÇA, M. B. Biodigestor com Controle Inteligente. **Caderno Progressus**, v. 1, n. 1, 2021.

Organização Mundial de Saúde - OMS. **Leishmaniose** [Internet]. Geneva: Organização Mundial de Saúde; 2020 [citado 2020 ago 6]. Disponível em: <https://www.who.int/en/news-room/fact-sheets/detail/leishmaniasis>. Acesso em: 24 maio 2021.

Organização Pan-Americana de Saúde - OPAS. **Leishmanioses: informe epidemiológico das Américas**. Report n. 6. [Internet]. Brasília: Organização Pan-Americana de Saúde; 2018 [citado 2020 ago 6]. Disponível em: <https://www.paho.org/leishmaniasis>. Acesso em: 24 maio 2021.

PINTO, P. H. M. **Tratamento de manipueira de fecularia em biodigestor anaeróbio para disposição em corpo receptor, rede pública ou uso em fertirrigação**. Dissertação (Pós-Graduação em Energia na Agricultura) – Universidade Estadual Paulista. Botucatu, 2008.

POSTIGO, M. D.; BRESSANE, A.; FRANCESCHINI, G.; CHAVES, M. R. M.; LONGO, R. M. Avaliação da eficiência de fossa séptica de baixo custo desenvolvida para o saneamento rural. **Engenharia Ambiental**. Espírito Santo do Pinhal, v. 14, n.1, p. 26, jun. 2017.

SALES FILHO, I. O. S. **Avaliação da toxicidade e remoção de matéria orgânica de efluente de biodigestor de resíduos sólidos orgânicos tratado em wetlands**. Dissertação (Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Pernambuco. Caruaru, 2014.

SEIFFERT, Mari Elizabete Bernardi. **ISSO 14001 Sistemas de Gestão Ambiental: implantação objetiva e econômica**. 5 ed. São Paulo: Atlas, 2017.

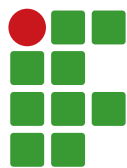
SILVA, A. P. R. F.; LEÃO, V. G. Descarte de medicamentos e seus impactos à saúde e meio ambiente. **Brazilian Journal of Surgery and Clinical Research – BJSCR**. v. 28, n. 4, p. 92-96, nov. 2019.

SILVA, F.P., BOTTON, J.P., SOUZA, S.N.M., HACHISUCA, A.M.M. Parâmetros Físicos-Químicos na operação de Biodigestores para Suinocultura. **Revista Tecnológica**. Maringá. p. 33-41, 2015.

SOUZA, A. R. **Avaliação da eficiência do sistema de tratamento de efluentes do Canil Parque Francisco de Assis em Lavras – MG**. 2015. Dissertação – Universidade Federal de Lavras. Lavras, 2015.

SOUZA, F. R. Sistema de gestão ambiental de acordo com NBR ISO 14001 em uma empresa de celulose e papel. **Research, Society and Development**, v. 9, n. 7, p., 2020.

SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental: Universidade Federal de Minas Gerais, 2005.



Capacidade de adsorção de fósforo em solos de textura arenosa com fertilidade construída

Ademir Fontana¹, Marcos Gervasio Pereira², Jaqueline Jesus Santana dos Santos³,
Guilherme Kangussu Donagemma⁴, Otavio Augusto Queiroz dos Santos⁵

¹ Embrapa Solos. Pesquisador. ademir.fontana@embrapa.br

² Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Professor. mgervasiopereira01@gmail.com

³ jaqueline_jjss@hotmail.com

⁴ Embrapa Solos. Pesquisador. guilherme.donagemma@embrapa.br

⁵ Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. Mestrando. otavioqueiroz7@hotmail.com

Submetido em: 22/07/2021 | Aceito em: 24/11/2021

Resumo

A adsorção específica de fósforo nos minerais da fração argila do solo, como os oxi-hidróxidos de Fe e Al, é responsável pela diminuição da disponibilidade desse elemento para as plantas. No Brasil, a condição é estudada substancialmente em solos de textura média a muito argilosa, cuja atividade de adsorção é expressiva. O objetivo deste estudo foi avaliar a capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP) em solos de textura arenosa com fertilidade construída no bioma Cerrado. Foram selecionadas áreas com os solos representativos nos municípios de Luís Eduardo Magalhães (LEM/BA) e Guará (TO), com as seguintes coberturas vegetais: a) LEM: vegetação natural e algodão; b) Guará: vegetação natural e soja. Foram coletadas amostras de solo nas camadas de 0 cm – 20 cm e 60 cm – 80 cm, nas quais foram realizadas as análises químicas e físicas de rotina, análises relativas à adsorção de fósforo, como o P_{rem} e a CMAP e o PESN. Os teores de P_{rem} são maiores na camada de 0 cm – 20 cm para a região de LEM. A CMAP é pouco expressiva nos solos das duas regiões estudadas, tendo os solos de Guará maior potencial relativo de adsorção pelos maiores valores da razão CMAP/argila.

Palavras-chave: retenção de fosfato. P_{rem} . CMAP. Solos arenosos.

Introdução

A expansão da agropecuária brasileira vem ocorrendo preferencialmente em áreas que apresentam relevo favorável às operações de cultivo, baixo custo por unidade de área e em regiões com a agricultura estabelecida. Ocorre em solos com as classes texturais areia, areia franca e francoarenosa, que são denominados de “solos de textura leve” (DONAGEMMA *et al.*, 2016) ou simplesmente “solos arenosos” (*sandy soils*) (HUANG; HARTEMINK, 2020).

Com essas características, as classes de solo de maior expressão são os Neossolos Quartzarênicos, Latossolos Vermelhos, Amarelos e Vermelho-Amarelos psamíticos e Argissolos Vermelho-Amarelos e Amarelos de textura arenosa/média (DONAGEMMA *et al.*, 2016). A maior ocorrência desses solos é verificada no oeste da Bahia, norte e nordeste do Tocantins, noroeste de Minas Gerais, sudoeste de Goiás, nordeste do Pará,

noroeste do Paraná, centro-sul do Rio Grande do Sul, oeste de São Paulo e diversas regiões do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. A esses solos, pode-se elencar como principais limitações ao cultivo os baixos teores de matéria orgânica, a fraca estabilidade dos agregados e, principalmente, a baixa capacidade de retenção de água, retenção e disponibilidade de nutrientes. Por outro lado, a baixa capacidade tampão favorece as correções por fertilizantes e corretivos, principalmente do fósforo (P), visto a sua indisponibilidade às culturas nos solos tropicais.

Neste sentido, visando avaliar a disponibilidade de P em função da adsorção específica, fixação ou precipitação, os estudos se concentram na avaliação do fósforo remanescente (P_{rem}), a qual é utilizada na avaliação da capacidade tampão do solo em relação a P, S e Zn. Essa análise avalia a disponibilidade e afinidade do P após uma amostra de solo ser

submetida ao contato com uma solução com teor conhecido de P (ALVAREZ V. *et al.*, 2000). A partir do P_{rem} , é possível determinar a capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP), que serve como medida para avaliação dos solos no tocante ao potencial de remobilização de P.

A sorção do P é um fenômeno cuja intensidade e magnitude dependem dos constituintes do solo. Como atributos correlacionados destacam-se o teor de argila, mineralogia, grau de cristalinidade dos óxidos de ferro, grau de humificação e teor de matéria orgânica (NOVAIS; SMYTH, 1999). Contudo, além da expressão quantitativa constituinte do solo, grande parte dos fenômenos de superfície varia em função do ponto de carga zero (PCZ), o qual passa a controlar a dinâmica de vários elementos, especialmente do P. Essa condição é favorecida nos solos tropicais em função dos altos valores do PCZ, condicionando predominantemente cargas positivas e criando condições favoráveis para a adsorção de íons, como o fosfato (EBERHARDT *et al.*, 2008).

No que confere à mineralogia, pode ser avaliada como fonte ou dreno de P. Nos solos de baixo grau de intemperismo pode funcionar como fonte, enquanto nos solos altamente intemperizados pode funcionar como dreno (NOVAIS; SMYTH, 1999). De forma antagônica, a matéria orgânica afeta indiretamente a adsorção de fosfato pela inibição da cristalização dos óxidos de ferro e alumínio (FONTES; WEED, 1996; BORGGAARD *et al.*, 1990), ou mesmo bloqueando os sítios de adsorção por meio dos ácidos orgânicos de baixo peso molecular e do recobrimento da superfície dos óxidos (FONTES *et al.*, 1992).

Diante dessa observação, mesmo com a expectativa de maior disponibilidade de P nos solos de textura arenosa, avaliar o potencial de adsorção ou fixação pode garantir, além da eficácia, maior eficiência no uso dos fertilizantes fosfatos. Neste sentido, destacam-se duas regiões de grande relevância agropecuária, uma no oeste da Bahia, com pelo menos 35 anos de cultivo agrícola

– agricultura consolidada, e outra no médio Vale do Rio Tocantins, com aproximadamente 10 anos de cultivo agrícola – fronteira agrícola.

O objetivo deste estudo foi avaliar a CMAP em solos de textura arenosa com fertilidade construída no bioma Cerrado.

Material e métodos

Para o estudo foram selecionadas áreas de produção agrícola intensiva com uso e manejo diferenciado, sendo uma no município de Luís Eduardo Magalhães (LEM), na região oeste do estado da Bahia, e outra no município de Guaraí, localizado na região do Médio Vale do Tocantins, no estado do Tocantins.

O município Luís Eduardo Magalhães está localizado no Chapadão do Alto Rio Grande, na bacia hidrográfica do Rio Grande, margem esquerda do Rio São Francisco. A geomorfologia destaca o Planalto Ocidental do São Francisco em um relevo plano a suave ondulado e a altitude da região varia de 700 m a 900 m. A geologia está relacionada ao período Cretáceo, com arenitos do Grupo Urucuia, sendo este composto por arenitos de cores diversas, predominando as cores cinza, rósea e vermelha, de composição fina, de cimento argiloso ou silicoso, por vezes com estratificação cruzada (CPRM, 2008; CASTRO *et al.*, 2010).

O clima é quente e seco, com chuvas de inverno, com duas estações climáticas bem definidas, sendo a seca e fria de maio a setembro e a estação chuvosa e quente de outubro a abril. A temperatura média varia de 18 °C a 34 °C (INMET, 2010), enquanto a precipitação total anual está entre 1.400 mm e 1.600 mm, concentradas entre os meses de novembro a março (BATISTELLA *et al.*, 2002).

O município de Guaraí está localizado sobre uma bacia sedimentar da bacia hidrográfica do Rio Tocantins. A geomorfologia indica a depressão do Médio Tocantins, e na depressão

longitudinal do Tocantins em um relevo plano a suave ondulado e a altitude entre 200 m e 400 m. A geologia está relacionada à cobertura sedimentar do período Terciário ou Terciário–Quaternário, com arenitos de cor e granulometria variadas e ainda argilitos e siltitos. O clima é úmido/subúmido com moderada deficiência hídrica e temperatura média anual de 26,5 °C. A precipitação total anual é de 1.800 mm a 1.900 mm, concentradas no verão e com alta intensidade (SOUZA *et al.*, 2012).

Os solos de ambas as áreas de estudo são classificados como LATOSSOLOS VERMELHO-AMARELOS Distróficos típicos, textura média (Luís Eduardo Magalhães) e NEOSSOLOS QUARTZARÊNICOS Órticos típicos (Guaraí), conforme o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (SANTOS *et al.*, 2018).

Em cada local foram selecionadas áreas com as seguintes coberturas vegetais: a) Luís Eduardo Magalhães: vegetação natural (VN), cultura anual em plantio convencional (Algodão); b) Guaraí: vegetação natural (VN), cultura anual em plantio direto (Soja). O algodão é cultivado desde a década de 90, sendo o solo preparado com gradagem profunda para o arranque da soca do algodoeiro. Anualmente, há aplicação de calcário e adubação com fertilizantes solúveis a lanço, sendo posteriormente realizada a gradagem. A soja é cultivada há aproximadamente 8 anos em plantio direto e com adubação com fertilizantes solúveis na linha de semeadura.

Em cada área foram coletadas amostras de solos em cinco pontos, nas camadas de 0 cm – 20 cm e 60 cm – 80 cm. As amostras foram secas ao ar, posteriormente destorroadas e passadas por peneira de 2,0 mm, obtendo-se a terra fina seca ao ar (TFSA). Foram realizadas as seguintes análises laboratoriais de rotina para solos: granulometria (área grossa, areia fina, silte e argila), pH (água), cátions trocáveis (Ca, Mg, K, Na, H e Al), P disponível, carbono orgânico, matéria orgânica (DONAGEM *et al.*, 2011).

O fósforo remanescente (P_{rem}) é obtido em solução após o contato de 5 cm³ de TFSA com 50 mL da solução de CaCl₂ 10 mmol L⁻¹ + 60 mg L⁻¹ de fósforo (ALVAREZ *et al.*, 2000). O teor de P_{rem} é determinado por colorimetria a partir da solução filtrada após uma hora de contato e homogeneização (TEIXEIRA *et al.*, 2017). A partir dos teores do P_{rem} , foram ajustadas as isotermas de Langmuir e avaliadas a Capacidade Máxima de Adsorção de Fósforo (CMAP) e a Energia de Adsorção (EA).

A equação de Langmuir foi ajustada para o valor de P-sorvido, seguindo a determinação da CMAP pela Equação 1:

$$x/m = kbC/(1 + kC) \quad \text{Eq. 1}$$

em que: x/m - P-sorvido [mg (x)/kg (m) de P no solo], k - constante relacionado à energia de ligação P (L mg⁻¹), b - CMAP do solo (mg kg⁻¹), e C - concentração de P na solução de equilíbrio (mg L⁻¹).

Para obter as estimativas das constantes k e b , a forma linearizada da equação de Langmuir foi usada de acordo com a Equação 2:

$$C/(x/m) = 1/kb + C/b \quad \text{Eq. 2}$$

Nas amostras também foi determinado o ponto de efeito salino nulo (PESN), sendo este obtido a partir do ponto de carga zero (PCZ). As amostras de TFSA foram submetidas ao contato de três diferentes soluções eletrolíticas de sal formado por KCl (0,2 mol L⁻¹; 0,02 mol L⁻¹ e 0,004 mol L⁻¹) e sob diferentes condições do meio, indo do ácido ao básico. A partir das soluções, é determinado o pH pela titulação potenciométrica e obtidas três curvas. Na sequência, o PCZ é obtido pelo local de cruzamento dos valores de pH das três curvas (PEREZ *et al.*, 2017). Os valores de pH foram obtidos no software PESN para Windows versão 1.0 (ALVES *et al.*, 2002).

Os teores de P_{rem} e CMAP foram submetidos à análise de correlação de Pearson com os atributos obtidos nas análises de rotina. Para as análises de correlação, os teores de P_{rem} obtidos

por base volumétrica foram transformados para base gravimétrica seguindo o proposto por Cordeiro *et al.* (2020). Foi realizado o teste T entre os teores de P_{rem} das camadas 0 cm – 20 cm e 60 cm – 80 cm para a mesma cobertura vegetal e localização/região.

Resultados e discussão

Em relação aos teores de P_{rem} , de maneira geral ocorre diminuição com o aumento da profundidade do solo, sendo mais expressiva em Luís Eduardo Magalhães (LEM) (TABELA 1; FIGURA 1). Nos solos de LEM, os teores estão entre 23 mg dm⁻³ na camada de 60 cm - 80 cm, sob vegetação natural (VN), e 33 mg dm⁻³ na camada de 0 cm - 20 cm, sob algodão. Na região de Guaraí, não diferem muito quanto à magnitude, tendo teores entre 27 mg dm⁻³ na camada de 0 cm – 20 cm, sob VN, e 30 mg dm⁻³ na camada de 0 cm – 20 cm, sob soja (TABELA 1). Entre as camadas e mesma cobertura, os teores de P_{rem} são diferentes nos solos de LEM, com maiores teores na camada de 0 cm – 20 cm para ambas as coberturas, enquanto em Guaraí são iguais entre as camadas avaliadas (TABELA 1).

No que confere às possíveis causas para a disponibilidade do P_{rem} , destaca-se a correlação negativa com a argila em -0,75** e areia fina em -0,47**, sendo positiva com a areia grossa em 0,52**. Essas correlações mostram-se já elencadas, como o caso da argila, contudo, o fracionamento da areia mostra uma nova condição, com a diferenciação da atividade da areia grossa e areia fina.

Quando avaliados em função dos dados da literatura de outras regiões do bioma Cerrado sob VN, os solos de LEM têm os teores de P_{rem} iguais aos da Literatura 2, de mesma classe textural (Francoarenosa), enquanto em Guaraí há menor teor de P_{rem} em comparação com a Literatura 1, de mesma classe textural (Areia Franca) (FIGURA 1). Essa constatação reforça a necessidade do detalhamento das análises mesmo em solos de mesma classe textural. Além disso, motiva-se que além do P_{rem} , como opção para a avaliação e recomendação da adubação fosfatada, inclua-se de forma complementar e análoga a razão entre o P_{rem} /argila, a qual propicia a avaliação relativa do P_{rem} em função do teor de argila de cada amostra de solo.

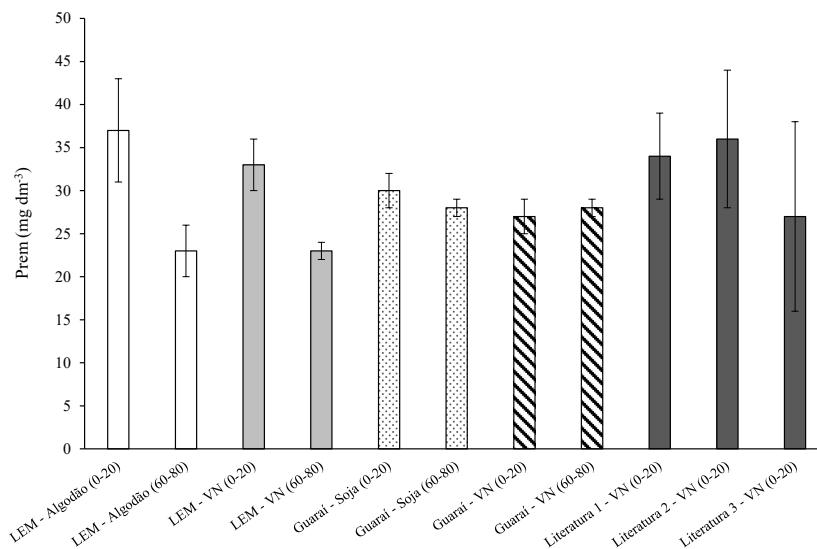
Tabela 1. Atributos do solo nas diferentes coberturas e camadas em LEM e Guaraí

Cobertura	Camada cm	P_{rem} mg dm ⁻³	$P_{disponível}$ mg dm ⁻³	MO	AG	AF	Argila	Classe Textural
LEM								
Algodão	0-20	37 (6) ⁽¹⁾ a	57 (29)	10,0 (1,9)	458 (96)	315 (72)	201 (35)	Franco-Argiloarenosa
Algodão	60-80	23 (3) b	1	4,6 (0,7)	394 (127)	295 (71)	293 (42)	Franco-Argiloarenosa
VN	0-20	33 (3) A	1	8,7 (1,4)	523 (123)	246 (142)	136 (17)	Francoarenosa
VN	60-80	23 (1) B	1	4,3 (0,8)	434 (88)	337 (79)	196 (17)	Francoarenosa
Guaraí								
Soja	0-20	30 (2)	35 (31)	9,2 (1,7)	498 (118)	388 (97)	81 (17)	Areia Franca
Soja	60-80	28 (1)	1	1,7 (0,8)	496 (122)	360 (77)	90 (20)	Areia Franca
VN	0-20	27 (2)	2 (1)	9,1 (2,4)	421 (32)	414 (143)	87 (11)	Areia Franca
VN	60-80	28 (1)	1	2,2 (0,4)	402 (26)	447 (19)	115 (20)	Areia Franca

VN: Vegetação Natural; P_{rem} : fósforo remanescente; $P_{disponível}$: fósforo disponível; MO: Matéria orgânica; AG: Areia Grossa; AF: Areia Fina; ⁽¹⁾ Desvio padrão das amostras entre parênteses. Letras diferentes minúsculas ou maiúsculas na mesma cobertura diferem significativamente pelo teste T $p < 0,05$.

Fonte: Elaboração dos autores (2021).

Figura 1. Teores médios de P_{rem} dos solos nas diferentes coberturas e camadas em LEM e Guaraí. Desvio padrão da média é representando por barras. Literatura 1 = Textura Areia Franca. Literatura 2 = Textura Francoarenosa. Literatura 3 = Textura Franco-Argiloarenosa. Literatura = Bedin *et al.* (2003); Souza *et al.* (2006); Fernández *et al.* (2008); Pinto *et al.* (2013); Sandim *et al.* (2014).



Fonte: Elaboração dos autores (2021).

Quanto aos teores da capacidade máxima de adsorção de fósforo (CMAP), há aumento dos valores com o incremento da profundidade do solo (TABELA 2; FIGURA 2). Nos solos de LEM, os teores da CMAP estão entre 129 mg kg⁻¹ e 221 mg kg⁻¹ na camada de 0 cm – 20 cm e 60 cm – 80 cm, ambos sob VN (TABELA 2). Em Guaraí os teores estão entre 150 mg kg⁻¹ na camada de 0 cm – 20 cm sob soja e 176 mg kg⁻¹ na camada de 60 cm – 80 cm sob VN.

Em relação aos teores CMAP, a correlação é positiva com a argila ($r=0,53^*$), sendo atribuída aos oxí-hidróxidos de ferro e alumínio presentes na fração argila, os quais têm elevada capacidade de adsorção específica ou fixação de P (PARFITT, 1978; SPOSITO, 1989). Essa elevada capacidade de adsorção específica dos óxidos deve-se à eletropositividade gerada na superfície em função das cargas variáveis na condição de pH da solução do solo devido aos altos valores do ponto de carga zero (PCZ) e ponto de efeito salino nulo (PESN) (SPOSITO, 1989; EBERHARDT *et al.*, 2008). Neste sentido, pela avaliação do PESN, os valores são, de maneira

geral, superiores aos valores do pH (em água), confirmando a eletropositividade (TABELA 2).

Por outro lado, observa-se correlação negativa com a MO ($r = -0,59^{**}$). Desta forma, a presença de MO minimiza o potencial de adsorção de P pelos minerais da fração argila, uma vez que atua bloqueando os sítios de adsorção por meio dos ácidos orgânicos de baixo peso molecular e do recobrimento da superfície dos óxidos (FONTES *et al.*, 1992).

Quanto à magnitude dos teores da CMAP do presente estudo, é baixa e representa aproximadamente a metade dos teores obtidos em outros solos com mesma classe textural na literatura (FIGURA 2). Esta constatação tem como consequência a maior disponibilidade de P dos solos deste estudo, uma vez que é menor a necessidade de fosfato para saturar os sítios carregados positivamente e ativos na adsorção específica. Este fato, quando associado a outras práticas que favorecem a manutenção ou o aumento da matéria orgânica do solo, configura condições favoráveis ao maior suprimento de P para as culturas agrícolas.

Neste trabalho, como uma forma complementar de avaliação, apresenta-se a razão CMAP/argila, a qual se mostra efetiva para avaliar a capacidade relativa de adsorção da fração argila. Nos solos de LEM, os valores estão

entre 0,7 mg a 1,1 mg de P por g de argila, enquanto em Guaraí os valores estão entre 1,3 mg a 2,0 mg de P por g de argila. Com esses valores da razão CMAP/argila, destaca-se a maior capacidade relativa de adsorção dos solos Guaraí.

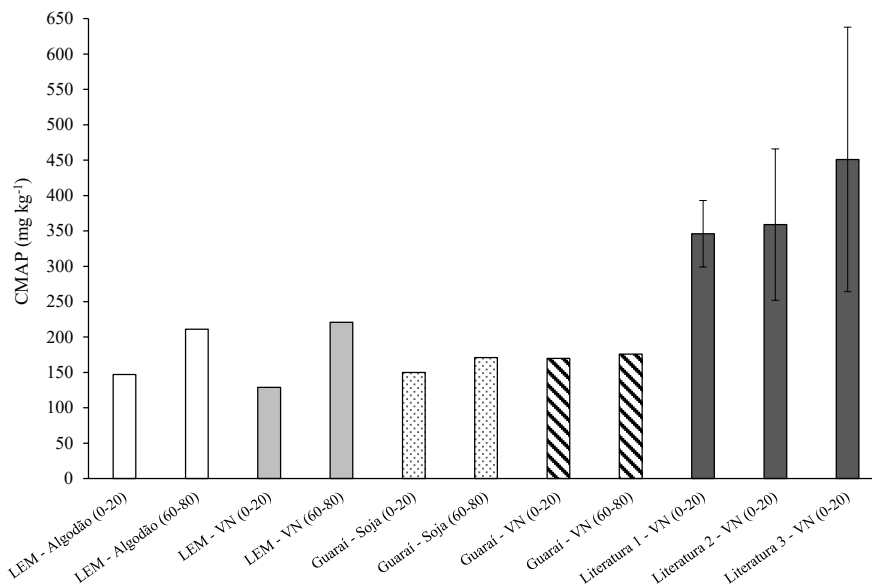
Tabela 2. Equação linear da Isoterma de Langmuir, pH água e PESN dos solos nas diferentes coberturas e camadas em LEM e Guaraí

Cobertura	Camada cm	Equação de Regressão ⁽¹⁾	R ²	CMAP mg kg ⁻¹	Energia Ligação ⁽²⁾ L mg ⁻¹	pH água	PESN
LEM							
Algodão	0-20	Y= 11,819x-264,08	0,9783	147	-0,0258	5,9 (0,3) ⁽³⁾	5,1
Algodão	60-80	Y= 4,7473x-45,957	0,9968	211	-0,1033	5,2 (0,8)	6,5
VN	0-20	Y= 7,7581x-131,67	0,9918	129	-0,0589	4,7 (0,2)	5,1
VN	60-80	Y= 4,5199x-41,702	0,9993	221	-0,1084	5,0 (0,05)	6,2
Guaraí							
Soja	0-20	Y= 6,6626x-99,372	0,9984	150	-0,0670	6,3 (0,4)	5,4
Soja	60-80	Y=5,8651x-76,631	0,9995	171	-0,0765	5,0 (0,3)	6,8
VN	0-20	Y=5,8748x-76,116	0,9960	170	-0,0771	4,6 (0,2)	5,2
VN	60-80	Y=5,6906x-71,717	0,9991	176	-0,0793	5,4 (0,2)	5,0

⁽¹⁾ Y= C/ (x/m) em g g⁻¹; CMAP = capacidade máxima de adsorção de fosfato; ⁽²⁾ Constante a relacionada com a energia de adsorção de fosfato ao solo. ⁽³⁾ Desvio-padrão das amostras entre parênteses. PESN: Ponto de efeito salino nulo.

Fonte: Elaboração dos autores (2021).

Figura 2. Teores médios da CMAP dos solos nas diferentes coberturas e camadas em LEM e Guaraí. Desvio-padrão da média representando por barras. Literatura 1 = Textura Areia Franca. Literatura 2 = Textura Francoarenosa. Literatura 3 = Textura Franco-Argiloarenosa. Literatura = Fernández *et al.* (2008); Souza *et al.* (2006); Pinto *et al.* (2013).



Fonte: Elaboração dos autores (2021).

Notadamente, em função dos dados obtidos no presente estudo, é reforçada a necessidade da recomendação dos fertilizantes fosfatados com base nos teores de P_{rem} . Segundo Alvarez *et al.* (2017), o P_{rem} é mais adequado que o teor de argila como medida indireta da capacidade tampão do solo em relação a P, a qual pode ser estendida ao S e Zn, por ser sensível à natureza mineralógica da fração argila do solo. Adicionalmente, o P_{rem} é sensível à variação do poder tampão do solo em relação a esses nutrientes ocasionada por alterações nos teores de matéria orgânica do solo. Com esta condição técnico-científica é possível, pela interpretação do P_{rem} , elaborar uma avaliação e recomendação de adubação otimizada quanto à aplicação dos fertilizantes fosfatados e garantir a quantidade necessária de P para as culturas agrícolas.

Neste sentido, alguns manuais contemplam o P_{rem} para a avaliação e recomendação de nutrientes, como a 5ª Aproximação - Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais (RIBEIRO *et al.*, 1999), para o Cerrado - Cerrado: correção do solo e adubação (SOUZA *et al.*, 2004) e para o Acre (WADT; SILVA, 2011).

Conclusões

Os teores de fósforo remanescente (P_{rem}) são maiores na camada de 0 cm – 20 cm na região de LEM.

A capacidade máxima de adsorção de fosfato (CMAP) é pouco expressiva nos solos das duas regiões estudadas.

Entre as regiões, os solos de Guaraí têm maior potencial relativo de adsorção pelos maiores valores da razão CMAP/argila.

Agradecimentos

Ao CNPq, pela Bolsa de Iniciação Científica da terceira autora. Ao apoio financeiro dos projetos

Embrapa: Novos paradigmas no conhecimento dos solos frágeis para a produção agrícola do Brasil – FRAGISSOLO (02.11.05.003.00.00) e Sustentabilidade da agricultura em solos de textura leve em áreas de intensificação agrícola no bioma Cerrados – ARENOSSOLOS (02.12.01.019.00.00).

Referências

ALMEIDA, J. A.; TORRENT, J.; BARRÓN, V. Cor de solo, formas de fósforo e adsorção de fosfatos em Latossolos desenvolvidos de basalto do extremo-sul do Brasil. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 6, p. 985-1002, 2003. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832003000600003>. Acesso em: 15 jul. 2021.

ALVAREZ, V. H.; NOVAIS, R. F.; DIAS, L. E.; OLIVEIRA, J. A. Determinação e uso do fósforo remanescente. **Boletim Informativo da Sociedade Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 25, n. 1, p. 27-32, 2000.

ALVAREZ, V. H.; NOVAIS, R. F.; CANTARUTI, R. B.; TEIXEIRA, P. C.; CAMPOS, D. V. B. Fósforo remanescente. In: TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G (editores). **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília: Embrapa, 2017 p. 573.

ALVES, M. E.; MACEDONIO, C. R.; LAVORENTI, A. Ponto de efeito salino nulo: determinação analítico-computacional a partir de dados de titulação potenciométrica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 26, n. 2, p. 553-559, 2002. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832002000200030>. Acesso em: 15 jul. 2021.

BATISTELLA, M.; GUIMARÃES, M.; MIRANDA, E. E. de; VIEIRA, H. R.; VALLADARES, G. S.; MANGABEIRA, J. A. C.; ASSIS, M. C. de. **Monitoramento da expansão agropecuária na região Oeste da Bahia**. Campinas, Embrapa

Monitoramento por Satélite. Documentos, n. 20, 2002. Acesso em: 15 jul. 2021.

BEDIN, N. R.; FURTINI NETO, A. E.; RESENDE, A. V.; FAQUIM, V.; TOKURA, A. M.; SANTOS, J. Z. L. Fertilizantes fosfatados e produção de soja em solos com diferentes capacidades tampão de fosfatos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 27, n. 4, p. 639-646, 2003. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832003000400008>. Acesso em: 15 jul. 2021.

BORGGAARD, O. K.; JØRGENSEN, S. S.; MØBERG, J. P.; RABEN-LANGE, B. Influence of organic matter on phosphate adsorption by aluminium and iron oxides in sandy soils. **European Journal of Soil Science**, v. 41, n. 3, p. 443-449, 1990. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2389.1990.tb00078.x>. Acesso em: 15 jul. 2021.

CPRM. **Carta geológica do Brasil ao milionésimo**: Sistema de Informações Geográficas - SIG. Brasília, DF: CPRM, 2008. Disponível em: <http://www.cprm.gov.br>. Acesso em: 28 jul. 2015.

CASTRO, K. B. de; MARTINS, E. S.; GOMES, M. P.; REATTO, A.; LOPES, C. A.; PASSO, D. P.; LIMA, L. A. S.; CARDOSO, W. S.; CARVALHO JUNIOR, O. A.; GOMES, R. A. T. **Caracterização geomorfológica do município de Luís Eduardo Magalhães, oeste baiano, escala 1:100.000**. Planaltina, Embrapa Cerrados, Boletim de pesquisa e desenvolvimento, 288, 2010.

CORDEIRO, F. R.; CESÁRIO, F. V.; FONTANA, A.; ANJOS, L. H. C. dos; CANTO, A. C. B. do; TEIXEIRA, W. G. Pedotransfer functions: the role of soil chemical properties units conversion for soil classification. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. Viçosa, v. 44, e0190086. 2020. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20190086>. Acesso em: 15 jul. 2021.

DONAGEMMA, G. K.; FREITAS, P. L.; BALIEIRO, F. C.; FONTANA, A.; SPERA, S. T.; LUMBRERAS, J. F.; VIANA, J. H. M.; ARAUJO FILHO, J. C.; SANTOS, F. C.; ALBUQUERQUE, M. R.; MACEDO, M. C. M.; TEIXEIRA, P. C.; AMARAL, A. J.; BORTOLON, E.; BORTOLON, L. Caracterização, potencial agrícola e perspectivas de manejo de solos leves no Brasil. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 51, n. 9, p. 1003-1020, 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-204x2016000900001>. Acesso em: 15 jul. 2021.

EBERHARDT, D. N.; VENDRAME, P. R. S.; BECQUER, T.; GUIMARÃES, M. D. F. Influência da granulometria e da mineralogia sobre a retenção do fósforo em latossolos sob pastagens no cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 32, n. 3, p.1009-1016, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000300010>. Acesso em: 15 jul. 2021.

FERNÁNDEZ, I. E. J.; NOVAIS, R. F.; NUNES, F. N.; KER, J. C. Reversibilidade do fósforo não-lábil em solos submetidos à redução microbiana e química. II – Extrações sucessivas do fósforo pela resina de troca aniônica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 6, p.2319-2330, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832008000600011>. Acesso em: 15 jul. 2021.

FONTES, M. R.; WEED, S. B.; BOWEN, L. H. Association of microcrystalline goethite and humic acid in some Oxisols from Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, Madison, v. 56, n. 3, p 982-990, 1992. <https://doi.org/10.2136/sssaj1992.03615995005600030050x>. Acesso em: 15 jul. 2021.

HUANG I.; HARTEMINK, A. E. Soil and environmental issues in sandy soils. **Earth-Science Reviews**, v. 208:103295, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2020.103295>

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J. **Fósforo em solo e planta em condições tropicais**. Viçosa, Universidade Federal de Viçosa, 1999. 399p.

PARFITT, R. L. Anion adsorption by soil material. **Advance in Agronomy**, Elsevier Inc. All, v. 30, p. 1-50, 1978.

PÉREZ, D. V.; CAMPOS, D. V. B. de; TEIXEIRA, P. C. Ponto de carga zero (PCZ). In: TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, 2017, p. 249-254.

PINTO, F. A.; SOUZA, E. D.; PAULINO, H. B.; CURI, N.; CARNEIRO, M. A. C. P-sorption and desorption in savanna Brazilian soils as a support for phosphorus fertilizer management. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 37, n. 6, p. 521-530, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542013000600005>. Acesso em: 15 jul. 2021.

SANDIM, A. S.; BÜLL, L. T.; FURIM, A. R.; LIMA, G. S.; GARCIA, J. L. N. Phosphorus availability in oxidic soils treated with lime and silicate applications. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 38, n. 4, p. 1215-1222, 2014. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832014000400018>. Acesso em: 15 jul. 2021.

SANTOS, H. G. dos; JACOMINE, P. K. T.; ANJOS, L. H. C. dos; OLIVEIRA, V. A. de; LUMBRERAS, J. F.; COELHO, M. R.; ALMEIDA, J. A. de, ARAÚJO FILHO, J. C de, OLIVEIRA, J. B. de, CUNHA, T. J. F. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 3. ed. rev. e ampl. Brasília, Embrapa, 2018. 356p. Acesso em: 15 jul. 2021.

SOUZA, D. M. G.; LOBATO, E.; REIN, T. **Adubação com fósforo**. In: SOUZA, D. M. G.; LOBATO, E. (editores *técnicos*). Cerrado: correção do solo e adubação. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2004. 416p.

SOUZA, R. F.; FAQUIN, V.; TORRES, P. R. F.; BALIZA, D. P. Calagem e adubação orgânica: Influência na adsorção de fósforo em solos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 30, n. 6, p. 975-983, 2006. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832006000600007>. Acesso em: 15 jul. 2021.

SOUZA, P. A. B de; BORGES, R. S. T.; DIAS, R. R. **Atlas do Tocantins: subsídios ao planejamento da gestão territorial**. Secretaria do Planejamento e da Modernização da Gestão Pública - SEPLAN. Superintendência de Pesquisa e Zoneamento Ecológico-Econômico. Diretoria de Zoneamento Ecológico-Econômico - DZE. 6. ed. rev. atu. Palmas: Seplan, 2012. 80 p.

SPOSITO, G. **The chemistry of soils**. New York: Oxford University Press, 1989, p.277.

TEIXEIRA, P. C.; DONAGEMMA, G. K.; FONTANA, A.; TEIXEIRA, W. G. **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília: Embrapa, 2017 p.573.

VILAR, C. C.; COSTA, A. C. S.; HOEPERS, A.; SOUZA JUNIOR, I. G. Capacidade máxima de adsorção de fósforo relacionada a formas de ferro e alumínio em solos subtropicais. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Viçosa, v. 34, n. 4, p. 1059-1068, 2010. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832010000400006>. Acesso em: 15 jul. 2021.

WADT, P. G. S.; SILVA, L. M. **Determinação do fósforo remanescente para a avaliação da disponibilidade de fósforo em solos do estado do Acre**. Rio Branco, AC: Embrapa Acre, Junho, 2011, p. 5 (Comunicado Técnico, 178).