



**ABES** ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE  
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL



# **RBCIAMB**

Revista Brasileira de Ciências Ambientais  
Dezembro de 2019

Nº 54

ISSN Eletrônico 2176-9478

## Expediente

---

### Editor Geral

Maurício Dziedzic

### Editores Internacionais

Günter Gunkel - Alemanha

Jose Alfaro Joins - Estados Unidos

Manuela Morais - Portugal

Oscar Parra - Chile

### Editores Nacionais

Adriana Marques Rossetto

Liliana Pena Naval

Marco Aurélio da Silva Carvalho Filho

Mário Augusto Gonçalves Jardim

Tadeu Fabrício Malheiros

### Conselho Editorial

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

### Coordenação

Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental - ABES

### Presidente Nacional da ABES

Roberval Tavares de Souza

### Responsável

Soraia F. F. Fernandes

### Produção Editorial

Zeppelini Publishers

[www.zeppelini.com.br](http://www.zeppelini.com.br)

Submissão de artigos, dúvidas e sugestões: [rbciasm@abes-dn.org.br](mailto:rbciasm@abes-dn.org.br)



[Instruções para autores, clique aqui](#)

Esta é uma publicação em parceria com o Instituto de Ciência e Tecnologia em Resíduos e Desenvolvimento Sustentável - ICTR [www.ictr.org.br](http://www.ictr.org.br)

**1 - CLIMATIC CHARACTERISTICS AND HOURLY VARIATIONS IN BIOGAS CONCENTRATION IN A SANITARY LANDFILL IN NORTHEAST BRAZIL**

Características climáticas e variações horárias da concentração do biogás em um aterro sanitário localizado no nordeste do Brasil

Francisco Suetônio Mota, Lorena S. Monteiro, Wildson Max B. da Silva, David A. Borges

---

**13 - CARBON DIOXIDE AND METHANE FLUX MEASUREMENTS AT A LARGE UNSANITARY DUMPING SITE IN THE AMAZON REGION**

Medidas de fluxo de dióxido de carbono e metano em um depósito de resíduos insalubre na Amazônia

Lays Teixeira Pinheiro, José Henrique Cattanio, Breno Imbiriba, Saul Edgardo Martinez Castellon, Silvia Adriane Elesbão, Jade Rebecka de Souza Ramos

---

**34 - ANÁLISE CRÍTICA DA CAPACIDADE PREDITIVA DE DOIS MODELOS DE AVALIAÇÃO DO RISCO À SAÚDE HUMANA PELA EXPOSIÇÃO O CHUMBO EM CRIANÇAS DE 0 A 7 ANOS DE IDADE**

Critical analysis of the predictive capacity of two models of risk assessment to human health by exposure to lead in children from 0 to 7 years of age

Gustavo Alonso Muñoz Magna, Sandro Lemos Machado, Miriam de Fátima Carvalho, Milton José Porsani

---

**51 - ANÁLISE DE INICIATIVAS DE REDD+ NA PERSPECTIVA DE RESPONSABILIZAÇÃO E PERMANÊNCIA DOS RECURSOS FLORESTAIS**

Analysis of REDD+ initiatives in the perspective of accountability and permanence of forest resources

Fernanda Coletti Pires, Sonia Regina Paulino, Delhi Teresa Paiva Salinas

---

**69 - CARACTERIZAÇÃO TECNOLÓGICA E REAPROVEITAMENTO DE RESÍDUOS DE MAGNETITA EM MISTURAS ASFÁLTICAS E EM CONCRETO: UMA REVISÃO**

Technological characterization and reuse of magnetite waste in asphalt mixtures and concrete: a review

Suëllen Tonatto Ferrazzo, Lucimara Bragagnolo, Eduardo Pavan Korf

---

**90 - CONTRIBUIÇÃO DE FATORES QUÍMICOS E METEOROLÓGICOS PARA A FORMAÇÃO DE OZÔNIO TROPOSFÉRICO EM SÃO PAULO**

---

Contribution of chemical and meteorological factors to tropospheric ozone formation in São Paulo, Brazil

Caroline Santolaya, Maria Carla Queiroz Diniz Oliveira, Luciana Varanda Rizzo, Simone Georges El Khouri Miraglia

---

**105 - INFLUÊNCIA DOS SISTEMAS METEOROLÓGICOS PRECIPITANTES SOBRE A PRODUÇÃO DE SERAPILHEIRA EM MANGUEZAL DA COSTA AMAZÔNICA**

Influence of precipitating meteorological systems on the production of litterfall in Amazon coast mangrove

Hyago Elias Nascimento Souza, Maria Isabel Vitorino, Steel Silva Vasconcelos, Eduardo Ribeiro Marinho, Carlos José Capela Bispo

---

**119 - RESPOSTAS FISIOLÓGICAS DE GENÓTIPOS DE AMENDOIM À DEFICIÊNCIA HÍDRICA**

Physiological responses of peanut genotypes to water deficit

Willians César Carrega, Juciléia Irian dos Santos, Anne Elise Cesarin, Gianmarco José Tironi Gallardo, Allan Lopes Bacha, Ignácio José de Godoy, Pedro Luís da Costa Aguiar Alves

---

**134 - ANÁLISE E MODELAGEM DAS RELAÇÕES ENTRE NUTRIENTES E FITOPLÂNCTON EM RESERVATÓRIOS DO CEARÁ**

Analysis and modeling of the relations between nutrients and phytoplankton in reservoirs of Ceará

Sofia Midauar Gondim Rocha, Janine Brandão de Farias Mesquita, Iran Eduardo Lima Neto

---

# CLIMATIC CHARACTERISTICS AND HOURLY VARIATIONS IN BIOGAS CONCENTRATION IN A SANITARY LANDFILL IN NORTHEAST BRAZIL

CARACTERÍSTICAS CLIMÁTICAS E VARIAÇÕES HORÁRIAS DA CONCENTRAÇÃO DO BIOGÁS EM UM ATERRO SANITÁRIO LOCALIZADO NO NORDESTE DO BRASIL

**Francisco Suetônio Mota** 

Full Professor, Department of Hydraulic and Environmental Engineering – Universidade Federal do Ceará – Fortaleza (CE), Brazil.

**Lorena S. Monteiro** 

Department of Hydraulic and Environmental Engineering, Universidade Federal do Ceará – Fortaleza (CE), Brazil.

**Wildson Max B. da Silva** 

Department of Hydraulic and Environmental Engineering, Universidade Federal do Ceará – Fortaleza (CE), Brazil.

**David A. Borges** 

Department of Aquaculture, Universidade Federal do Rio Grande do Norte – Natal (RN), Brazil

**Address for correspondence:**

Francisco Suetônio Mota – Av. da Universidade, 2853, Benfica – CEP 60020-181 – Fortaleza (CE), Brazil – E-mail: suetonio@ufc.br

**Received on:** 06/10/2019

**Accepted on:** 12/19/2019

## ABSTRACT

This study determined the hourly variations in the concentration of methane ( $\text{CH}_4$ ), carbon dioxide ( $\text{CO}_2$ ), and oxygen ( $\text{O}_2$ ) during 24-hour periods in a sanitary landfill located in Northeast Brazil, with a predominantly hot tropical mild semi-arid climate. Data were collected over 24 hours in four campaigns in November 2014 and January, March, and April 2015. The measurements were taken in a drain of the sanitary landfill using a portable gas analyzer. We found that, in general, the highest methane concentrations corresponded to the highest biogas temperatures. The maximum concentration of  $\text{CH}_4$  (59.2%) occurred at a temperature of 36.8°C, while the minimum concentration of  $\text{CH}_4$  (43.2%) was identified at a temperature of 25.4°C. No relationship was found between  $\text{CH}_4$  emissions and rainfall, with temperature being the factor that most influenced the concentration of this gas.

**Keywords:** solid wastes; methane emissions; carbon dioxide emissions; nycthemeral analysis; temperature; biogas generation.

## RESUMO

Neste trabalho foram determinadas as variações horárias das concentrações de metano ( $\text{CH}_4$ ), dióxido de carbono ( $\text{CO}_2$ ) e oxigênio ( $\text{O}_2$ ), ao longo de 24 horas de medições em um aterro sanitário localizado na região nordeste do Brasil, onde predomina o clima tropical quente semiárido brando. Foram realizadas quatro coletas de dados durante 24 horas, cada, nos meses de novembro de 2014, e janeiro, março e abril de 2015. As medições foram feitas em um dreno do aterro sanitário, utilizando-se um analisador portátil de gás. Constatou-se que as maiores concentrações de metano foram encontradas para os maiores valores de temperatura do biogás. A máxima concentração de  $\text{CH}_4$  (59,2%) ocorreu para a temperatura de 36,8°C, enquanto a mínima concentração de  $\text{CH}_4$  (43,2%) foi determinada para a temperatura de 25,4°C. Não se observou relação entre a emissão de  $\text{CH}_4$  e a ocorrência ou não de chuvas, sendo a temperatura o fator que mais influenciou a concentração desse gás.

**Palavras-chave:** resíduos sólidos; emissões de metano; emissões de dióxido de carbono; análise nictemeral; temperatura e geração de biogás.

## INTRODUCTION

According to Nabavi-Pelesaraei *et al.* (2017), the exponential increase in both technological development and human population since the industrial revolution led to continuing growth in the amount of waste produced. In addition, environmental issues related to the indiscriminate production of various types of waste have become more important than ever.

Further, according to Karak, Bhagat and Bhattacharyya (2012), municipal solid waste (MSW) is expected to double over the next decade due to population growth, increasing urbanization, and the social and economic development of low- and middle-income countries.

Sanitary landfills have been used as a solution for MSW disposal. However, various environmental problems can result from their use, especially gas production, whose characteristics depend on the decomposition of the waste.

MSW decomposes in sanitary landfills due to various processes with several phases. Residue decomposition depends on numerous factors, mainly the presence or absence of oxygen, the availability of microorganisms, and the environmental conditions. Essentially, organic matter, which is usually at its greatest volume in the waste mass, is decomposed by bacteria and, to a lesser extent, fungi and protozoa (LUCERONI, 2017).

Escamilla-García, Tavera-Cortés and Pérez-Soto (2017) points out that biogas is generated in particularly high volumes in landfills (also known as landfill gas), and that organic matter is decomposed in the landfill in the absence of oxygen, resulting in biogas emission to the atmosphere.

The main components of the gas produced in landfills are methane ( $\text{CH}_4$ ), carbon dioxide ( $\text{CO}_2$ ), ammonia, nitrous oxide, and sulfur oxide. Methane is the gas that most contributes to the greenhouse effect (JIN, 2015).

It is produced by the anaerobic biodegradation of MSW and represents 50–55% of the biogas generated in landfills (JOHARI *et al.*, 2012).

According to Riddick *et al.* (2018), the chemical breakdown of organic matter in landfills represents a significant source of  $\text{CH}_4$ . Current estimates suggest that land-

fills are responsible for 3–19% of global anthropogenic emissions. Net  $\text{CH}_4$  emissions resulting from biogeochemical processes and their modulation by microbes in landfills are poorly understood due to imprecise knowledge of environmental constraints. This uncertainty regarding absolute  $\text{CH}_4$  emissions from landfills is therefore considerable.

According to Oliveira (2000), landfill biogas has a molar composition of 40–55% methane, 35–50% carbon dioxide, and 0–20% nitrogen.

MSW landfills are the third-largest source of human-related methane emissions worldwide, accounting for approximately 15.4% of such emissions in 2015 (EPA, 2016; XI and XIONG, 2013).

Methane, the main gas produced from waste decomposition, is the second-largest contributor to anthropogenic emissions of greenhouse gases. This situation requires attention in Brazil, where approximately 4,000 open dumps are still being used, contributing to environmental contamination (MACIEL; JUCÁ, 2012).

As stated by Abushammala *et al.* (2014), the migration of  $\text{CH}_4$  from landfills to the surrounding environment negatively affects both humankind and the environment. Therefore, developing management techniques to decrease  $\text{CH}_4$  emissions from landfills is crucial to minimize global warming and reduce the human risks associated with  $\text{CH}_4$  migration.

The environmental impact of gaseous emission from landfills, which are globally or regionally significant, can be mainly grouped into contribution to the greenhouse effect and damage to the ecosystem. Apart from that, the risk of explosion and the odor problem due to some trace gases can also be identified as significant impacts. Landfill gas can pose an environmental threat because methane is a greenhouse gas and many of the volatile organic compounds (VOCs) are odorous and toxic (DANTHUREBANDARA *et al.*, 2012).

According to Trulli *et al.* (2013), organic carbon is the common element among the biodegradable materials that allow the development of energy and production of methane; many studies have investigated municipal waste on other sites.

Qasaimeh, Abdallah-Quasaimeh and Hani (2016) state that functional parameters, such as abiotic factors and landfill operating procedures, influence the rate of landfill gas production. The abiotic factors of concern can be summarized as pH, nutrients, inhibitors, temperature, and water content, while the landfill operating procedures of interest can be summarized as waste composition, addition of sewage sludge, shredding, compaction, soil cover, leachate recirculation, and pre-composting.

According to Moreira *et al.* (2017), factors such as rainfall affect the physical, chemical, and biological processes responsible for the consumption of organic matter and generation of biogas in landfills. A case of higher biogas production took place about two months after a peak of heavy rainfall, preceded and followed by periods of drought.

Silva and Campos (2008) evaluated gas production and quality at the Bandeirantes Landfill, São Paulo, Brazil. The results of this work indicated that the gas production of a landfill well depends not only on favorable factors to anaerobic degradation but on the conditions of the landfill drainage system and external environmental factors.

The landfill ecosystem is quite diverse due to the heterogeneous nature of waste and the variety of landfill operating characteristics. The diversity of the ecosystem promotes stability; however, the system is strongly influenced by environmental conditions such as temperature, pH, the presence of toxins, moisture content, and the oxidation-reduction potential (DANTHURE-BANDARA *et al.*, 2012).

Rada *et al.* (2015) revealed that temperature affects the kinetics of anaerobic biodegradation. They further stated that the lack of information about the hydrological balance of a landfill and, consequently, the water content of waste leads to uncertainties and approximations in estimating the biogas potential.

Biogas generation increases significantly with temperature, as demonstrated by the results of several studies (ANDREOTTOLA; COSSU, 1998).

Amini, Reinhart and Niskanen (2013) highlight the challenges in measuring large-scale emissions, i.e., under actual landfill conditions, as well as the broad fluctuations of these emissions over space and time.

According to Zhang *et al.* (2019), for the foreseeable future, landfills will continue to be one of the main methods for solid waste disposal. Thus, systematic and in-depth research on greenhouse gas emissions from landfills is necessary.

Biogas is little explored in Brazil, and its potential remains controversial, mainly due to the different evaluation methodologies adopted. Considering the existing estimates, Brazil exploits only 7 to 20% of the biogas produced in landfills for energy purposes (NASCIMENTO *et al.*, 2019).

According to Maciel and Jucá (2012), Brazil has few projects for energy recovery due to some factors: uncertainty in predicting the generation of biogas for local waste conditions and climates; lack of development of local technology (specific equipment for landfill biogas); low financial viability of the electrical energy produced from biogas in the current market scenario.

Pagliuso and Regattieri (2008) conducted research in the sanitary landfill of São Carlos, Brazil, a city with 200,000 inhabitants, to verify the feasibility of the thermal treatment of the leachate using landfill gas as the energy source. So far, the results show that there is enough energy to make the leachate incineration possible, but more research is underway, since the gas flow rate may have a large variation from well to well, and not all of them have been assessed. The chemical balance showed that the air pollution potential for the thermal process is small and, even with no gas treatment, most of the emissions would be lower than the one established by the environmental legislation.

The landfill gas generated in MSW landfills can be emitted to the atmosphere through the gas collection system or by its escape through the final cover layer (LOPES; MACIEL; JUCÁ, 2012).

In Brazil, few studies have addressed gas emission through drains and cover layers.

Lopes, Maciel and Jucá (2012) investigated superficial CH<sub>4</sub> emissions at three different cover layers in an experimental cell, located in the Muribeca Landfill, Recife, Pernambuco. According to them, the study of alternative cover layers and their physical-chemical and constructive properties to reduce CH<sub>4</sub> emissions

and prevent pollution of the atmosphere is extremely important for most small- and medium-sized landfills in Brazil, where the recovery of landfill gas is incipient and impractical.

Many authors have employed the biochemical methane potential (BMP) assay to determine the methane generation potential from a certain amount of refuse on a small scale.

Schirmer *et al.* (2014) monitored the generation of biogas with BMP assays, commonly used to assess the anaerobic biodegradability of solid and liquid wastes under controlled conditions. The experiment used 5 g of substrate of both refuses (fresh and one-year-old wastes), digested with 250 mL of inoculum in 1 L flasks as bioreactors (all of them in triplicate, operating under batch conditions at  $\pm 35^{\circ}\text{C}$ ). Despite the distinct ages of the refuses evaluated, they showed no significant differences in volume (near 1,800 mL) and composition (55% methane) of the biogas generated in 80 days of incubation under mesophilic conditions. The important parameters of both refuses (such as moisture content, volatile solids, and chemical oxygen demand) also presented very similar initial values.

Despite the number of studies available in the literature, the comparison of biodegradability data between them is hard due to the diversity in experimental conditions, such as substrate and inoculum amounts, inoculum nature, the flask headspace volume, environmental parameters, etc., besides the different units in which results are presented (ANGELIDAKI *et al.*, 2009).

Biogas generation capacity from sanitary landfills has usually been investigated in Brazil with international models.

According to Crovador *et al.* (2018), international data may not be suitable for landfills in Brazil. Thus, field

studies need to be carried out to determine biogas production from landfills.

Zhang *et al.* (2019) highlight that researchers from different countries have recently proved that landfills are an important source of greenhouse gas (GHG) emissions. Nonetheless, few reviews have been conducted within the associated fields, resulting in a lack of comprehensive understanding related to relevant study achievements.

Few studies have investigated hourly variations in biogas production in landfills. In Brazil, we found no data on hourly variations in gas emission through drains.

Rada *et al.* (2015) used a modified model of biogas generation in a sanitary landfill in Italy. The changes considered the role of the temperature field normally established within each layer of waste. The study revealed that temperature affects the anaerobic biodegradation kinetics. Therefore, nine sets of kinetic constants, derived from literature, were employed for the simulations. Results showed significant variability in the maximal hourly biogas flow on a yearly basis, with consequences for the collectible amount during the operating period of a hypothetical engine. The approach is a useful tool to assess the lowest and highest biogas productivity in order to analyze the viability of biogas exploitation for energy purposes.

Studies on variations of landfill biogas emission throughout the day are important, especially when using this gas for energy production.

This study carried out a nycthemeral analysis (continuous analysis) of gas emissions in a sanitary landfill to determine variations in the concentrations of  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ , and oxygen ( $\text{O}_2$ ) over 24 hours of measurements.

Investigations like this (field studies) are essential, mainly because they consider the specific climatic characteristics of Northeast Brazil.

## MATERIALS AND METHODS

The research was developed in the Western Metropolitan Sanitary Landfill of Caucaia (*Aterro Sanitário Municipal Oeste de Caucaia* — ASMOC), located in the municipality of Caucaia, in the state of Ceará, Northeast Brazil. The area of the landfill is within the coordinates  $3^{\circ}45'$  and  $3^{\circ}47'$  S, and  $38^{\circ}43'$  and  $38^{\circ}45'$  W (GOVERNO

DO ESTADO DO CEARÁ, 2015). The area for waste disposal is 78.47 hectares.

This sanitary landfill receives MSW from the cities of Fortaleza and Caucaia. On average, the solid waste destined for the landfill has the following physical com-

position: food waste (35.8%), flexible plastic (12.4%), diapers (8.4%), rags (7.7%), paper (4.8%), rigid plastic (3.2%), garden residue (3.0%), cardboard (1.9%), newspaper (1.8%), PET (1.5%), dark glass (1.4%), cartons (1.6%), iron (0.8%), light glass (1.2%), rubber (1.1%), aluminum (0.8%), and others (12.6%). The gravimetric composition was performed in 2016. The method used for waste characterization was sampling and weighing refuse by category.

The cover layer is about 60 cm thick and consists of 26.4% coarse sand, 19.2% fine sand, 33.4% silt, and 21.0% clay, with a density of 1.22 g/cm<sup>3</sup>.

A clay layer ensures waterproofing of the landfill base. Gas capture in drains has been done passively.

A nycthemeral analysis of gas emissions was carried out in a drain of one cell of the sanitary landfill, with readings taken at intervals of 30 minutes. Data were collected over 24 hours in four campaigns in November 2014 and January, March, and April 2015.

The overall average mass flow of CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> emitted through the cover layer near the drain was determined as follows: 0.77x10<sup>-2</sup> g/m<sup>2</sup>.s. and 1.54x10<sup>-2</sup> g/m<sup>2</sup>.s, respectively.

The drain where the measurements were taken was adapted for the installation of the gas meter, as shown in Figure 1.

The drain (approximate height — 12 m) was located in a landfill cell in full gas production (methanogenic phase) (MONTEIRO, 2016).



**Figure 1 – Gas measurement in a drain of the Sanitary Landfill in Caucaia, Ceará, Brazil.**

The gas measurements were taken using a LANDTEC model GEM™ 5000 portable gas analyzer. GEM™ detection principle for methane and carbon dioxide is based on the ability of these gases to absorb electromagnetic radiation in the infrared range.

Table 1 shows the mean monthly rainfall in the research area in the months in which the gas concentrations were measured.

The heaviest rainfall occurred during April and May, which is common in the region where the survey was conducted. In November, the rainfall was negligible, which is also usual during this period.

In the semi-arid region of Northeastern Brazil, the highest rainfall occurs during the first six months of the year, while in the last six months, rainfall is very low.

## RESULTS AND DISCUSSION

Table 2 shows the concentrations of CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, and O<sub>2</sub> in the biogas collected in a drain of the landfill on different days. The table also contains data on gas temperature.

The highest temperatures occurred in November 2014 (36.8°C) and January 2015 (36.1°C), while the lowest temperatures were identified in March and April 2015 (23.1 and 25.4°C, respectively).

Thus, the greatest concentrations of CH<sub>4</sub> happened at the highest biogas temperatures. The maximum concentration of CH<sub>4</sub> (59.2%) occurred at a temperature of 36.8°C, while at a temperature of 25.4°C, the methane concentration was 43.2%.

These results corroborate the findings of Aghdam, Scheutz and Kjeldsen (2017), who declared that an

**Table 1 – Monthly precipitation in the research area. Caucaia, Ceará, Brazil.**

Measurement	Period	Monthly precipitation					
		Normal (mm)	Max. (mm)	Deviation (%)	Normal (mm)	Mean (mm)	Deviation (%)
1	Nov/14	3.4	8.2	141.7	3.4	3.2	-6.7
2	Jan/15	106.5	106	-0.5	102.8	50.4	-51
3	Apr/15	277.9	685.2	146.6	282.7	325.4	15.1
4	May/15	287.9	712	147.3	287.4	313	8.9

**Table 2 – Concentrations of CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, and O<sub>2</sub> and temperature of the biogas from the Caucaia Sanitary Landfill, Ceará, Brazil, in hourly measurements over 24 hours.**

Days	8 & 9 Nov, 2014				9 & 10 Jan, 2015				23 & 24, Mar 2015				23 & 24 Apr, 2015			
	CH <sub>4</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	O <sub>2</sub> (%)	Gas temp. (°C)	CH <sub>4</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	O <sub>2</sub> (%)	Gas temp. (°C)	CH <sub>4</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	O <sub>2</sub> (%)	Gas temp. (°C)	CH <sub>4</sub> (%)	CO <sub>2</sub> (%)	O <sub>2</sub> (%)	Gas temp. (°C)
Mean	58.5	40.2	0.0	34.7	55.8	44.2	0.0	34.9	56.9	42.9	0.2	25.2	57.1	41.0	0.1	27.4
Minimum	57.0	40.0	0.0	31.9	55.4	43.8	0.0	31.9	53.8	41.8	0.0	23.1	43.2	33.5	0.0	25.4
Maximum	59.2	41.7	1.3	36.8	56.2	44.6	0.1	36.1	57.9	44.7	4.4	26.7	58.6	41.7	4.0	29.3
Mode	58.8	40.2	0.0	35.4	55.6	44.4	0.0	35.4	57.3	42.8	0.0	26.1	57.4	41.5	0.0	29.2
Standard deviation	0.6	0.2	0.2	1.2	0.2	0.2	0.0	1.2	0.8	0.6	0.7	1.1	2.4	1.3	0.6	1.2

increase in temperature leads to a higher production of  $\text{CH}_4$ .

Aghdam, Scheutz and Kjeldsen (2017) determined and compared the BMP from different types of shredder waste (SW) — fresh, old, and sieved. The biotic experiments showed that when the moisture content was 35% w/w, and the temperature was 20–25°C,  $\text{CH}_4$  production was extremely low. Raising the temperature from 20–25 to 37°C resulted in significantly higher  $\text{CH}_4$  production, while further increasing the temperature from 37 to 55°C led to higher  $\text{CH}_4$  production, but to a lesser extent.

A study carried out by Gollapalli and Kota (2018) estimated  $\text{CH}_4$  and  $\text{CO}_2$  emissions from a landfill in Northeast India using a flux chamber, from September 2015 to August 2016. The average emission rates of  $\text{CH}_4$  and  $\text{CO}_2$  were 68 and 92 mg/min/m<sup>2</sup>, respectively. Emissions were higher in the Summer and lower during the Winter. The diurnal variation indicated that emissions follow a trend similar to that of temperature in all seasons.  $\text{CH}_4$  presented an excellent correlation with temperature. The correlation coefficients for  $\text{CH}_4$  and temperature during the Summer, monsoon, and Winter were 0.99, 0.87, and 0.97, respectively.

The research area showed no significant seasonal variation, only periods with more or less rainfall. There are few changes in the climate of the semi-arid region of Northeastern Brazil during the year.

We found no significant differences in  $\text{CH}_4$  emissions due to rainfall. In the research area, the period of very low precipitation coincides with the highest ambient temperatures; thus, as pointed out above, the temperature of the biogas contributed most to the changes in  $\text{CH}_4$  concentration.

In studies developed in regions with seasonal variations, the concentration of landfill gas changed throughout the year.

Rada *et al.* (2015) developed a model of biogas generation and used it in a sanitary landfill in Italy. Results showed significant variability in maximum hourly biogas flows on a yearly basis. Based on the considered scenarios, the annual average for the calculated maximum hourly biogas flow presented large variability, ranging from 114 Nm<sup>3</sup> h<sup>-1</sup> to 180 Nm<sup>3</sup> h<sup>-1</sup>.

Some studies have shown that higher  $\text{CH}_4$  and  $\text{CO}_2$  emissions are more common during the wet season than the dry season.

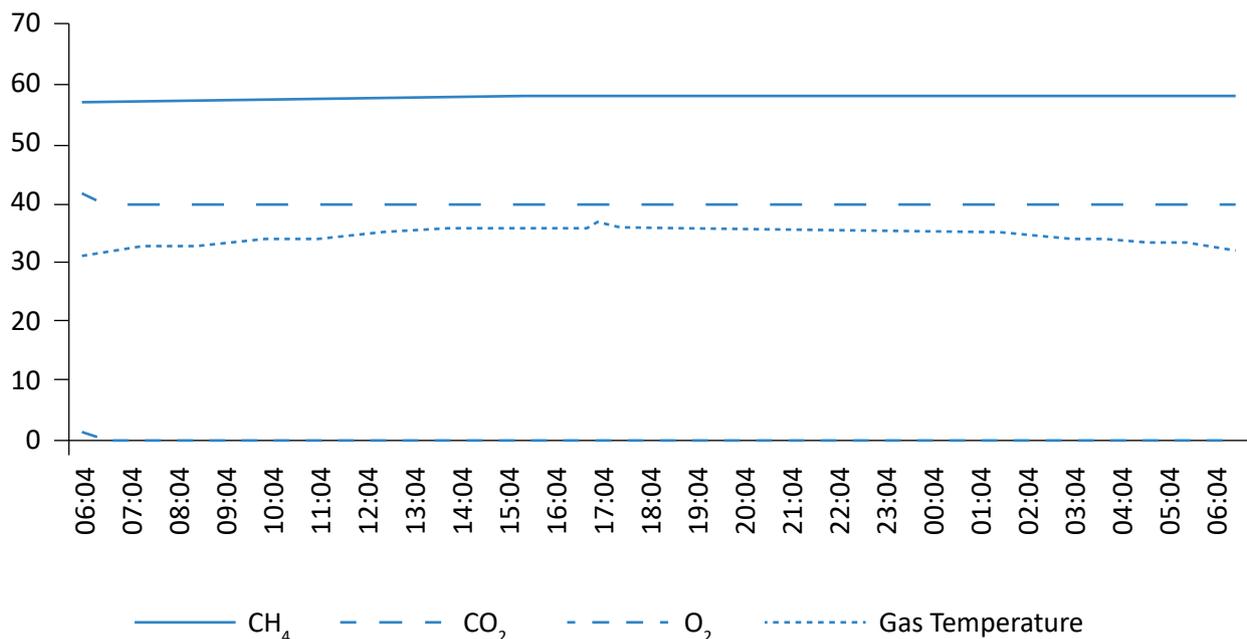


Figure 2 – Hourly concentrations (%) of  $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ , and  $\text{O}_2$  and biogas temperature (°C) on November 8 and 9, 2014.

According to Abushammala, Basri and Younes (2016), landfill gas emissions were measured in a landfill under tropical conditions in Malaysia to investigate seasonal variations in CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> emissions. The study results revealed that CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> emissions varied from 0 to 1,602 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> and from 5 to 2,753 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> during the wet and dry seasons, respectively, corroborating that higher CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> emissions are more frequent during the wet season than the dry season.

Figures 2 to 5 show the hourly variations in CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, and O<sub>2</sub> concentrations and biogas temperature over 24 hours for the four collection periods.

There were no significant hourly variations in biogas emission, with small differences between the minimum and maximum values for the concentrations of CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub>.

November (Figure 2) had the maximum temperature (36.8°C) and the highest methane concentration (59.2%) for all measurements. The minimum tempera-

ture in this period was 31.9°C, at which the methane concentration was 57%.

Gas temperatures determined in January (Figure 3) ranged from 31.9 to 36.1°C, at which the CH<sub>4</sub> concentrations were 55.4 and 56.2%, respectively.

March 2015 (Figure 4) presented the lowest gas temperature (23.1°C), at which the CH<sub>4</sub> concentration was 53.8%. During this period, a concentration of 57.9% methane was determined at the highest temperature (26.7°C).

The lowest gas temperature during April (Figure 5) was 25.4°C, with a CH<sub>4</sub> concentration of 43.2%. The highest temperature was 29.3°C, with a methane concentration of 58.6%.

As discussed above, the maximum concentrations of CH<sub>4</sub> were generally found at the highest biogas temperatures, with the minimum concentrations occurring at the lowest temperatures.

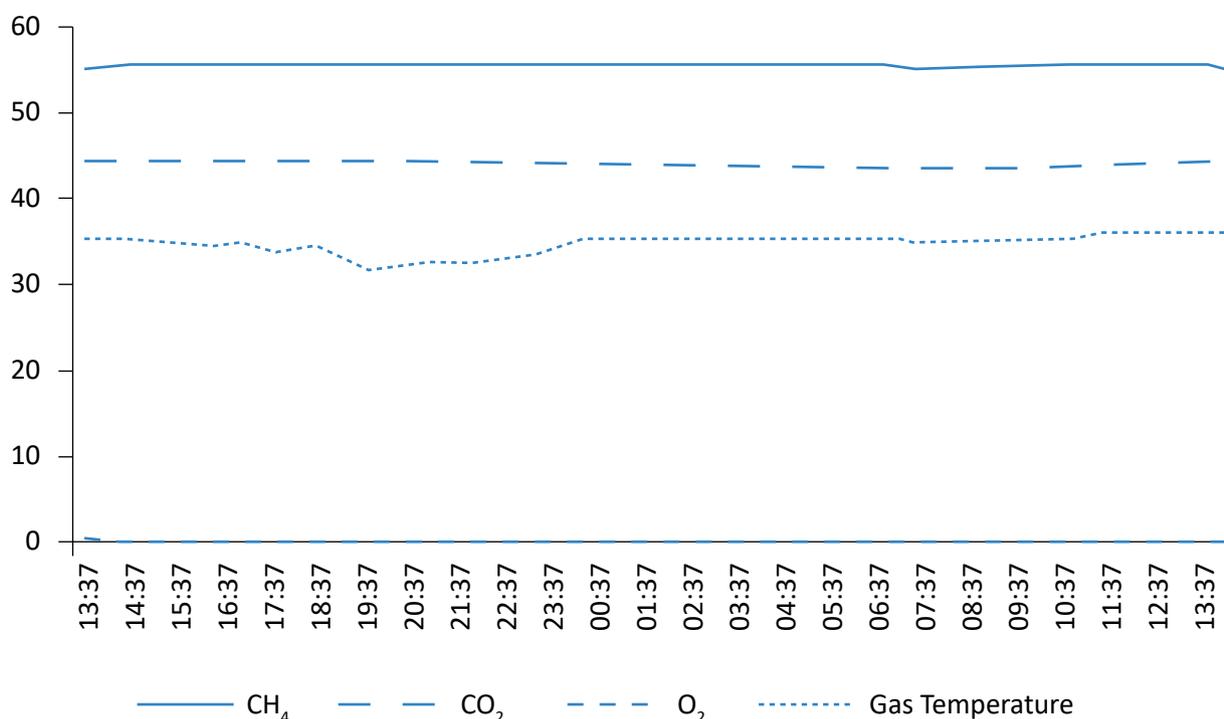


Figure 3 – Hourly concentrations (%) of CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, and O<sub>2</sub> and biogas temperature (°C) on January 9 and 10, 2015.

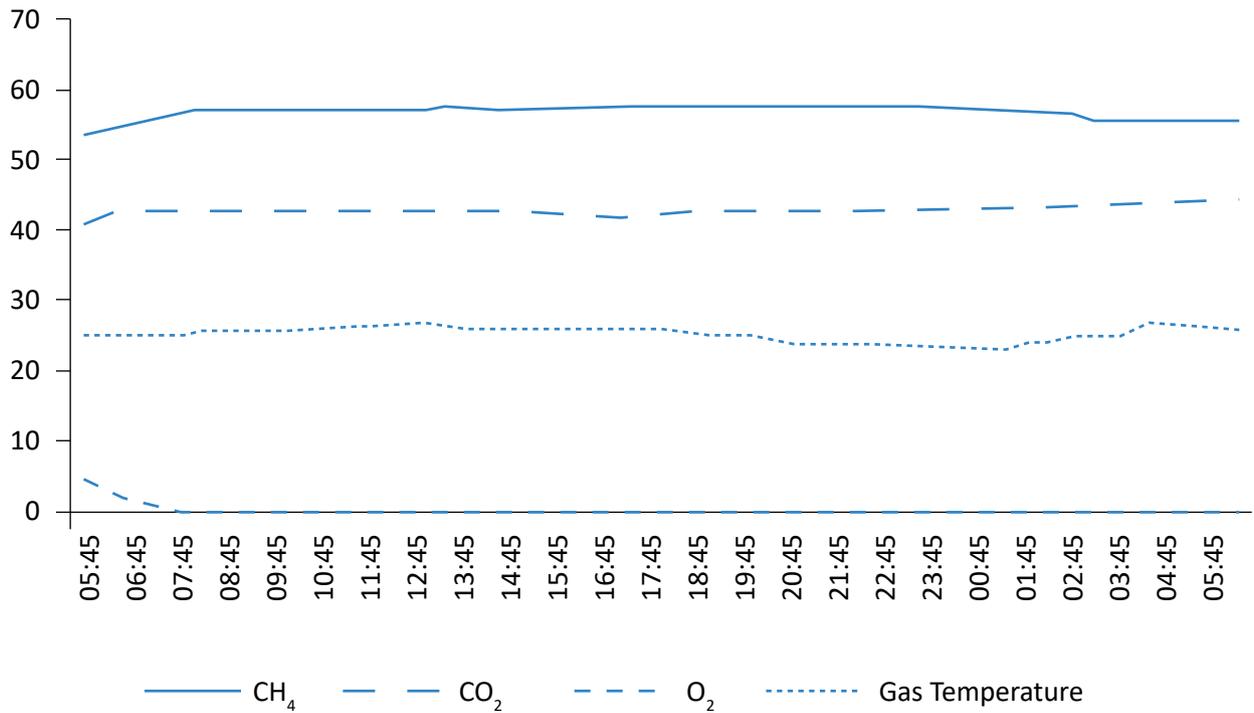


Figure 4 – Hourly concentrations (%) of CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, and O<sub>2</sub> and biogas temperature (°C) on March 23 and 24, 2015.

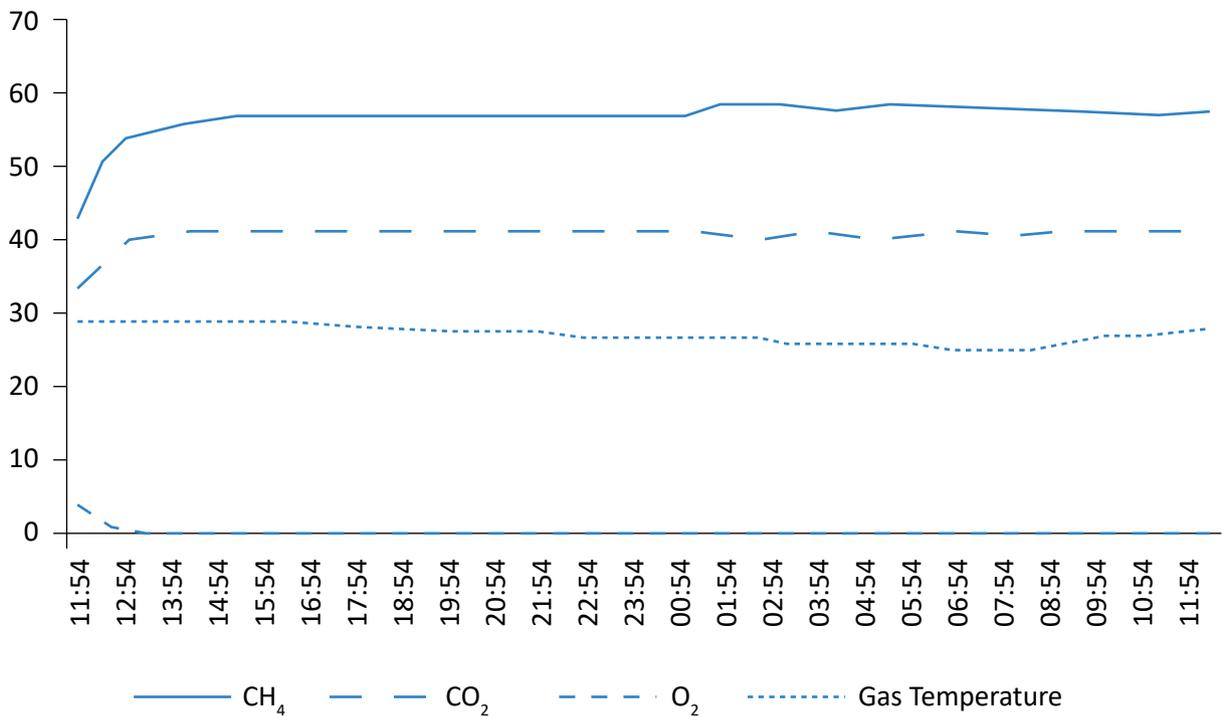


Figure 5 – Hourly concentrations (%) of CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, and O<sub>2</sub> and biogas temperature (°C) on April 22 and 23, 2015.

## CONCLUSIONS

The semi-arid region of Northeastern Brazil, where the research was carried out, showed no significant seasonal variation. Consequently, no major changes are expected in the gas concentrations of sanitary landfills in the area over time.

The variations in hourly gas emissions determined in this research indicated that, in general, the maximum methane concentrations occurred at the highest biogas temperatures.

Biogas temperature, therefore, contributed most to the changes in CH<sub>4</sub> concentration. The maximum concentration of CH<sub>4</sub> (59.2%) occurred at a temperature of 36.8°C, and the minimum (43.2%) at a temperature of 25.4°C.

As demonstrated by the results of several studies, biogas generation increases with temperature.

This finding is important for the semi-arid region of Northeastern Brazil, where biogas temperatures reach values above 35°C for much of the year.

Biogas emissions had no significant hourly variations. Small differences were identified between the mini-

mum and maximum values for the concentrations of CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub>.

We found no relationship between CH<sub>4</sub> emissions and rainfall. In the research area, the period with very low rainfall coincides with the highest ambient temperatures. Thus, temperature was the factor that most influenced the concentration of this gas. The highest temperature occurred during a period of almost no precipitation (November 2014), when the highest concentration of methane (59.2%) was detected.

Studies on hourly variations in landfill gas emissions in Brazil are virtually non-existent. We recommend the development of further research.

Estimating the potential biogas is particularly important to assess the feasibility of its exploitation for energy purposes.

Investigations like this (field studies) are essential, mainly because they consider the specific climatic characteristics of Northeast Brazil.

## REFERENCES

- ABUSHAMMALA, M. F. M.; BASRI, N. E. A.; IRWAN, D.; YOUNES, M. K. Methane oxidation in landfill cover soils: A review. *Asian Journal of Atmospheric Environment*, v. 8, n. 1, p. 1-14, 2014. <http://doi.org/10.5572/ajae.2014.8.1.001>
- ABUSHAMMALA, M. F. M.; BASRI, N. E. A.; YOUNES, M. K. Seasonal Variation of Landfill Methane and Carbon Dioxide Emissions in a Tropical Climate. *International Journal of Environmental Science and Development*, v. 7, n. 8, p. 586-590, 2016. <https://dx.doi.org/10.18178/ijesd.2016.7.8.844>
- AGHDAM, E. F.; SCHEUTZ, C.; KJELDEN, P. Assessment of methane production from shredder waste in landfills: The influence of temperature, moisture and metals. *Waste Management*, v. 63, p. 226-237, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.023>
- AMINI, H. R.; REINHART, D. R.; NISKANEN, A. Comparison of first-order-decay modeled and actual field measured municipal solid waste landfill methane data. *Waste Management*, v. 33, n. 12, p. 2720-2728, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.07.025>
- ANDREOTTOLA, G.; COSSU, R. Modello matematico di produzione del biogas in uno scarico controllato. *Rifiuti Solidi*, v. 2, n. 6, p. 473-483, 1998.
- ANGELIDAKI, I.; ALVES, M.; BOLZONELLA, D.; BORZACCONI, L.; CAMPOS, J. L.; GUWY, A. J.; KALYUZHNYI, S.; JENICEK, P.; VAN LIER, J. B. Defining the bio-methane potential (BMP) of solid organic wastes and energy crops: a proposed protocol for batch assays. *Water, Science & Technology*, v. 59, n. 5, p. 927-934, 2009. <https://doi.org/10.2166/wst.2009.040>

- CROVADOR, M. I. C.; SCHIRMER, W. N.; MARTINS, K. G.; FRANQUETO, R.; JUCÁ, J. F. T. Estimativa de biogás em aterro sanitário subtropical brasileiro. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, v. 11, n. 1, p. 227-251, 2018. <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2018v11n1p227-251>
- DANTHUREBANDARA, M.; PASSEL, S. V.; NELEN, D.; TIELEMANS, Y. Environmental and socio-economic impacts of landfills. Linnaeus ECO-TECH 2012, *Proceedings...* Kalmar, Sweden, 2012.
- ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (EPA). *Air Emissions from Municipal Solid Waste Landfills: Background Information for Proposed Standards and Guidelines*. United States of America: EPA, 2016.
- ESCAMILLA-GARCÍA, P. E.; TAVERA-CORTÉS, M. E.; PÉREZ-SOTO, F. Comparative Analysis of Biogas Estimation Models versus In-Situ Measurement in a Landfill Site in the State of Mexico, Mexico. *Journal of Environmental Protection*, v. 8, n. 12, p. 1460-1473, 2017. <https://doi.org/10.4236/jep.2017.812090>
- GOLLAPALLI, M.; KOTA, H. S. Methane emissions from a landfill in north-east India: Performance of various landfill gas emission models. *Environmental Pollution*, v. 234, p. 174-180, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.064>
- GOVERNO DO ESTADO DO CEARÁ. *Perfil Básico Municipal*. Caucaia. Fortaleza: Ipece, 2015.
- JIN, P. C. Characteristics of gas emissions in landfill site in recent years. *International Journal of Environmental Science and Development*, v. 6, n. 5, p. 387-390, 2015. <http://doi.org/10.7763/IJESD.2015.V6.623>
- JOHARI, A.; AHMED, S. I.; HASHIM, H.; ALKALI, H.; RAMLI, M. Economic and environmental benefits of landfill gas from municipal solid waste in Malaysia. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, v. 16, n. 5, p. 2907-2912, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2012.02.005>
- KARAK, T.; BHAGAT, R. M.; BHATTACHARYYA, P. Municipal solid waste generation, composition, and management: the world scenario. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, v. 42, n. 15, p. 1509-1630, 2012. <https://doi.org/10.1080/10643389.2011.569871>
- LOPES, R. L.; MACIEL, F. J.; JUCÁ, J. F. T. Avaliação da emissão de metano em aterro experimental de resíduos sólidos na Muribeca/PE – Brasil. *Revista AIDIS*, v. 5, n. 1, p. 107-116, 2012. <http://dx.doi.org/10.22201/iingen.0718378xe.2012.5.1.31699>
- LUCERNONI, F.; RIZZOTTO, M.; CAPELLI, L.; BUSINI, V.; DEL ROSSO, R.; SIRONI, S. Sampling method for the determination of methane emissions from landfill surfaces. *Waste Management & Research*, v. 35, n. 10, p. 1034-1043, 2017. <https://doi.org/10.1177%2F0734242X17721342>
- MACIEL, F. J.; JUCÁ, J. F. F. Biogas recovery in an experimental MSW cell in Brazil: lessons learned and recommendations for CDM projects. *Greenhouse Gas Measurement and Management*, v. 2, n. 4, p. 186-197, 2012. <https://doi.org/10.1080/20430779.2013.764482>
- MONTEIRO, L. S. *Redução das emissões gasosas através da camada de cobertura de aterros sanitário utilizando diversos tipos de materiais*. Tese (Doutorado em Engenharia Civil) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.
- MOREIRA, C. A.; HELENE, L. P. I.; CAVALLARI, F.; CARRAZZA, L. P.; DOURADO, J. C. Analysis of rainfall influence in biogas production and variations in the sel-potencial in a Rio Claro Sanitary Landfill (Brazil). *Geociências*, v. 36, n. 3, p. 589-597, 2017. <https://doi.org/10.5016/geociencias.v36i3.11730>
- NABAVI-PELESARAEI, A.; BAYAT, R.; HOSSEINZADEH-BANDBAFHA, H.; AFRASYABI, H.; BERRADA, A. Prognostication of energy use and environmental impacts for recycle system of municipal solid waste management. *Journal of Cleaner Production*, v. 154, p. 602-613, 2017. <https://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.04.033>

NASCIMENTO, M. C. B.; FREIRE, E. P.; DANTAS, F. de A. S.; GIANANTE, M. B. Estado da arte dos aterros de resíduos sólidos urbanos que aproveitam o biogás para geração de energia elétrica e biometano no Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 24, n. 1, p. 143-155, 2019. <http://dx.doi.org/10.1590/s1413-41522019171125>

OLIVEIRA, L. B. *Aproveitamento energético de resíduos sólidos urbanos e abatimento de gases do efeito estufa*. Dissertação (Mestrado em Ciências em Planejamento Energético) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2000.

PAGLIUSO, J. D.; REGATTIERI, C. R. Estudo do aproveitamento da energia do biogás proveniente da incineração do chorume para geração de eletricidade. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, v. 16, p. 32-38, 2008.

QASAIMAH, A.; ABDALLAH-QUASAIMAH, M. R.; HANI, F. B. A Review on Biogas Interception Processes in Municipal Landfill. *Journal of Environmental Science and Technology*, v. 9, n. 1, p. 1-25, 2016. <http://dx.doi.org/10.3923/jest.2016.1.25>

RADA, E. C.; RAGAZZIL, P. S.; STEFANI, P.; SCHIAVON, M.; TORRETA, A. V. Modelling the Potential Biogas Productivity Range from a MSW Landfill for Its Sustainable Exploitation. *Sustainability*, v. 7, n. 1, p. 482-495, 2015. <http://dx.doi.org/10.3390/su7010482>

RIDDICK, S. N.; HANCOCK, B. R.; ROBINSON, A. D.; CONNORS, S.; DAVIES, S.; ALLEN, G.; PITT, J.; HARRIS, N. R. P. Development of a low-maintenance measurement approach to continuously estimate methane emissions: A case study. *Waste Management*, v. 73, p. 210-219, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.006>

SCHIRMER, W. N.; JUCÁ, J. F. T.; SCHULER, A. R. P.; HOLANDA, S.; JESUS, L. L. Methane production in anaerobic digestion of organic waste from Recife (Brazil) landfill: evaluation in refuse of different ages. *Brazilian Journal of Chemical Engineering*, v. 31, n. 2, p. 373-384, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/0104-6632.20140312s00002468>

SILVA, T. N.; CAMPOS, L. M. de S. Avaliação da produção e qualidade do gás de aterro para energia no Aterro Sanitário dos Bandeirantes – SP. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 13, n. 1, p. 88-96, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522008000100012>

TRULLI, E.; TORRETTA, V.; RABONNI, M.; MASI, S. Incineration of pre-treated municipal solid waste (MSW) for energy co-generation in a non-densely populated area. *Sustainability*, v. 5, n. 12, p. 5333–5346, 2013.

XI, Y.; XIONG, H. Numerical simulation of landfill gas pressure distribution in landfills. *Waste Management & Research*, v. 31, n. 11, p. 1140-1147, 2013. <https://doi.org/10.1177%2F0734242X13502380>

ZHANG, C.; XU, T.; FENG, H.; CHEN, S. Greenhouse Gas Emissions from Landfills: A Review and Bibliometric Analysis. *Sustainability*, v. 11, n. 8, 2019. <https://doi.org/10.3390/su11082282>



# CARBON DIOXIDE AND METHANE FLUX MEASUREMENTS AT A LARGE UNSANITARY DUMPING SITE IN THE AMAZON REGION

MEDIDAS DE FLUXO DE DIÓXIDO DE CARBONO E METANO EM UM DEPÓSITO DE RESÍDUOS INSALUBRE NA AMAZÔNIA

**Layse Teixeira Pinheiro** 

Master's degree student in the Post-Graduation Program in Environmental Science at Universidade Federal do Pará – Belém (PA), Brazil.

**José Henrique Cattanio** 

Professor in the Post-Graduation Program in Environmental Science at Universidade Federal do Pará – Belém (PA), Brazil.

**Breno Imbiriba** 

Professor in the Post-Graduation Program in Environmental Science at Universidade Federal do Pará – Belém (PA), Brazil.

**Saul Edgardo**

**Martinez Castellon** 

Doctoral candidate in the Post-Graduation Program in Environmental Science at Universidade Federal do Pará – Belém (PA), Brazil.

**Silvia Adriane Elesbão** 

Student in the Faculty of Meteorology at Universidade Federal do Pará – Belém (PA), Brazil.

**Jade Rebeka de**

**Souza Ramos** 

Student in the Faculty of Meteorology at Federal Universidade Federal do Pará – Belém (PA), Brazil.

## Correspondence address:

Jose Henrique Cattanio – Federal University of Pará – Rua Augusto Correa, nº 1 – bairro Guamá – CEP: 66075-110 – Belém (PA), Brazil – E-mail: cattanio@ufpa.br

Received on: 05/29/2019

Accepted on: 12/06/2019

## ABSTRACT

Dumps are important anthropogenic sources of greenhouse gas emissions into the atmosphere, mostly  $\text{CH}_4$ . However, few studies on the subject have been carried out in the Amazon region. Several factors affect the production and emission of dumps gases. The objective of this study was to quantify the spatial variation of  $\text{CO}_2$  and  $\text{CH}_4$  production in an Amazonian dump and seek the relationship between the relative importance of some environmental factors and the gas fluxes. This study was carried out in an open-air dump in the metropolitan region of Belém, where approximately 11.0 million Mg of waste was deposited within 25 years, of which 6.4 million Mg were organic. The  $\text{CH}_4$  and  $\text{CO}_2$  emission rates from the surface of the dump were determined using the closed dynamic flux chamber technique. The study was conducted in three cells of different ages, sampled in two times between the rainy and the dry season in Amazon. The Aurá dump has an area of 30 ha and emits a total of 51.49 Mg  $\text{CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ month}^{-1}$  and 3.16 Mg  $\text{CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ month}^{-1}$  to the atmosphere. This results in an expressive production of 1,359,961.04 Mg  $\text{CO}_2\text{-e } \text{y}^{-1}$ , being that 58.54% is due to  $\text{CH}_4$  flux. The spatial variability in  $\text{CO}_2$  and  $\text{CH}_4$  fluxes is very large, especially for  $\text{CH}_4$ , forming hotspots of high concentrations. Perhaps for this reason, the flow has not been correlated with micrometeorological variations.

**Keywords:** pollution; flux chamber; open dumping; Amazon.

## RESUMO

Lixões são importantes fontes antropogênicas de emissão de gases de efeito estufa na atmosfera, principalmente  $\text{CH}_4$ . No entanto, poucos estudos sobre o assunto foram realizados na região amazônica. Diversos fatores afetam a produção e emissão de gás de aterro. O objetivo deste estudo foi quantificar a variação espacial da produção de  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$  em um lixão da Amazônia e tentar associar a importância relativa de alguns fatores ambientais e os fluxos de gás. Este estudo foi realizado em um lixão ao ar livre na região metropolitana de Belém, onde aproximadamente 11,0 milhões de Mg de resíduos foram depositados em 25 anos, dos quais 6,4 milhões de Mg eram orgânicos. As taxas de emissão de  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$  da superfície do aterro foram determinadas usando a técnica de câmara de fluxo dinâmico fechado. O estudo foi realizado em três células de diferentes idades, amostradas em dois momentos entre a estação chuvosa e seca da Amazônia. O lixão Aura tem uma área de 30 ha e emite um total de 51,49 Mg  $\text{CO}_2 \text{ ha}^{-1} \text{ mês}^{-1}$  e 3,16 Mg  $\text{CH}_4 \text{ ha}^{-1} \text{ mês}^{-1}$  para a atmosfera. Isso resulta em uma produção expressiva de 1.359.961,04 Mg  $\text{CO}_2\text{-e } \text{ano}^{-1}$ , sendo 58,54% devido ao fluxo de  $\text{CH}_4$ . A variabilidade espacial no fluxo de  $\text{CO}_2$  e  $\text{CH}_4$  é muito grande, especialmente para  $\text{CH}_4$ , formando pontos ativos (“hotspots”) de altas concentrações, e talvez por isso, o fluxo não tenha sido correlacionado com variações micrometeorológicas.

**Palavras-chave:** poluição; câmaras de fluxo; lixão a céu aberto; Amazônia.

## INTRODUCTION

Atmospheric methane ( $\text{CH}_4$ ) concentrations have increased to over 1,800 ppb in 2016 (IPCC, 2013; REAY *et al.*, 2018), of which 70% result from anthropogenic activities such as rice cultivation, domestic ruminants, biomass burning, leakage of natural gas, coal mining, landfills, and the remainder from natural wetlands (MATTHEWS; THEMELIS, 2007). Aerobic soil consumes and oxidizes atmospheric  $\text{CH}_4$  (6% of total sink), while anaerobic soils can be a significant source of  $\text{CH}_4$  (BIAN *et al.*, 2018a; DALAL *et al.*, 2008). The sink/source ratios and controls on the production and emission of  $\text{CH}_4$  in the Amazon basin come mainly from studies on individual wetlands, lakes, and floodplains (POTTER *et al.*, 2014). No studies have addressed how much Amazonian dumps produce and how long these deactivated dumps have contributed to global warming with carbon dioxide ( $\text{CO}_2$ ) and  $\text{CH}_4$  emissions.

Landfills are a significant global source of anthropogenic atmosphere  $\text{CH}_4$  (BARLAZ *et al.*, 2010) and a non-negligible source of  $\text{CO}_2$  (AGAMUTHU, 2013). Global  $\text{CH}_4$  emissions are responsible for approximately 40% of the global warming in the last 150 years (HANSEN *et al.*, 2013), given that its global warming potential (GWP, molar basis, 100-year period) is about 21 to 27 times greater than that of  $\text{CO}_2$  (AGAMUTHU, 2013; LELIEVELD *et al.*, 1998). This is due to the high ultraviolet absorption coefficient and long residence time in the atmosphere (IPCC, 2013; LELIEVELD *et al.*, 1998).

Currently, landfills contribute with about 22% of the total anthropogenic emissions of  $\text{CH}_4$ , which are expected to increase globally from 58 Mt to 365 Mt by 2030, assuming no further implementation of control measures (BAJAR *et al.*, 2017). Current estimates from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) for the annual  $\text{CH}_4$  emissions from landfills range from 67 to 90 Mt  $\text{CH}_4 \text{ y}^{-1}$ , which is equivalent to a  $\text{CO}_2$  emission ( $\text{CO}_2\text{-e}$ ) of 500 to 800 Mt  $\text{CO}_2\text{-e}$  (IPCC, 2013). Brazil has a considerable unexplored potential for landfill biogas production (LIMA *et al.*, 2018), which is lost due to

the lack of technology in the construction of landfills (AHOUGHALANDARI; CABRAL, 2017b; BARROS *et al.*, 2018).

The characterization of landfill emissions is a complicated task, mainly because emissions are the result of a complex matrix of biological, physical and engineering factors (SPOKAS *et al.*, 2003). These factors depend on parameters such as organic content, age and distribution of residues (GEORGAKI *et al.*, 2008), climate (CHANTON *et al.*, 2011), soil porosity, water content, nutrient availability, pH, texture, cracks and fissures (BOGNER *et al.*, 2008; GEBERT *et al.*, 2011). These factors are numerous and variable. Therefore,  $\text{CH}_4$  emissions may exhibit prominent spatial and temporal variations (ABICHOU *et al.*, 2011; GONZALEZ-VALENCIA *et al.*, 2016; SPOKAS *et al.*, 2003).

Landfill gases consist mainly of  $\text{CH}_4$  (50–70% v/v) and  $\text{CO}_2$  (30–50% v/v), nitrogen, hydrogen sulfide and non-methane hydrocarbons (SCHEUTZ *et al.*, 2009). In Brazil, there are three main destinations for solid urban waste: landfills, controlled landfills and open-air dumps (LIMA *et al.*, 2018). The biological process is commonly applied, for being a simple and economical approach and is often the only technique used in most municipalities (COSTA *et al.*, 2019). Open-air dumps are the least recommended way to dispose solid waste as they have no cover layers, no leachate collection or treatment systems, and the gas produced is not used as an energy source (ABRELPE, 2016).

The objective of this study was to quantify both  $\text{CO}_2$  and  $\text{CH}_4$  production in an open-air dump (Auré dump) that is located in the Amazon region and has emitted a total 9.4 to 9.8 Tg of  $\text{CO}_2$  equivalent (IMBIRIBA *et al.*, 2018) after it was closed, and to evaluate the relative importance of some environmental factors to gas surface fluxes, in both time and space. The main hypothesis is that there is a high production of greenhouse gases and that the substrate humidity and temperature would influence  $\text{CO}_2$  and  $\text{CH}_4$  fluxes, even assuming a high spatial variability.

## MATERIALS AND METHODS

### Study area

The Aurá open-air waste dump (1°25′19.04″S and 48°23′18.68″W) has an area of 30 ha (Figure 1) and began activities in 1987, receiving waste from the metropolitan area of Belém, which comprises the municipalities of Belém, Ananindeua and Marituba (estimated population of over two million people) (MATOS *et al.*, 2011). The initial project included an incineration, and a recycling and composting plant. However, neither were implemented (SIQUEIRA *et al.*, 2016). Therefore, all the solid wastes were deposited and distributed sequentially in layers, and compacted with track loaders, forming an open-dump with no environmental control and protection techniques. As such, this dump disrespects the technical

specification of the Brazilian Association of Technical Standards (ABNT, 2010). Until now, leachate material infiltrates the soil or reaches the water resources through runoff, while all the gas produced escapes to the atmosphere.

The Aurá open-air dump received approximately 1,200 Mg of waste per day from 1989 to 2014, of which 58% was organic (SANTO, 2014). This is equivalent to approximately 11.0 million Mg of waste deposited in twenty-five years, of which 6.4 million Mg was organic. The deposition of domestic waste was forbidden on 2015, being allowed only the deposition of civil construction and urban cleaning waste. No soil

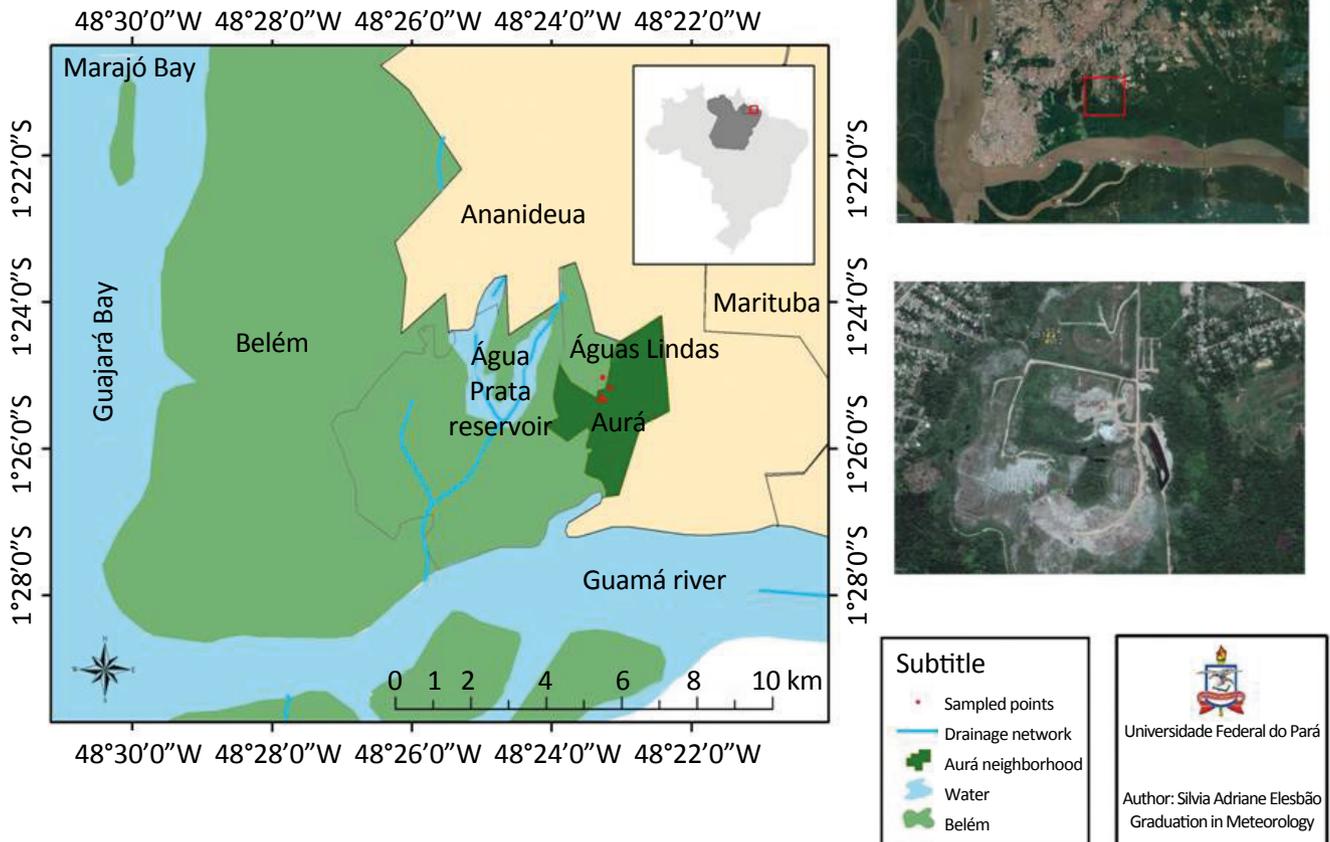


Figure 1 – Location of the Aurá open-air dump with the identification of the studied sites.

layer was placed over the waste, layer which could act as a reactive biological barrier, reducing CH<sub>4</sub> emission into the atmosphere (BÖRJESSON; SVENSSON, 1997). Thus, the soil in this study will be called substrate from here on.

The Köppen climate classification of the study area is *Afi*, with an annual average air temperature of 26.7°C, relative humidity of 84%, precipitation of 3,001 mm, and 2,338 hours of sunshine (BASTOS *et al.*, 2002). There are two well-defined rainy periods, one is rainier (December to June), called here wet season, and the other is less rainy (July to November), called dry season.

In 2007, a biogas burning project, predicted to last 10 years, was established by Conestoga-Rovers and Associates (CRA). The landfill gas was captured using a technology that consists on a network of ducts and wells connected to a central ventilation system by vacuum induction. A total of 2,608,401.0 Mg CO<sub>2</sub>-e (tons of carbon dioxide equivalent) was burnt from April 2007 to June 2016, according to a CRA report (CRA, 2006) available on the United Nations website on Certified Emissions Reductions (CER), and 139,092.0 Mg CO<sub>2</sub>-e in the last CERs measurement (01/01/2016 to 06/30/2016). The most efficient systems are able to capture 75% of the biogas generated in a landfill (HASNAIN *et al.*, 2012). However, in most

## Carbon dioxide and methane flux measurements

Emission rates of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> from the surface of the open-air dump were determined using the closed dynamic flux chamber technique, which measures variation of gas concentration inside the chambers (NORMAN *et al.*, 1997). The Ultra-Portable Greenhouse Gas Analyzer (Los Gatos Research, Mountain View, CA, USA) model 915-0011 was used for simultaneous measurements of CO<sub>2</sub>, CH<sub>4</sub>, and H<sub>2</sub>O (MAHESH *et al.*, 2015). Two devices were used for simultaneous measurements.

The chambers consisted of polyvinyl chloride (PVC) rings (diameter of 0.20 m and height of 0.12 m) and were inserted 0.05 m deep into the substrate at each sample location (within the sites). The rings that didn't pierce the substrate were placed on the surface of the dump and externally sealed with clay soil. Any vegetation found inside the chamber was previ-

ously removed. All rings were then closed with a PVC cap, forming a 4-liter chamber. An air circulation was established between the Ultra-Portable LGR analyzer and the flux chamber through polytetrafluoroethylene (PTFE) tubes using a vacuum circulation pump at a rate of 0.50 L min<sup>-1</sup>.

cases, the efficiency ranges from 40 to 60% (BARLAZ *et al.*, 2004). The measurements of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes showed in this study were obtained in 2017, after the pipes used for conduction and flaring of the gases were removed.

Three different sites were selected to measure CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> fluxes. The municipal urban waste was deposited in the first site (S1, Figure 1) for a five-year period and street cleaning and commercial waste are currently deposited. At this site, there is no vegetation cover and the gas fluxes were measured on May 11<sup>th</sup> and June 8<sup>th</sup>, 2017. The second site (S2, Figure 1) is still receiving municipal waste, however in smaller amounts than when it was officially active. S2 is approximately 12 years old and has no vegetation cover, and the gas flux measurement was performed on June 29<sup>th</sup>, 2017. The third site (S3) was located in an older area (approximately 13 years old), where municipal waste was deposited until 2016. S3 is currently covered with undergrowth and was sampled on November 9<sup>th</sup>, 2017. The measurements at S1 and S2 were made in the middle of the site, forming a circle (10 m radius), where eight flow chambers (samples or point) were randomly distributed. A rectangular area of 16 × 22 m was delimited within S3. The chambers were placed every 2 m in each direction of the area, yielding of 88 samples.

ously removed. All rings were then closed with a PVC cap, forming a 4-liter chamber. An air circulation was established between the Ultra-Portable LGR analyzer and the flux chamber through polytetrafluoroethylene (PTFE) tubes using a vacuum circulation pump at a rate of 0.50 L min<sup>-1</sup>.

CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> concentrations (ppmv) were recorded at 1 s intervals over a 3–4 min period. Fluxes were calculated from the rate of increase in concentration using the steepest linear portion of the accumulation curve as a function of time elapsed after the chamber was closed, adjusting to chamber volume and covered area, as proposed by Abichou *et al.* (2006). For a significantly non-zero flow, r<sup>2</sup> would have to be less than 0.3 (SUNDQVIST *et al.*, 2014).

## Environmental variables

Wind velocity ( $\text{m s}^{-1}$ ), relative humidity (%), air temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ) and barometric pressure were measured with an AK821 thermo-hydro anemometer at each flux measurement interval. Substrate humidity (%) was analyzed with a Soil Water Measurement System (Hydrosense; Campbell Scientific Inc.), and the substrate

temperature ( $^{\circ}\text{C}$ ) was measured with a digital soil thermometer when the flow chambers were closed. The monthly rainfall and climatology data (1961–1990) were made available by the National Institute of Meteorology (INMET), which has an automatic weather station at a site relatively near the Aurá dump.

## Geospatial analysis

Geostatistical analysis tools were used to evaluate the spatial variation of the carbon dioxide and methane fluxes and to detect spatial dependence. This analysis was performed at S3 with 88 sampling units distributed in a grid design (OPROMOLLA *et al.*, 2006). The semi variance function is one of the tools in geostatistics most used to determine spatial dependence of a variable, generating a variogram (MELLO *et al.*, 2005; OPROMOLLA *et al.*, 2006). The variogram shows the spatial

variability among the samples and the dependence level among the sites. A variogram  $\gamma(h)$  describes the variance of the quadratic difference of a spatial variation between pairs of samples at distance  $h$ . Variograms were constructed, assuming isotropic spatial variation (i.e., independent of direction). In the absence of spatial dependence, i.e., in cases of large sample-to-sample variation at short distances, the variogram will show a nugget effect (OPROMOLLA *et al.*, 2006).

## Statistical analysis

Data normality was analyzed through the Shapiro-Wilk test, and the data were log-transformed when the residues did not present a normal distribution. The experiments were performed with at least eight chambers for each hour analyzed. In addition, 88 chambers were used in the geospatial (S3) analysis, as described above. The analysis of variance was used to assess the significance of the variation. When the differences were significant, the Tukey test was used to evaluate which

samples differed from each other. Pearson's and Spearman's correlation were used to analyze the correlation between fluxes and environmental variables. Pearson's correlation evaluates the linear relationship between two continuous variables, while Spearman's measures the monotonic relationship between two continuous or ordinal variables, which tend to change together, but not necessarily at a constant rate. All analyzes were performed using the software InfoStat.

# RESULTS AND DISCUSSION

## Precipitation

Precipitation in 2017 was 328.2 mm higher than the climatological average (1961–1990). The precipitation recorded for the months of May, June, July, September, and November was below the climatological average (Figure 2), and the remaining months exhibited above average precipitation records. Precipitation values when samples were collected were below the climatological average, and the highest variation occurred in May 2017, when the precipitation was 94.9 mm below the climatological average. The precipitation in the months of June and November 2017 was, respectively, 3.9 and 8.0 mm below the average.

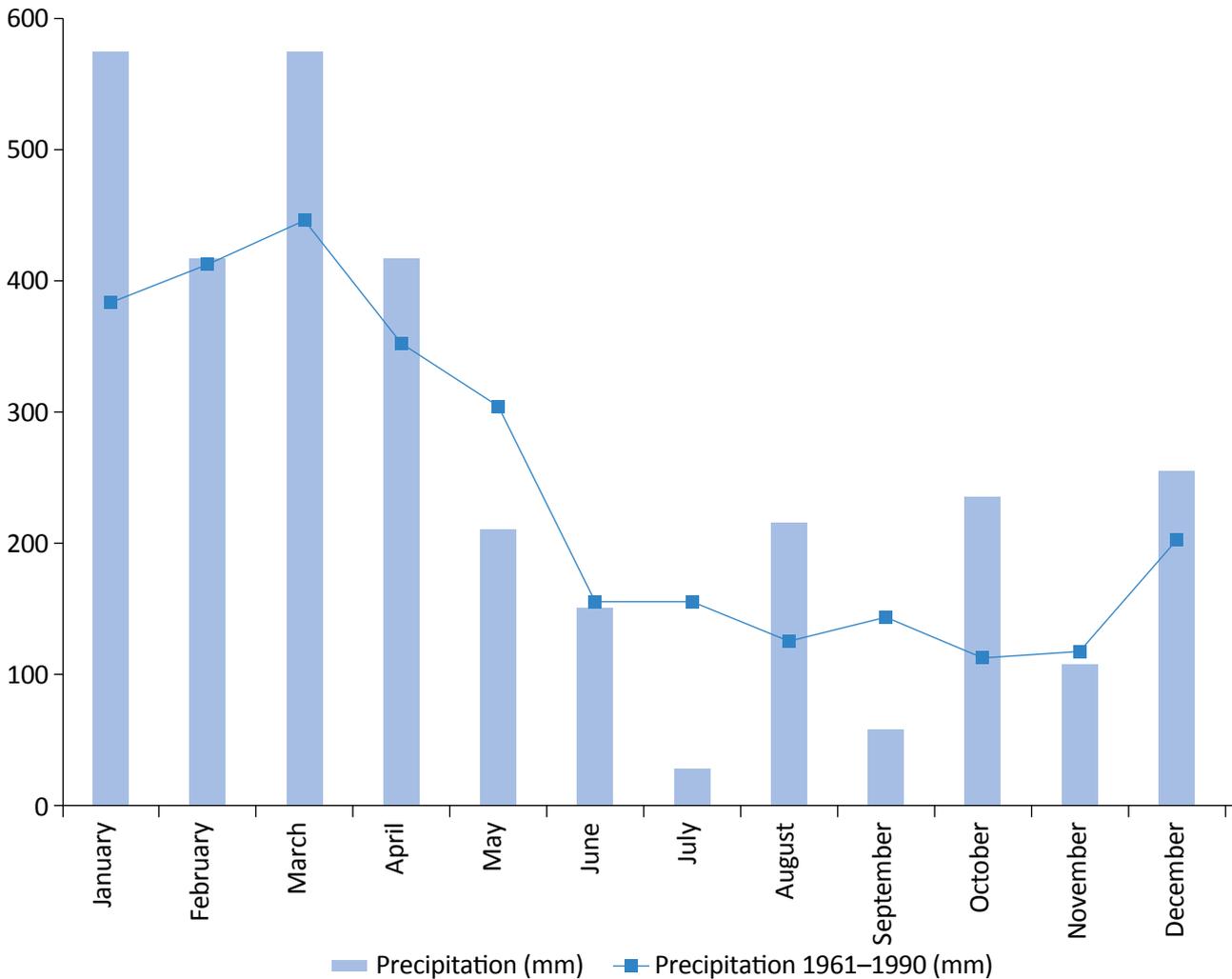
An increased response time between a precipitation event and a change in the dump humidity may occur, given the direct relationship between landfill depth and response time (SCHEUTZ *et al.*, 2017). These time intervals between humidity waves do influence the production of gas fluxes (RISK *et al.*, 2008). In other words, when humidity decreases, the oxidative regions increase  $\text{CH}_4$  production, with a consequent flux increase (TIAN *et al.*, 2016; YANG; SILVER, 2016). In contrast, an increased  $\text{CO}_2$  production is expected as humidity increases, with a consequent increased flow (DAVIDSON *et al.*, 2000). The study was conducted at the end of the rainy season, and the beginning and the end of the dry season.

### Carbon dioxide and methane fluxes at two sites that were simultaneously analyzed

CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes were measured at S1 on May 11<sup>th</sup>, 2017, where two areas were simultaneously analyzed (Figure 3). The distance between sites was approximately 30 m. The fluxes had a non-normal distribution ( $p < 0.05$ ). Therefore, the data was log-transformed to carry out the statistical analysis, thus reaching statistical normality ( $p > 0.05$ ) for the two gases investigated. The average CO<sub>2</sub> flux at S1 and S2 was  $133.04 \pm 51.47 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  and  $370.80 \pm 184.84 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (mean  $\pm$  standard error,  $n = 8$ ), respectively. The mean CH<sub>4</sub> flow at the same sites was  $40.00 \pm 22.59 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  and  $77.32 \pm 54.36 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , respectively. No significant difference

( $p > 0.05$ ) was found between the two sites studied for either of the gases analyzed. Air temperature varied significantly ( $p < 0.05$ ) in the first chamber, ranging initially from 33.97 to 36.26°C on the last measurement. The mean temperature was  $35.19 \pm 0.26^\circ\text{C}$ , and the relative humidity and wind velocity were  $89.13 \pm 0.63\%$  and  $1.10 \pm 0.43 \text{ m s}^{-1}$ , respectively.

Both flux measurements showed large variability, with CO<sub>2</sub> fluxes ranging from 61.69 to 1,655.43  $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (coefficient variation — CV = 140.99%), and CH<sub>4</sub> fluxes ranging from 2.77 to 455.95  $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  (CV = 67.04%). These results confirm that the surface emissions in



\*Data provided by INMET.

**Figure 2 – Cumulative monthly precipitation for 2017 and climatological mean (1961–1990) at the metropolitan region of Belém\*.**

dumps are not uniform, with paths of lower resistance, creating hotspots (AHOUGHALANDARI; CABRAL, 2017b; ALLEN *et al.*, 2019; GONZALEZ-VALENCIA *et al.*, 2016; RACHOR *et al.*, 2013). It is possible that emission areas have a higher air-filled porosity or improved pore connectivity compared to the larger dump area (BIAN *et al.*, 2018b; RACHOR *et al.*, 2013), resulting in preferred pathways for gases. The high CO<sub>2</sub> emissions in the Aurá open-air dump may be consequence of the ecosystem respiration, and aerobic decomposition of

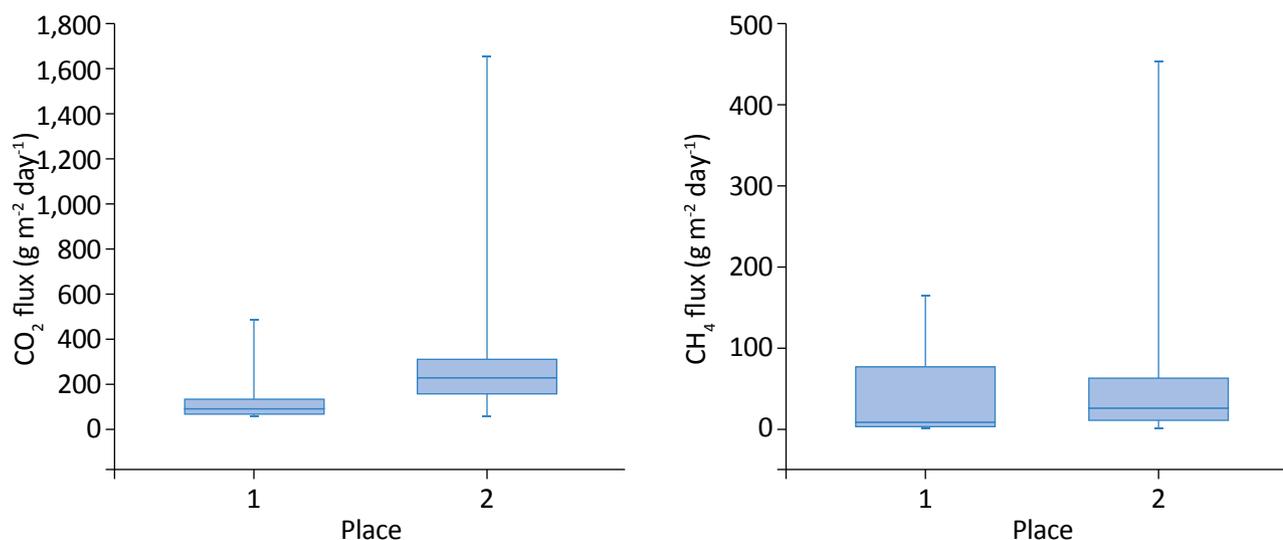
organic matter was as well as of the indirect CO<sub>2</sub> emissions generated by CH<sub>4</sub> oxidation (BIAN *et al.*, 2018a; FJELSTED *et al.*, 2019). The hotspots of CH<sub>4</sub> was the same for CO<sub>2</sub>, meaning that the methanotrophic bacteria are possibly consuming CH<sub>4</sub> and producing CO<sub>2</sub> when CH<sub>4</sub> is transported from deeper layers to the surface (ROSLEV; KING, 1996). This can be confirmed because both CO<sub>2</sub> ( $p = 0.0548$ ) and CH<sub>4</sub> ( $p = 0.0402$ ) fluxes are negatively correlated with temperature (Figure 4).

### Carbon dioxide and methane fluxes at different periods of the day

CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes were measured at the same site (S2, Figure 1), at different hours of the day, on June 8<sup>th</sup>, 2017. Samples were conducted at the end of the rainy season and the beginning of the dry season (Figure 2). The air temperature was significantly different for all measurement hours ( $p < 0.01$ ), ranging from  $37.55 \pm 0.32$  to  $42.55 \pm 0.07^\circ\text{C}$  (Figure 5). The CO<sub>2</sub> fluxes measured at the site were  $198.22 \pm 20.17$ ,  $188.93 \pm 25.94$ ,  $216.53 \pm 48.14$  and  $222.40 \pm 31.73 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  for the hours of 10 a.m., 11 a.m., 12 and 12:30 p.m., respectively (Figure 5). CH<sub>4</sub> fluxes were  $2.65 \pm 1.46$ ,  $4.91 \pm 1.92$ ,  $4.47 \pm 3.34$  and  $2.99 \pm 1.78 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ , respectively, for the afore-

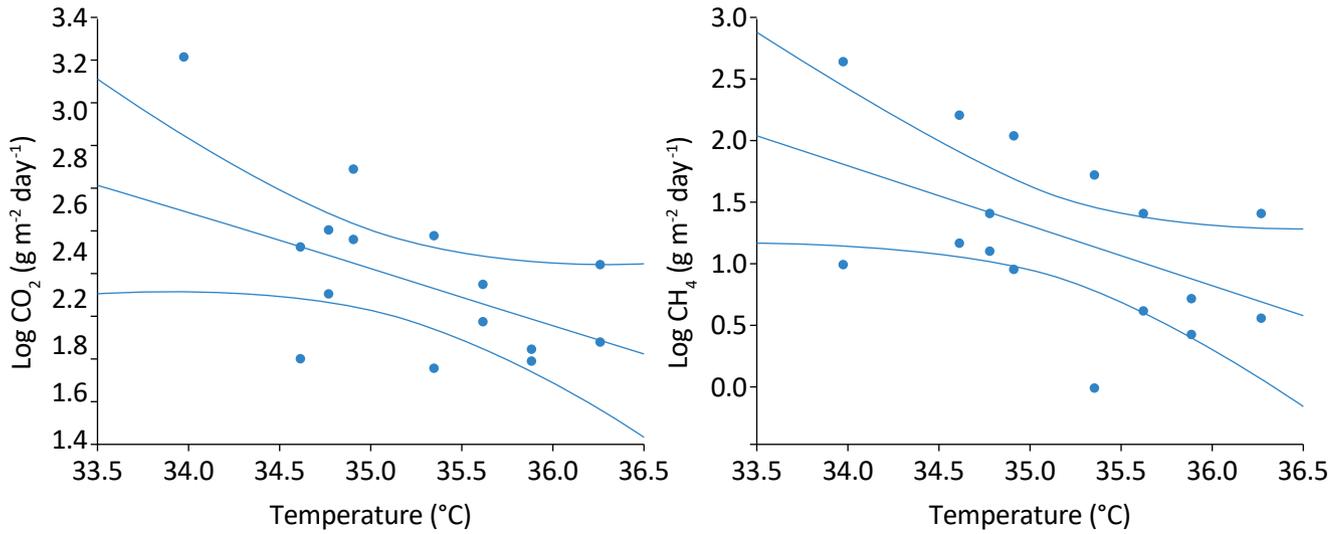
mentioned hours. CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes didn't vary significantly ( $p > 0.05$ ) among measurements.

Temperature was not correlated with either CO<sub>2</sub> or CH<sub>4</sub> fluxes ( $p > 0.05$ ), despite the significant variation ( $p < 0.05$ ) in air temperature observed among measurement hours (ABUSHAMMALA *et al.*, 2013) (Table 1). Atmospheric pressure was  $1013.0283 \pm 0.0004 \text{ mb}$ , and did not vary significantly ( $p > 0.05$ ). Wind speed ranged from  $1.51 \pm 0.42$  to  $1.90 \pm 0.46 \text{ m s}^{-1}$ , and no significant difference was found ( $p > 0.05$ ) among measurements (Table 1). The parameters analyzed were extremely homogeneous during the hours studied, except

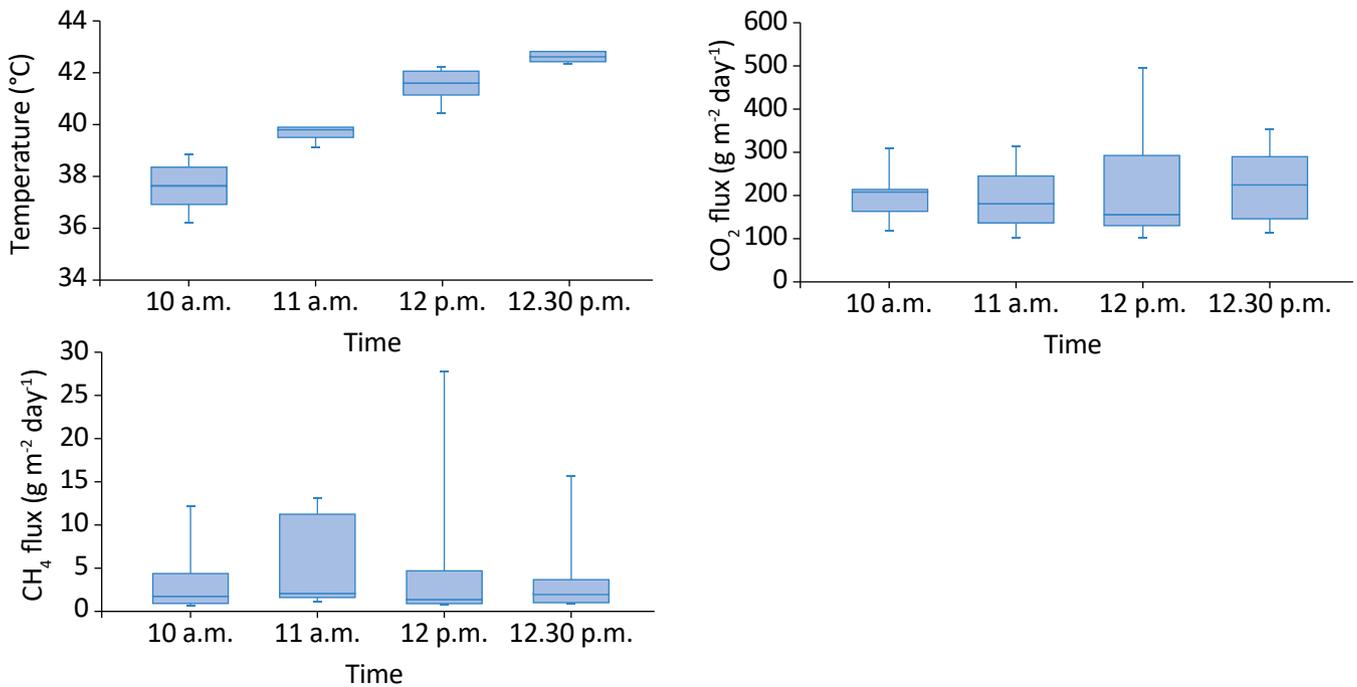


\* Each box represents eight chambers, and bars show the standard error of the mean. Vertical lines represent the distribution of the chamber values, and horizontal lines inside the gray box indicate the mean value. The box height indicates the standard deviation of the mean.

**Figure 3 – The flow of carbon dioxide and methane measured simultaneously on both locations at S1 within the Aurá open-air dump, on May 11<sup>th</sup>, 2017\*.**



**Figure 4 – Regression analysis between the logarithm of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes (g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) and the temperature (°C) in cell 1 (S1) in the Aurá dump.**



\* Each box represents the mean of eight chambers and the bars, the standard error of the mean.

**Figure 5 – Variation of temperature (°C) and fluxes of carbon dioxide and methane measured at 10 a.m., 11 a.m., 12 p.m. and 12:30 p.m., on June 8<sup>th</sup>, 2017, at S2\*.**

for temperature. However, no variable was significantly correlated ( $R^2 < 0.1218$ ) with either  $\text{CO}_2$  or  $\text{CH}_4$  fluxes. The maximum  $\text{CH}_4$  oxidation activity was recorded at 15 to 20% moisture contents (ABICHOU *et al.*, 2015; VISVANATHAN *et al.*, 1999). In our study, 81.25% of the analyzed points had moisture values below 10%. Thus,  $\text{CH}_4$  fluxes were expected to be larger than  $\text{CO}_2$  fluxes (HANSON; HANSON, 1996; MEI *et al.*, 2015), suggesting that  $\text{CH}_4$  oxidation in depth is occurring (BIAN *et al.*, 2018a; FJELSTED *et al.*, 2019).

Spatial variation in substrate permeability, air porosity, methane concentration in substrate gas and humidity content affect  $\text{CH}_4$  emission rates (SPOKAS *et al.*, 2003). Some advective mechanisms may be locally important

for gas fluxes (SCHEUTZ *et al.*, 2009). Inductive mechanisms of advective gas movement in the substrate may be: variations in atmospheric pressure (AGHDAM *et al.*, 2019; FJELSTED *et al.*, 2019; XU *et al.*, 2014), temperature (CHRISTOPHERSEN *et al.*, 2001; FENG *et al.*, 2017; PARK; SHIN, 2001; UYANIK *et al.*, 2012), wind velocity in the substrate surface (AGHDAM *et al.*, 2019; XIN *et al.*, 2016), substrate humidity and water percolation (HANSON; HANSON, 1996; BOGNER *et al.*, 2008), and differences in substrate density (BIAN *et al.*, 2018b; RACHOR *et al.*, 2011). However, the results presented here show no variation in the fluxes, and no correlation between the variables analyzed and the gas emissions, despite the significant variation in temperature (Table 1).

### Carbon dioxide and methane fluxes in three locations and at three different hours

$\text{CO}_2$  and  $\text{CH}_4$  fluxes were measured on three different locations at S2 on June 29<sup>th</sup>, 2017 (Figure 1), with three sequential measurements on each location (Figure 6). Mean  $\text{CO}_2$  fluxes were  $222.43 \pm 52.47$ ,  $299.52 \pm 155.32$  and  $153.56 \pm 47.82 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  at S2.1;  $346.88 \pm 133.06$ ,  $265.69 \pm 76.99$  and  $280.39 \pm 75.21 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  at S2.2; and  $126.73 \pm 25.78$ ,  $124.78 \pm 33.65$  and  $105.28 \pm 23.08 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  at S2.3. Residues of  $\text{CO}_2$  fluxes did not reach a normal variation, were log-transformed, and did not exhibit a significant variation ( $n = 8$ ,  $p > 0.05$ ) among the sampled locations. A significant difference was recorded only between locations S2.2 and S2.3 (Tukey test,  $n = 24$ ;  $p < 0.05$ ) in the  $\text{CO}_2$  flux (Figure 6).

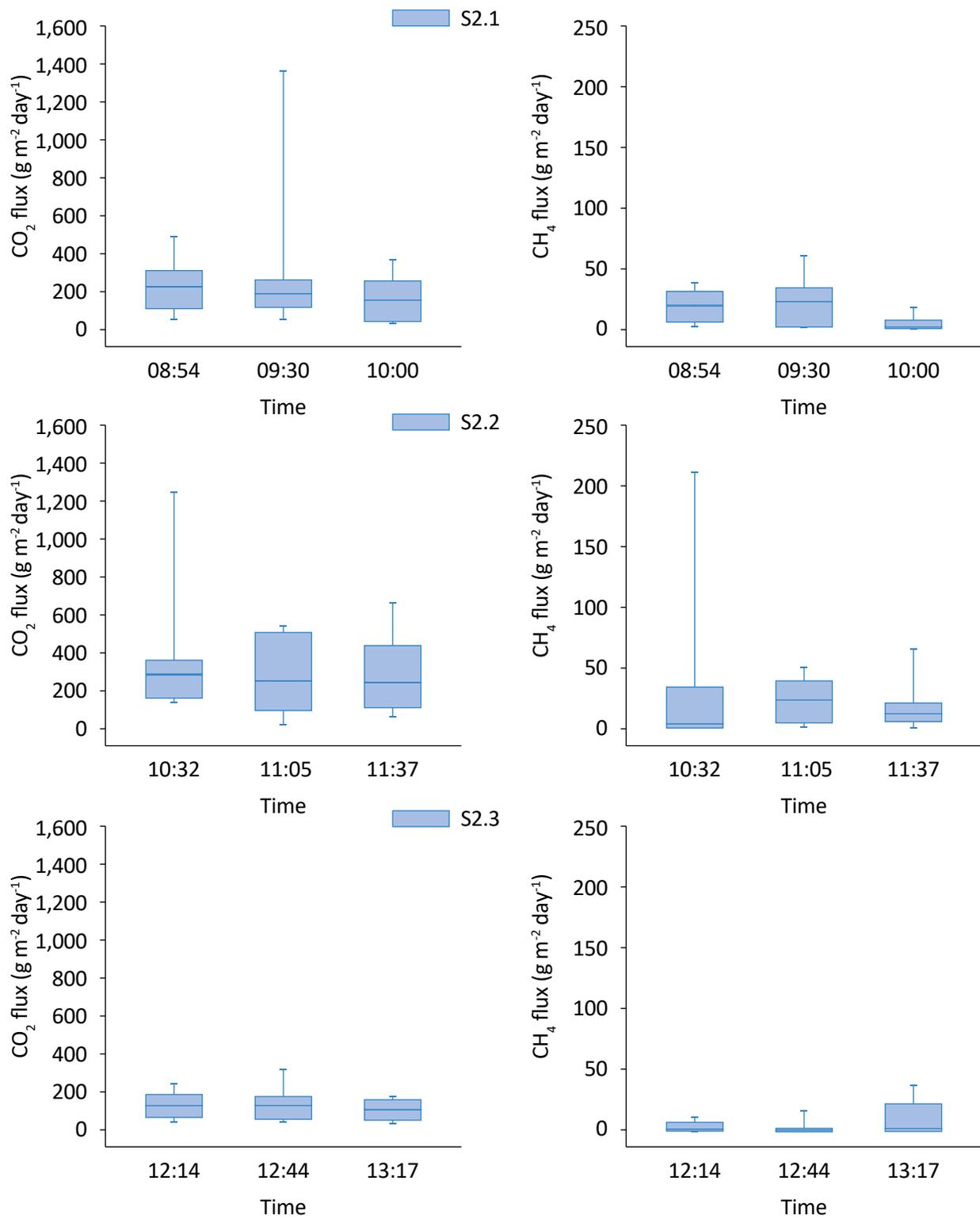
In the same experiment, mean  $\text{CH}_4$  fluxes were  $18.91 \pm 5.03$ ,  $22.58 \pm 7.57$  and  $4.48 \pm 2.24 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  at S2.1;  $33.43 \pm 26.00$ ,  $23.56 \pm 6.88$  and  $17.76 \pm 7.32 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  at S2.2; and  $2.78 \pm 1.63$ ,  $2.17 \pm 1.99$  and  $9.46 \pm 6.08 \text{ g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$  at S2.3 (Figure 6). The residues did not have a

normal distribution, and hence were log-transformed. No significant variation ( $n = 8$ ;  $p > 0.05$ ) was found within either studied location. Comparison among locations showed that only S2.3 differed significantly (Tukey's test,  $n = 24$ ;  $p < 0.01$ ) from the other two analyzed locations (Table 2). Air temperature varied significantly (Tukey's test,  $n = 8$ ,  $p < 0.05$ ) throughout the analyzed hours (Table 2), where the temperature during the gas emission measurement at S2.3 was statistically higher than at S2.2 (Tukey's test,  $n = 24$ ,  $p < 0.05$ ), which was greater than S2.1 (Tukey's test,  $n = 24$ ,  $p < 0.05$ ). Thus, air temperature ranged from  $33.53 \pm 0.39$  to  $41.57 \pm 0.06^\circ\text{C}$ , with a difference of  $8.04^\circ\text{C}$ . Wind speed did not vary significantly among hours and locations analyzed, ranging between  $1.10 \pm 0.20$  and  $2.43 \pm 0.29 \text{ m s}^{-1}$ . Relative atmosphere humidity (Table 2) varied significantly within each hour analyzed (Tukey's test,  $n = 8$ ,  $p < 0.05$ ). It was significantly higher at location S2.1 than at S2.2 (Tukey's test,  $n = 24$ ,  $p < 0.05$ ), which did not differ significantly from S2.3 (Table 2). Substrate

**Table 1 – Variation of  $\text{CO}_2$  and  $\text{CH}_4$  fluxes ( $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ), air temperature ( $^\circ\text{C}$ ), barometric pressure (mb), wind speed ( $\text{m s}^{-1}$ ), relative humidity (%) and substrate humidity (%) analyzed on June 8<sup>th</sup>, 2017\*.**

Hour (hr)	$\text{CO}_2$ flux ( $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ )	$\text{CH}_4$ flux ( $\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ )	Air temperature ( $^\circ\text{C}$ )	Pressure (mbar)	Wind velocity ( $\text{m s}^{-1}$ )	Relative humidity (%)	Substrate humidity (%)
10 a.m.	$199.41 \pm 20.29^a$	$2.67 \pm 1.47^a$	$37.55 \pm 0.32^d$	$1013.0274 \pm 0.0002$	$1.90 \pm 0.46^a$	$51.48 \pm 1.70^a$	$11.63 \pm 3.91^a$
11 a.m.	$190.04 \pm 26.08^a$	$4.94 \pm 1.93^a$	$39.60 \pm 0.10^c$	$1013.0288 \pm 0.0001$	$1.51 \pm 0.42^a$	$37.58 \pm 1.72^b$	$9.00 \pm 3.71^a$
12 p.m.	$217.77 \pm 48.41^a$	$4.50 \pm 3.36^a$	$41.49 \pm 0.22^b$	$1013.0301 \pm 0.0001$	$1.55 \pm 0.27^a$	$37.93 \pm 1.43^b$	$4.38 \pm 1.78^a$
12.30 p.m.	$223.65 \pm 31.91^a$	$3.01 \pm 1.79^a$	$42.55 \pm 0.07^a$	$1013.0309 \pm 0.0001$	$1.76 \pm 0.37^a$	$41.73 \pm 0.32^b$	$4.25 \pm 1.08^a$

\*Numbers represent the mean  $\pm$  standard error, and the different letters represent the significance in the difference among the means by Tukey's test ( $n = 8$ ,  $p < 0.05$ ).



\*Each box represents the mean of eight chambers and the bars are the standard error of the mean.

**Figure 6 – CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes (g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>) at the three hours, and three different locations in the Aurá dump (sampled on June 29<sup>th</sup>, 2017)\*.**

humidity (%) did not vary significantly within each hour analyzed and between sites (Table 2). CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes were not correlated with the environmental parameters analyzed. However, the figures show that an air temperature increase to over 40°C causes a significant decrease ( $p < 0.05$ ) in CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes (Table 2).

The advective movement of gases through the substrate can be induced by variations on atmospheric pressure (AGHDAM *et al.*, 2019; FJELSTED *et al.*, 2019; XU *et al.*, 2014), air temperature (ABICHOU *et al.*, 2015; BOWDEN *et al.*, 1998; XU *et al.*, 2014), surface wind speed (AGHDAM *et al.*, 2019; XIN *et al.*, 2016), displacement of the water that infiltrates the substrate (ABICHOU *et al.*, 2009; BAJAR *et al.*, 2017; HANSON; HANSON, 1996; ROSLEV; KING, 1996; WHALEN *et al.*, 1990), and differences in dump compaction (GEBERT

*et al.*, 2011; KAUSHAL; SHARMA, 2016; RÖWER *et al.*, 2011). CH<sub>4</sub> is less dense than the atmospheric air, and therefore tends to rise, while CO<sub>2</sub> and almost all of the vapors produced by volatile organic liquids are denser than air, tending to sink when released into the gaseous portion of the substrate (SEINFELD; PANDIS, 2006). These results found on the Aurá open-air dump confirm what has been stated throughout this paper, that both CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes do not depend on the external factors of the site, nor on substrate humidity. The main flow of the landfill gas seems to be driven by gas concentration and free pathways (porosity) to reach the surface. Large amounts of plastic material placed in the dump can produce hotspots (MØNSTER *et al.*, 2015; RACHOR *et al.*, 2013; SCHEUTZ *et al.*, 2017), operating as small “chimneys” for CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes (Figure 6).

### Specialization of the carbon dioxide and methane fluxes

The geospatial analysis performed on November 9<sup>th</sup>, 2017 (at the end of the dry season), for CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes, showed a non-uniform distribution of gases emission into the atmosphere (Figure 7). The CO<sub>2</sub> flux

ranged from 20.54 to 413.73 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>, and CH<sub>4</sub>, from -0.11 to 25.32 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>. Large hotspots were found on the surface of the dump at different points for CO<sub>2</sub> flow and only at one point for CH<sub>4</sub> flow (Figure 7). On the

**Table 2 – Variation of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes (g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>), at different locations in S2, at different sampling hours (hour) on June 29<sup>th</sup>, 2017, compared to air temperature (°C), wind speed (m s<sup>-1</sup>), relative air humidity (%) and substrate humidity (%), in the Aurá dump\*.**

Location	Hour	CO <sub>2</sub> flow (g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	CH <sub>4</sub> flow (g m <sup>-2</sup> d <sup>-1</sup> )	Air temperature (°C)	Wind speed (m s <sup>-1</sup> )	Relative humidity (%)	Substrate humidity (%)
S2.1	1	222.43 ± 52.47 <sup>a</sup>	18.91 ± 5.03 <sup>a</sup>	33.53 ± 0.39 <sup>c</sup>	2.43 ± 0.29 <sup>a</sup>	60.80 ± 2.13 <sup>a</sup>	4.50 ± 1.09 <sup>a</sup>
	2	299.52 ± 155.32 <sup>a</sup>	22.58 ± 7.57 <sup>a</sup>	35.58 ± 0.15 <sup>b</sup>	1.38 ± 0.24 <sup>b</sup>	39.65 ± 1.50 <sup>b</sup>	1.88 ± 0.40 <sup>b</sup>
	3	153.56 ± 47.82 <sup>a</sup>	4.48 ± 2.24 <sup>a</sup>	36.59 ± 0.22 <sup>a</sup>	1.16 ± 0.17 <sup>b</sup>	40.55 ± 1.71 <sup>b</sup>	2.00 ± 0.27 <sup>b</sup>
Mean		225.17 ± 55.80 <sup>AB</sup>	15.32 ± 3.40 <sup>A</sup>	35.23 ± 0.31 <sup>C</sup>	1.65 ± 0.18 <sup>A</sup>	47.00 ± 2.27 <sup>A</sup>	2.79 ± 0.45 <sup>A</sup>
S2.2	1	346.88 ± 133.06 <sup>a</sup>	33.43 ± 26.00 <sup>a</sup>	38.39 ± 0.17 <sup>c</sup>	1.41 ± 0.42 <sup>a</sup>	51.65 ± 1.49 <sup>a</sup>	3.75 ± 0.98 <sup>a</sup>
	2	265.69 ± 76.99 <sup>a</sup>	23.56 ± 6.88 <sup>a</sup>	39.56 ± 0.16 <sup>b</sup>	1.10 ± 0.20 <sup>a</sup>	34.50 ± 1.70 <sup>b</sup>	1.63 ± 0.38 <sup>a</sup>
	3	280.39 ± 75.21 <sup>a</sup>	17.76 ± 7.32 <sup>a</sup>	40.19 ± 0.15 <sup>a</sup>	1.58 ± 0.25 <sup>a</sup>	29.79 ± 1.10 <sup>b</sup>	1.50 ± 0.19 <sup>a</sup>
Mean		297.65 ± 55.01 <sup>A</sup>	24.92 ± 8.98 <sup>A</sup>	39.38 ± 0.18 <sup>B</sup>	1.36 ± 0.17 <sup>A</sup>	38.65 ± 2.12 <sup>B</sup>	2.29 ± 0.40 <sup>A</sup>
S2.3	1	126.73 ± 25.78 <sup>a</sup>	2.78 ± 1.63 <sup>a</sup>	40.35 ± 0.16 <sup>c</sup>	1.73 ± 0.21 <sup>a</sup>	45.94 ± 0.70 <sup>a</sup>	2.75 ± 0.77 <sup>a</sup>
	2	124.78 ± 33.65 <sup>a</sup>	2.17 ± 1.98 <sup>a</sup>	41.57 ± 0.06 <sup>a</sup>	1.33 ± 0.35 <sup>a</sup>	35.70 ± 1.43 <sup>c</sup>	1.50 ± 0.27 <sup>a</sup>
	3	105.28 ± 21.59 <sup>a</sup>	9.46 ± 6.08 <sup>a</sup>	40.69 ± 0.18 <sup>b</sup>	1.29 ± 0.36 <sup>a</sup>	41.44 ± 1.44 <sup>b</sup>	1.38 ± 0.18 <sup>a</sup>
Mean		119.52 ± 15.72 <sup>B</sup>	5.01 ± 2.14 <sup>B</sup>	40.48 ± 0.43 <sup>A</sup>	1.45 ± 0.18 <sup>A</sup>	41.03 ± 1.13 <sup>AB</sup>	1.88 ± 0.30 <sup>A</sup>
Total		215.45 ± 27.98	15.23 ± 3.42				

\*Numbers represent the mean ± standard error, and the different letters represent the statistical difference ( $p < 0.05$ ) between the averages by the Tukey test, where lowercase letters compare the hours within each site ( $n = 8$ ), and capital letters between the sites ( $n = 24$ ).

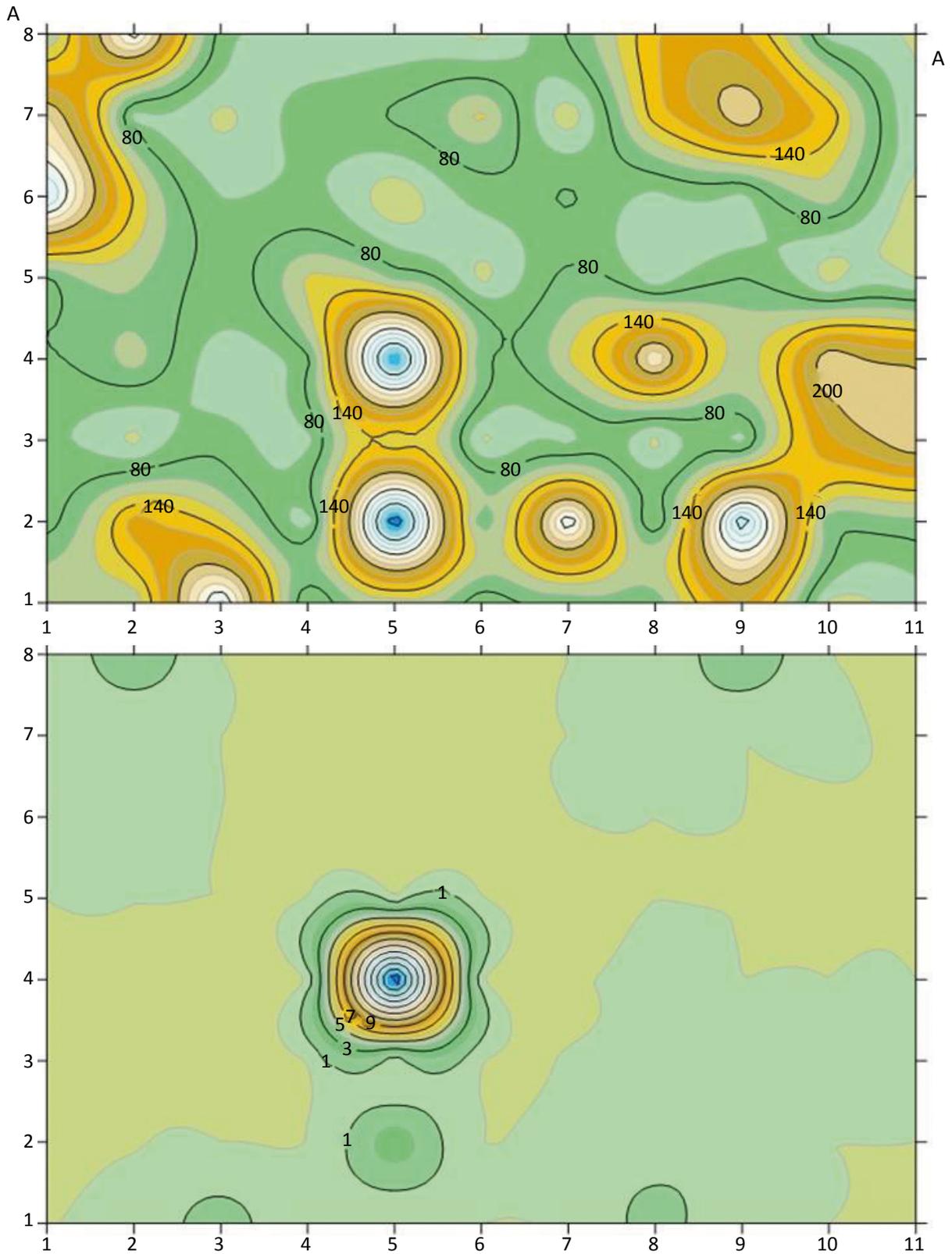


Figure 7 – Geospatial variation (with flow chambers allocated every two meters) for CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes (g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup>), studied on November 9<sup>th</sup>, 2017 in the Aurá open-air dump.

other hand, in this older area, which has not been receiving residues from many years, several places had a zero CH<sub>4</sub> flow, and some exhibited a sink of atmospheric CH<sub>4</sub> (SAUNOIS *et al.*, 2016; STERN *et al.*, 2007). The presence of preferential emission points was probably due to changes in gas concentrations within the dump (ABICHOU *et al.*, 2006; BAJAR *et al.*, 2017; KRAUSE, 2018). These changes are due to the uneven spreading of residues, lack of substrate layers or no use of plastic waterproofing between residue layers, or any gas collection strategy. These intense CO<sub>2</sub> fluxes may be consequence of the oxidation rate of CH<sub>4</sub> by the methanotrophs located in the substrate under the chambers (BIAN *et al.*, 2018a; CHRISTOPHERSEN *et al.*, 2001). This methane oxidation may be intensifying due to the less rainy period of the region (Figure 2), with November being the last month of the dry season.

These results confirm the enormous spatial variability of gas fluxes in the Aurá dump, which shows an uneven residue distribution (AHOUGHALANDARI; CABRAL, 2017b; RÖWER *et al.*, 2011). The variogram is an essential tool in a geospatial analysis, determining the amount of spatial dependence (autocorrelation) in the spatial data underlying the variations (SPOKAS *et al.*, 2003). It is calculated from sampling sites in a uniform geospatial distribution and at least 100 sites are required for a good variogram accuracy using a stationary random function (SPOKAS *et al.*, 2003). The variogram data presented in this study used 88 sampling sites, measured with two devices simultaneously on opposite sides of the geospatial design.

Results from the semi variance analysis (variogram) revealed that CO<sub>2</sub> fluxes at 4 to 10 m from the samples are independent and that, before and after this distance, the samples are dependent on the sampling site (Figure 8). However, the distance explains very little of the variation in CO<sub>2</sub> flux ( $R^2 = 0.04$ ,  $p = 0.668$ ). The semi variance of CH<sub>4</sub> showed that the fluxes are dependent on the sampling site and that there are possible spots with a higher flux between 2 and 6 m, and the distance among the sites reasonably explains the CH<sub>4</sub> flux variation ( $R^2 = 0.69$ ;  $p = 0.022$ ). However, the results for the gas emissions indicated that the non-spatial variability was high in comparison with the spatial variability. Most studies show intense spatial variability (ABUSHAMMALA *et al.*, 2016; AHOUGHALANDARI; CABRAL, 2017b; CHANTON *et al.*, 2011; DI TRAPANI *et al.*, 2013). However, if the variables

had been studied in greater detail, the heterogeneity defined as non-spatial variability may have exhibited a spatial structure. However, substrate temperature does not appear to vary spatially (Figure 8), and substrate humidity was not measurable due to a device malfunction.

CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> fluxes spatialization did not depend on the substrate temperature, but only on the enormous spatial variability as seen above (ABUSHAMMALA *et al.*, 2013). The dump was constructed in a disorderly manner, without waterproofing and without covering the layers with substrate, isolating the concentration of organic material among plastics and other materials of difficult degradation (KARANJEKAR *et al.*, 2015; SPOKAS *et al.*, 2006). At the same time, this disordered arrangement can produce paths that facilitate gas flow, creating a hotspot (RACHOR *et al.*, 2013; TAYLOR *et al.*, 2018). Due to the hotspots and the methanotrophic activity, the use of CH<sub>4</sub> to generate energy for a long time in open dumps in Brazil is unfeasible (AHOUGHALANDARI; CABRAL, 2017a; COSTA *et al.*, 2019). On the other hand, the presence of hotspots implies in a limited recovery effort to produce significant recovery results (GONZALEZ-VALENCIA *et al.*, 2016).

The fluxes during the analyzed months were on average  $171.62 \pm 13.46$  and  $10.54 \pm 2.70$  g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> for CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>, respectively. Thus, total monthly emissions from the Aurá dump to the atmosphere were  $51.49 \pm 4.04$  Mg CO<sub>2</sub> ha<sup>-1</sup> month<sup>-1</sup> and  $3.16 \pm 0.81$  Mg CH<sub>4</sub> ha<sup>-1</sup> month<sup>-1</sup>. World landfill production ranges from  $518.28 \pm 448.28$  and  $184.11 \pm 112.70$  g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>, respectively (GOLLAPALLI; KOTA, 2018). As a result, the CO<sub>2</sub> flow in Aurá's dump remains similar to the measured flux in other active landfills, with a rapid decrease in CH<sub>4</sub> flux. Also, exploiting Aurá dump for energy production may be economically unfeasible due to the large CH<sub>4</sub> flux spatial variation and the low generation.

Since the Aurá dump area is 30 ha, the total gas emitted to the atmosphere is 1,544.61 and 94.84 Mg CH<sub>4</sub> month<sup>-1</sup>. Thus, when converting CH<sub>4</sub> to CO<sub>2</sub> equivalent (CO<sub>2</sub>-e), we consider the global warming potential of CH<sub>4</sub> in 100 years to be 23 times greater than of CO<sub>2</sub> (IPCC, 2013), which results in a production of 1,359.96 Gg CO<sub>2</sub>-e y<sup>-1</sup>. That is, even after being closed for the domestic waste deposit and burned 2,608.40 Gg CO<sub>2</sub>-e (between 2007 and 2016), Aurá dump is still a significant contributor to the intensification of the greenhouse effect.

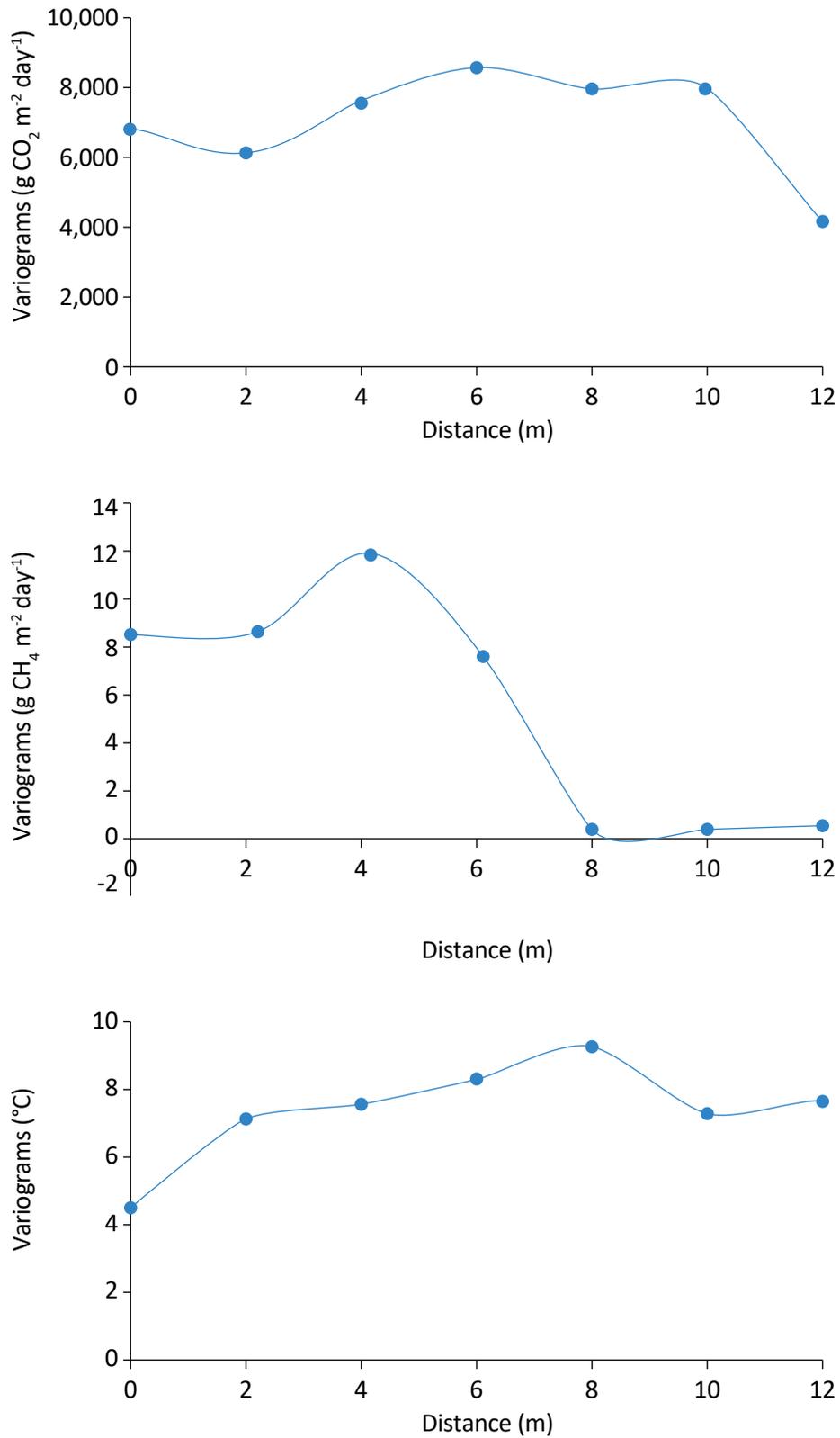


Figure 8 – Variogram of the (A) CO<sub>2</sub> flux, (B) CH<sub>4</sub> flux, and (C) temperature: variance  $\gamma(h)$  per distance  $h$  (m).

## CONCLUSION

Based on the results, we can conclude that:

- The gas emission did not show a significant difference between the end of the rainy period and the end of the dry period;
- The spatial variability in the flux of CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>, especially, is very large, forming hotspots of high concentrations;
- Aurá's dump generates approximately 172.0 and 11.0 g m<sup>-2</sup> d<sup>-1</sup> for CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub>, respectively;
- The fluxes were not clearly correlated with any micrometeorological variable studied, i.e., only the gas concentration and the free paths to the surface flow motivate the release to the atmosphere;
- The oxidation of CH<sub>4</sub> is apparently the main source of high CO<sub>2</sub> production on the surface, which is due to the low relative humidity of the open-air dump surface;
- Aurá open-air dump was active for 28 years and has been closed for three. In addition, a significant amount of CO<sub>2</sub>-e was taken from the open-air dump by the CRA Company. Still it continues to release 1,359.96 Gg CO<sub>2</sub>-e y<sup>-1</sup> into the atmosphere;
- This result can be used with the IPCC waste model to accurately estimate the total CH<sub>4</sub> emissions from the open-air dump in Amazon, which can be used to assess how much the CO<sub>2</sub>-eq emissions from the Amazonian dump contributes to the global warming.

## ACKNOWLEDGMENT

This study was partially financed by the Coordination of Improvement of Higher Education Personnel (*Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior* of Brazil — CAPES), to which we thank for the master's scholarship granted. We are also grateful for

the assistance of the Postgraduate Program in Environmental Sciences, of the Federal University of Pará, and to the Secretariat of Sanitation of the State of Pará, which has been enabling the development of this study in Aurá dump.

## REFERENCES

- ABICHOU, T.; CHANTON, J.; POWELSON, D.; FLEIGER, J.; ESCORIAZA, S.; LEI, Y.; STERN, J. Methane flux and oxidation at two types of intermediate landfill covers. *Waste Management*, v. 26, n. 11, p. 1305-1312, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.11.016>
- ABICHOU, T.; KORMI, T.; YUAN, L.; JOHNSON, T.; FRANCISCO, E. Modeling the effects of vegetation on methane oxidation and emissions through soil landfill final covers across different climates. *Waste Management*, v. 36, p. 230-240, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.11.002>
- ABICHOU, T.; MAHIEU, K.; YUAN, L.; CHANTON, J.; HATER, G. Effects of compost biocovers on gas flow and methane oxidation in a landfill cover. *Waste Management*, v. 29, n. 5, p. 1595-1601, 2009. <https://doi.org/10.1016/J.WASMAN.2008.11.007>
- ABICHOU, T.; YUAN, L.; CHANTON, J.; MORALES, J. Mitigating methane emissions from passive landfill vents: a viable option for older closed landfills. *International Journal of Environmental Engineering*, v. 3, n. 3/4, p. 284, 2011. <https://doi.org/10.1504/IJEE.2011.041354>
- ABUSHAMMALA, M. F. M.; BASRI, N. E. A.; ELFITHRI, R. Assessment of methane emission and oxidation at Air Hitam Landfill site cover soil in wet tropical climate. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 185, p. 9967-9978, 2013. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3305-1>

ABUSHAMMALA, M. F. M.; BASRI, N. E. A.; YOUNES, M. K. Seasonal Variation of Landfill Methane and Carbon Dioxide Emissions in a Tropical Climate. *International Journal of Environmental Science and Technology*, v. 7, n. 8, p. 586-590, 2016. <https://doi.org/10.18178/ijesd.2016.7.8.844>

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE EMPRESAS DE LIMPEZA PÚBLICA E RESÍDUOS ESPECIAIS (ABRELPE). *Panorama dos Resíduos Sólidos no Brasil*. São Paulo: ABRELPE, 2016.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *Urban solid wastes: Small sanitary landfills - Guidelines for location, design, implantation, operation and closure*. Rio de Janeiro: ABNT, 2010.

AGAMUTHU, P. Landfilling in developing countries. *Waste Management & Research*, v. 31, n. 1, p. 1-2, 2013. <https://doi.org/10.1177/0734242X12469169>

AGHDAM, E. F.; SCHEUTZ, C.; KJELDSEN, P. Impact of meteorological parameters on extracted landfill gas composition and flow. *Waste Management*, v. 87, p. 905-914, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.01.045>

AHOUGHALANDARI, B.; CABRAL, A. R. Influence of capillary barrier effect on biogas distribution at the base of passive methane oxidation biosystems: Parametric study. *Waste Management*, v. 63, p. 172-187, 2017a. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.11.026>

AHOUGHALANDARI, B.; CABRAL, A. R. Landfill gas distribution at the base of passive methane oxidation biosystems: Transient state analysis of several configurations. *Waste Management*, v. 69, p. 298-314, 2017b. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.08.027>

ALLEN, G.; HOLLINGSWORTH, P.; KABBABE, K.; PITT, J. R.; MEAD, M. I.; ILLINGWORTH, S.; ROBERTS, G.; BOURN, M.; SHALLCROSS, D. E.; PERCIVAL, C. J. The development and trial of an unmanned aerial system for the measurement of methane flux from landfill and greenhouse gas emission hotspots. *Waste Management*, v. 87, p. 883-892, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.12.024>

BAJAR, S.; SINGH, A.; KAUSHIK, C. P.; KAUSHIK, A. Statistical assessment of dumpsite soil suitability to enhance methane bio-oxidation under interactive influence of substrates and temperature. *Waste Management*, v. 63, p. 188-195, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.12.021>

BARLAZ, M. A.; GREEN, R. B.; CHANTON, J. P.; GOLDSMITH, C. D.; HATER, G. R. Evaluation of a biologically active cover for mitigation of landfill gas emissions. *Environmental Science & Technology*, v. 38, n. 18, p. 4891-4899, 2004. <https://doi.org/10.1021/es049605b>

BARLAZ, M. A.; STALEY, B. F.; REYES, F. L. de los. Anaerobic biodegradation of solid waste, *In*: MITCHELL, R.; GU, J.-D. (orgs.). *Environmental Microbiology*. Nova York: John Wiley & Sons, 2010. p. 281-299.

BARROS, R. M.; TIAGO FILHO, G. L.; SANTOS, A. H. M.; FERREIRA, C. H.; PIERONI, M. F.; MOURA, J. S.; ABE, H. S. de S.; BRITO, L. M.; SANTOS, I. F. S. dos; RIBEIRO, E. M.; FREITAS, J. V. R. de. A potential of the biogas generating and energy recovering from municipal solid waste. *Renewable Energy Focus*, v. 25, p. 4-16, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.ref.2018.02.001>

BASTOS, T. X.; PACHECO, N. P.; NECHET, D.; SÁ, T. D. de A. *Aspectos climáticos de Belém nos últimos cem anos*. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2002. (Série Documentos, n. 128.)

BIAN, R.; XIN, D.; CHAI, X. A Simulation model for estimating methane oxidation and emission from landfill cover soils. *Waste Management*, v. 77, p. 426-434, 2018a. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.04.029>

BIAN, R.; XIN, D.; CHAI, X. A simulation model for methane emissions from landfills with interaction of vegetation and cover soil. *Waste Management*, v. 71, p. 267-276, 2018b. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.013>

BOGNER, J.; PIPATTI, R.; HASHIMOTO, S.; DIAZ, C.; MARECKOVA, K.; DIAZ, L.; KJELDEN, P.; MONNI, S.; FAAIJ, A.; GAO, Q.; ZHANG, T.; AHMED, M. A.; SUTAMIHARDJA, R. T. M.; GREGORY, R. Mitigation of global greenhouse gas emissions from waste: conclusions and strategies from the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) Fourth Assessment Report. Working Group III (Mitigation). *Waste Management & Research*, v. 26, n. 1, p. 11-32, 2008. <https://doi.org/10.1177/0734242X07088433>

BÖRJESSON, G.; SVENSSON, B. H. Effects of a Gas Extraction Interruption on Emissions of Methane and Carbon Dioxide from a Landfill, and on Methane Oxidation in the Cover Soil. *Journal of Environmental Quality*, v. 26, n. 4, p. 1182-1190, 1997. <https://doi.org/10.2134/jeq1997.00472425002600040034x>

BOWDEN, R. D.; NEWKIRK, K. M.; RULLO, G. M. Carbon dioxide and methane fluxes by a forest soil under laboratory-controlled moisture and temperature conditions. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 30, n. 12, p. 1591-1597, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0038-0717\(97\)00228-9](https://doi.org/10.1016/S0038-0717(97)00228-9)

CHANTON, J.; ABICHOU, T.; LANGFORD, C.; HATER, G.; GREEN, R.; GOLDSMITH, D.; SWAN, N. Landfill Methane Oxidation Across Climate Types in the U.S. *Environmental Science & Technology*, v. 45, n. 1, p. 313-319, 2011. <https://doi.org/10.1021/es101915r>

CHRISTOPHERSEN, M.; KJELDEN, P.; HOLST, H.; CHANTON, J. Lateral gas transport in soil adjacent to an old landfill: Factors governing emissions and methane oxidation. *Waste Management Research*, v. 19, n. 6, p. 595-612, 2001. <https://doi.org/10.1177/0734242X0101900616>

CONESTOGA-ROVERS & ASSOCIATES (CRA). *Aurá Landfill Gas Project*. Belém: CRA, 2006.

COSTA, A. M.; ALFAIA, R. G. de S. M.; CAMPOS, J. C. Landfill leachate treatment in Brazil – An overview. *Journal of Environmental Management*, v. 232, p. 110-116, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.11.006>

DALAL, R. C.; ALLEN, D. E.; LIVESLEY, S. J.; RICHARDS, G. Magnitude and biophysical regulators of methane emission and consumption in the Australian agricultural, forest, and submerged landscapes: A review. *Plant and Soil*, v. 309, p. 43-76, 2008. <https://doi.org/10.1007/s11104-007-9446-7>

DAVIDSON, E. A.; VERCHOT, L. V.; CATTÂNIO, J. H.; ACKERMAN, I. L.; CARVALHO, J. E. M. Effects of soil water content on soil respiration in forests and cattle pastures of eastern Amazonia. *Biogeochemistry*, v. 48, p. 53-69, 2000. <https://doi.org/10.1023/a:1006204113917>

DI TRAPANI, D.; DI BELLA, G.; VIVIANI, G. Uncontrolled methane emissions from a MSW landfill surface: Influence of landfill features and side slopes. *Waste Management*, v. 33, n. 10, p. 2108-2115, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2013.01.032>

FENG, S.; NG, C. W. W.; LEUNG, A. K.; LIU, H. W. Numerical modelling of methane oxidation efficiency and coupled water-gas-heat reactive transfer in a sloping landfill cover. *Waste Management*, v. 68, p. 355-368, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.04.042>

FJELSTED, L.; CHRISTENSEN, A. G.; LARSEN, J. E.; KJELDEN, P.; SCHEUTZ, C. Assessment of a landfill methane emission screening method using an unmanned aerial vehicle mounted thermal infrared camera – A field study. *Waste Management*, v. 87, p. 893-904, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2018.05.031>

GEBERT, J.; RÖWER, I. U.; SCHARFF, H.; RONCATO, C. D. L.; CABRAL, A. R. Can soil gas profiles be used to assess microbial CH<sub>4</sub> oxidation in landfill covers? *Waste Management*, v. 31, n. 5, p. 987-994, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.10.008>

- GEORGAKI, I.; SOUPIOIS, P.; SAKKAS, N.; VERVERIDIS, F.; TRANTAS, E.; VALLIANATOS, F.; MANIOS, T. Evaluating the use of electrical resistivity imaging technique for improving CH<sub>4</sub> and CO<sub>2</sub> emission rate estimations in landfills. *Science of the Total Environment*, v. 389, n. 2-3, p. 522-531, 2008. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2007.08.033>
- GOLLAPALLI, M.; KOTA, S. H. Methane emissions from a landfill in north-east India: Performance of various landfill gas emission models. *Environmental Pollution*, v. 234, p. 174-180, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.11.064>
- GONZALEZ-VALENCIA, R.; MAGANA-RODRIGUEZ, F.; CRISTÓBAL, J.; THALASSO, F. Hotspot detection and spatial distribution of methane emissions from landfills by a surface probe method. *Waste Management*, v. 55, p. 299-305, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2016.03.004>
- HANSEN, B. B.; GRØTAN, V.; AANES, R.; SÆTHER, B.-E. E.; STIEN, A.; FUGLEI, E.; IMS, R. A.; YOCCOZ, N. G.; PEDERSEN, Å. Ø. Climate events synchronize the dynamics of a resident vertebrate community in the high Arctic. *Science*, v. 339, n. 6117, p. 313-315, 2013. <https://doi.org/10.1126/science.1226766>
- HANSON, R. S.; HANSON, T. E. Methanotrophic bacteria. *Microbiology Review*, v. 60, n. 2, p. 439-471, 1996.
- HASNAIN, S. E.; FRIEDRICH, B.; METTENLEITER, T.; DOBRINDT, U.; HACKER, J. Climate change and infectious diseases - Impact of global warming and climate change on infectious diseases: Myth or reality? *International Journal of Medical Microbiology*, v. 302, n. 1, p. 1-3, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.ijmm.2011.09.011>
- IMBIRIBA, B. C. de O.; RAMOS, J. R. de S.; SILVA, R. de S.; CATTANIO, J. H.; COUTO, L. L. do; MITSCHIEIN, T. A. Estimates of Methane Emissions and Comparison with Gas Mass Burned in CDM Action in a Large Landfill in Eastern Amazon. *Waste Management*, v. 101, p. 28-34, 2018. <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.15948.67204>
- INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). Climate change. The physical science basis. In: STOCKER, T. F.; QIN, D.; PLATTNER, G.-K.; TIGNOR, M.; ALLEN, S. K.; BOSCHUNG, J.; NAUELS, A.; XIA, Y.; BEX, V.; MIDGLEY, P. M. (orgs.). *Contribution of Working Group I to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change 2013*. Cambridge: Cambridge University Press, 2013. 1535 p.
- KARANJEKAR, R. V.; BHATT, A.; ALTOUQUI, S.; JANGIKHATOONABAD, N.; DURAI, V.; SATTLER, M. L.; HOSSAIN, M. D. S.; CHEN, V. Estimating methane emissions from landfills based on rainfall, ambient temperature, and waste composition: The CLEEN model. *Waste Management*, v. 46, p. 389-398, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.030>
- KAUSHAL, A.; SHARMA, M. P. Methane Emission from Panki Open Dump Site of Kanpur, India. *Procedia Environmental Sciences*, v. 35, p. 337-347, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2016.07.014>
- KRAUSE, M. J. Intergovernmental panel on climate change's landfill methane protocol: Reviewing 20 years of application. *Waste Management Research*, v. 36, n. 9, p. 827-840, 2018. <https://doi.org/10.1177/0734242X18793935>
- LELIEVELD, J.; CRUTZEN, P. J.; DENTENER, F. J. Changing concentration, lifetime and climate forcing of atmospheric methane. *Tellus B: Chemical and Physical Meteorology*, v. 50, n. 2, p. 128-150, 1998. <https://doi.org/10.3402/tellusb.v50i2.16030>
- LIMA, R. M.; SANTOS, A. H. M. M.; PEREIRA, C. R. S. S.; FLAUZINO, B. K.; PEREIRA, A. C. O. S. S.; NOGUEIRA, F. J. H. H.; VALVERDE, J. A. R. Spatially distributed potential of landfill biogas production and electric power generation in Brazil. *Waste Management*, v. 74, p. 323-334, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.12.011>
- MAHESH, P.; SREENIVAS, G.; RAO, P. V. N. N.; DADHWAL, V. K.; SAI KRISHNA, S. V. S. S.; MALLIKARJUN, K. High-precision surface-level CO<sub>2</sub> and CH<sub>4</sub> using off-axis integrated cavity output spectroscopy (OA-ICOS) over Shadnagar, India. *International Journal of Remote Sensing*, v. 36, n. 22, p. 5754-5765, 2015. <https://doi.org/10.1080/01431161.2015.1104744>

- MATOS, F. O.; MOURA, Q. L.; CONDE, G. B.; MORALES, G. P.; BRASIL, É. C. Impactos Ambientais decorrentes do aterro sanitário da região metropolitana de Belém-PA: Aplicação de Ferramentas de Melhoria Ambiental. *Caminhos de Geografia*, v. 12, n. 39, p. 297-305, 2011.
- MATTHEWS, E.; THEMELIS, N. J. Potential for Reducing Global Methane Emissions From Landfills, 2000-2030. In: INTERNATIONAL LANDFILL SYMPOSIUM, 2007. *Anais...* p. 1-5.
- MEI, C.; YAZDANI, R.; HAN, B.; MOSTAFID, M. E.; CHANTON, J.; VANDERGHEYNST, J.; IMHOFF, P. Performance of green waste biocovers for enhancing methane oxidation. *Waste Management*, v. 39, p. 205-215, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.01.042>
- MELLO, J. M. de; BATISTA, J. L. F.; RIBEIRO JÚNIOR, P. J.; OLIVEIRA, M.S. de. Ajuste e seleção de modelos espaciais de semivariograma visando à estimativa volumétrica de *Eucalyptus grandis*. *Scientia Forestalis*, n. 69, p. 25-37, 2005.
- MØNSTER, J.; SAMUELSSON, J.; KJELDEN, P.; SCHEUTZ, C. Quantification of methane emissions from 15 Danish landfills using the mobile tracer dispersion method. *Waste Management*, v. 35, p. 177-186, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2014.09.006>
- NORMAN, J. M.; KUCHARIK, C. J.; GOWER, S. T.; BALDOCCHI, D. D.; CRILL, P. M.; RAYMENT, M.; SAVAGE, K.; STRIEGL, R. G. A comparison of six methods for measuring soil-surface carbon dioxide fluxes. *Journal of Geophysical Research D: Atmospheres*, v. 102, n. 24, p. 28771-28777, 1997.
- OPROMOLLA, P. A.; DALBEN, I.; CARDIM, M. Geostatistical analysis of leprosy cases in the State of São Paulo, 1991-2002. *Revista de Saúde Pública*, v. 40, n. 5, p. 907-913, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-89102006000600022>
- PARK, J.-W.; SHIN, H.-C. Surface emission of landfill gas from solid waste landfill. *Atmospheric Environment*, v. 35, n. 20, p. 3445-3451, 2001. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(01\)00118-2](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(01)00118-2)
- POTTER, C.; MELACK, J. M.; ENGLE, D. Modeling methane emissions from amazon floodplain ecosystems. *Wetlands*, v. 34, p. 501-511, 2014. <https://doi.org/10.1007/s13157-014-0516-3>
- RACHOR, I.; GEBERT, J.; GRÖNGRÖFT, A.; PFEIFFER, E. M. Assessment of the methane oxidation capacity of compacted soils intended for use as landfill cover materials. *Waste Management*, v. 31, n. 5, p. 833-842, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.10.006>
- RACHOR, I. M.; GEBERT, J.; GRÖNGRÖFT, A.; PFEIFFER, E. M. Variability of methane emissions from an old landfill over different time-scales. *European Journal of Soil Science*, v. 64, n. 1, p. 16-26, 2013. <https://doi.org/10.1111/ejss.12004>
- REAY, D. S.; SMITH, P.; CHRISTENSEN, T. R.; JAMES, R. H.; CLARK, H. Methane and Global Environmental Change. *Annual Review of Environmental and Resources*, v. 43, p. 165-192, 2018. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-102017-030154>
- RISK, D.; KELLMAN, L.; BELTRAMI, H. A new method for in situ soil gas diffusivity measurement and applications in the monitoring of subsurface CO<sub>2</sub> production. *Journal of Geophysics Research Biogeosciences*, v. 113, n. G2, p. 2-9, 2008. <https://doi.org/10.1029/2007JG000445>
- ROSLEV, P.; KING, G. M. Regulation of methane oxidation in a freshwater wetland by water table changes and anoxia. *FEMS Microbiology Ecology*, v. 19, n. 2, p. 105-115, 1996. <https://doi.org/10.1111/j.1574-6941.1996.tb00203.x>
- RÖWER, I. U.; GECK, C.; GEBERT, J.; PFEIFFER, E. M. Spatial variability of soil gas concentration and methane oxidation capacity in landfill covers. *Waste Management*, v. 31, n. 5, p. 926-934, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2010.09.013>

SANTO, V. C. P. Aurá de Gentes, Lixo e Água: Ação Pública e Racionalidades em confronto em Belém (PA). *Direito da Cidade*, v. 6, n. 1, p. 65-89, 2014. <https://doi.org/10.12957/rdc.2014.10702>

SAUNOIS, M.; BOUSQUET, P.; POULTER, B.; PEREGON, A.; CIAIS, P.; CANADELL, J. G.; DLUGOKENCKY, E. J.; ETIOPE, G.; BASTVIKEN, D.; HOUWELING, S.; JANSSENS-MAENHOUT, G.; TUBIELLO, F. N.; CASTALDI, S.; JACKSON, R. B.; ALEXE, M.; ARORA, V. K.; BEERLING, D. J.; BERGAMASCHI, P.; BLAKE, D. R.; BRAILSFORD, G.; BROVKIN, V.; BRUHWILER, L.; CREVOISIER, C.; CRILL, P.; COVEY, K.; CURRY, C.; FRANKENBERG, C.; GEDNEY, N.; HÖGLUND-ISAKSSON, L.; ISHIZAWA, M.; ITO, A.; JOOS, F.; KIM, H. S.; KLEINEN, T.; KRUMMEL, P.; LAMARQUE, J. F.; LANGENFELDS, R.; LOCATELLI, R.; MACHIDA, T.; MAKSYUTOV, S.; MCDONALD, K. C.; MARSHALL, J.; MELTON, J. R.; MORINO, I.; NAIK, V.; O'DOHERTY, S.; PARMENTIER, F. J. W.; PATRA, P. K.; PENG, C.; PENG, S.; PETERS, G. P.; PISON, I.; PRIGENT, C.; PRINN, R.; RAMONET, M.; RILEY, W. J.; SAITO, M.; SANTINI, M.; SCHROEDER, R.; SIMPSON, I. J.; SPAHNI, R.; STEELE, P.; TAKIZAWA, A.; THORNTON, B. F.; TIAN, H.; TOHJIMA, Y.; VIOVY, N.; VOULGARAKIS, A.; VAN WEELE, M.; VAN DER WERF, G. R.; WEISS, R.; WIEDINMYER, C.; WILTON, D. J.; WILTSHIRE, A.; WORTHY, D.; WUNCH, D.; XU, X.; YOSHIDA, Y.; ZHANG, B.; ZHANG, Z.; ZHU, Q. The global methane budget 2000-2012. *Earth System Science Data*, v. 8, p. 697-751, 2016. <https://doi.org/10.5194/essd-8-697-2016>

SCHEUTZ, C.; CASSINI, F.; DE SCHOENMAEKER, J.; KJELDEN, P. Mitigation of methane emissions in a pilot-scale biocover system at the AV Miljø Landfill, Denmark: 2. Methane oxidation. *Waste Management*, v. 63, p. 203-212, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.01.012>

SCHEUTZ, C.; KJELDEN, P.; BOGNER, J. E.; DE VISSCHER, A.; GEBERT, J.; HILGER, H. A.; HUBER-HUMER, M.; SPOKAS, K. Microbial methane oxidation processes and technologies for mitigation of landfill gas emissions. *Waste Management & Research*, v. 27, n. 5, p. 409-455, 2009. <https://doi.org/10.1177/0734242X09339325>

SEINFELD, J. H.; PANDIS, S. N. *Atmospheric chemistry and physics: from air pollution to climate change*. 2. ed. Nova York: John Wiley & Sons, 2006.

SIQUEIRA, G.; APRILE, F.; DARWICH, A.; SANTOS, V.; MENEZES, B. Environmental Diagnostic of the Aurá River Basin (Pará, Brazil): Water Pollution by Uncontrolled Landfill Waste. *Archives of Current Research International*, v. 5, n. 2, p. 1-13, 2016. <https://doi.org/10.9734/ACRI/2016/28249>

SPOKAS, K.; BOGNER, J.; CHANTON, J. P.; MORCET, M.; ARAN, C.; GRAFF, C.; GOLVAN, M.L.; HEBE, I. Methane mass balance at three landfill sites: What is the efficiency of capture by gas collection systems? *Waste Management*, v. 26, n. 5, p. 516-525, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2005.07.021>

SPOKAS, K.; GRAFF, C.; MORCET, M.; ARAN, C. Implications of the spatial variability of landfill emission rates on geospatial analyses. *Waste Management*, v. 23, n. 7, p. 599-607, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0956-053X\(03\)00102-8](https://doi.org/10.1016/S0956-053X(03)00102-8)

STERN, J. C.; CHANTON, J.; ABICHOU, T.; POWELSON, D.; YUAN, L.; ESCORIZA, S.; BOGNER, J. Use of a biologically active cover to reduce landfill methane emissions and enhance methane oxidation. *Waste Management*, v. 27, n. 9, p. 1248-1258, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.07.018>

SUNDQVIST, E.; VESTIN, P.; CRILL, P.; PERSSON, T.; LINDROTH, A. Short-term effects of thinning, clear-cutting and stump harvesting on methane exchange in a boreal forest. *Biogeosciences*, v. 11, p. 6095-6105, 2014. <https://doi.org/10.5194/bg-11-6095-2014>

TAYLOR, D. M.; CHOW, F. K.; DELKASH, M.; IMHOFF, P. T. Atmospheric modeling to assess wind dependence in tracer dilution method measurements of landfill methane emissions. *Waste Management*, v. 73, p. 197-209, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2017.10.036>

TIAN, H.; LU, C.; CIAIS, P.; MICHALAK, A. M.; CANADELL, J. G.; SAIKAWA, E.; HUNTZINGER, D. N.; GURNEY, K. R.; SITCH, S.; ZHANG, B.; YANG, J.; BOUSQUET, P.; BRUHWILER, L.; CHEN, G.; DLUGOKENCKY, E.; FRIEDLINGSTEIN, P.; MELILLO, J.; PAN, S.; POULTER, B.; PRINN, R.; SAUNOIS, M.; SCHWALM, C. R.; WOFSY, S. C. The terrestrial biosphere as a net source of greenhouse gases to the atmosphere. *Nature*, v. 531, p. 225-228, 2016. <https://doi.org/10.1038/nature16946>

UYANIK, I.; ÖZKAYA, B.; DEMIR, S.; ÇAKMAKCI, M. Meteorological parameters as an important factor on the energy recovery of landfill gas in landfills. *Journal of Renewable and Sustainable Energy*, v. 4, 2012. <https://doi.org/10.1063/1.4769202>

VISVANATHAN, C.; POKHREL, D.; CHEIMCHAI SRI, W.; HETTIARATCHI, J. P. A.; WU, J. S. Methanotrophic activities in tropical landfill cover soils : effects of temperature , moisture content and methane concentration. *Waste Management & Research*, v. 17, n. 4, p. 313-323, 1999. <https://doi.org/10.1034/j.1399-3070.1999.00052.x>

WHALEN, S. C.; REEBURGH, W. S.; SANDBECK, K. A. Rapid methane oxidation in a landfill cover soil. *Applied Environmental Microbiology*, v. 56, n. 11, p. 3405-3411, 1990.

XIN, D.; HAO, Y.; SHIMAOKA, T.; NAKAYAMA, H.; CHAI, X. Site specific diel methane emission mechanisms in landfills: A field validated process based on vegetation and climate factors. *Environmental Pollution*, v. 218, p. 673-680, 2016. <https://doi.org/10.1016/J.ENVPOL.2016.07.060>

XU, L.; LIN, X.; AMEN, J.; WELDING, K.; MCDERMITT, D. Impact of changes in barometric pressure on landfill methane emission. *Global Biogeochemical Cycles*, v. 28, n. 7, p. 679-695, 2014. <https://doi.org/10.1002/2013GB004571>

YANG, W. H.; SILVER, W. L. Net soil-atmosphere fluxes mask patterns in gross production and consumption of nitrous oxide and methane in a managed ecosystem. *Biogeosciences*, v. 13, p. 1705-1715, 2016. <https://doi.org/10.5194/bg-13-1705-2016>



# ANÁLISE CRÍTICA DA CAPACIDADE PREDITIVA DE DOIS MODELOS DE AVALIAÇÃO DO RISCO À SAÚDE HUMANA PELA EXPOSIÇÃO AO CHUMBO EM CRIANÇAS DE 0 A 7 ANOS DE IDADE

CRITICAL ANALYSIS OF THE PREDICTIVE CAPACITY OF TWO MODELS OF RISK ASSESSMENT TO HUMAN HEALTH BY EXPOSURE TO LEAD IN CHILDREN FROM 0 TO 7 YEARS OF AGE

**Gustavo Alonso Muñoz Magna** 

Doutor em Ciências: Energia e Ambiente pela Universidade Federal da Bahia (UFBA). Professor da Faculdade de Tecnologia e Ciências (FTC) – Salvador (BA), Brasil.

**Sandro Lemos Machado** 

Doutor em Geotecnia pela Universidade de São Paulo (USP). Professor titular da UFBA – Salvador (BA), Brasil.

**Miriam de Fátima Carvalho** 

Doutora em Geotecnia Universidade de São Paulo (USP). Professora adjunta I da UFBA – Salvador (BA), Brasil.

**Milton José Porsani** 

Doutor em Geofísica pela Universidade Federal da Bahia (UFBA). Professor titular da UFBA – Salvador (BA), Brasil.

**Endereço para correspondência:**

Gustavo Alonso Muñoz Magna – Avenida Luís Viana, 8.812 – Paralela – CEP: 41741-590 – Salvador (BA), Brasil – E-mail: ingmag@gmail.com

**Recebido em:** 13/08/2019

**Aceito em:** 20/12/2019

## RESUMO

Analizou-se a capacidade preditiva de dois modelos de avaliação do risco pela exposição ao chumbo (Pb) em crianças de 0 a 7 anos residentes em uma área comprovadamente contaminada por metais. Os modelos utilizados foram o *integrated exposure uptake biokinetic* (IEUBK), criado pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos, e o *public health assessment process*, desenvolvido pela Agência de Substâncias Tóxicas e Registro de Doenças (ATSDR), também dos Estados Unidos. Dois cenários de exposição foram simulados: o primeiro considerado padrão, e o segundo, individualizado. Foram utilizados antecedentes de uma base de dados gerada mediante estudos anteriores realizados na área contendo valores individuais de concentração de Pb no solo superficial, poeira domiciliar e alimentos vegetais cultivados em quintais e consumidos pela população local. Para verificar as estimativas de ambos os modelos, valores de Pb no sangue (Pb-S), obtidos de forma experimental em crianças residentes na área de estudo, foram utilizados. Os dois modelos, após calibração, aproximaram-se do valor médio de Pb-S obtido experimentalmente (4,25  $\mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$  ATSDR; 4,17  $\mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$  IEUBK e 4,56  $\mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$  experimental). Não foram detectadas diferenças estatisticamente significativas entre os modelos ( $p = 0,393$ ) quando avaliados os valores médios estimados de Pb-S no cenário sem consumo de vegetais. Foi possível observar associação linear entre os valores individuais de Pb-S previstos pelo modelo da ATSDR e os calculados pelo modelo IEUBK ( $r = 0,60$ ). Ambos os modelos se apresentaram adequados, quando ajustados, para prever o risco pela exposição ao Pb em crianças, contudo o modelo IEUBK apresentou maior praticidade relacionada à economia de recursos e ao tempo para prever o risco pela exposição ao Pb.

**Palavras-chave:** contaminação; saúde ambiental; passivo ambiental; predição de riscos; metais.

## ABSTRACT

The predictive capacity of two risk assessment models was analyzed by exposure to lead (Pb) in children aged 0 to 7 years living in an area known to be contaminated with metals. The models used were the Integrated Exposure Uptake Biokinetic (IEUBK) and the Public Health Assessment Process, developed by the US Agency for Toxic Substances and Disease Registry. Two exposure scenarios were simulated, the first considered standard and the second individualized. We used antecedents from a database generated by previous studies carried out in the area containing individual values of Pb concentration in the superficial soil, household dust and vegetable foods grown in backyards and consumed by the local population. To verify the estimates of both models, blood Pb (Pb-S) values obtained experimentally

in children living in the study area were used. Both models, after calibration, approached an experimental mean value of Pb-S ( $4.25 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$  ATSDR;  $4.17 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$  IEUBK;  $4.56 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$  experimental). No statistically significant differences were detected between the models ( $p = 0.393$ ) when the estimated average Pb-S values in the scenario without vegetable consumption were evaluated. It was possible to observe a linear association between the individual Pb-S values predicted by the ATSDR model and those calculated by the IEUBK model ( $r = 0.60$ ). Both models were adequate, when adjusted, to predict the risk of Pb exposure in children; however, the IEUBK model showed greater resource and time-saving practicality to predict the risk of Pb exposure.

**Keywords:** contamination; environmental health; environmental liabilities; risk prediction, metals.

## INTRODUÇÃO

A avaliação de risco à saúde humana constitui uma das melhores ferramentas disponíveis para dar suporte, com base científica, à tomada de decisões no gerenciamento do risco em uma área contaminada (SUÁREZ; ARIAS; CASTAÑEDA, 2007). A vantagem fundamental da aplicação das metodologias de avaliação de riscos é precisamente a oportunidade de incorporar os conhecimentos científicos no processo de tomada de decisões e assim estabelecer de forma clara e com maior confiança as bases da avaliação, diferenciando os critérios que condicionam a tomada de decisão final, tais como viabilidade técnica e custo econômico e social.

As diferentes metodologias de avaliação de risco existentes são similares no que diz respeito à necessidade de quantificação das variáveis populacionais e aos potenciais efeitos dos contaminantes sobre uma população-alvo de estudo por diferentes vias de exposição (CAPELETI *et al.*, 1998), contudo o paradigma da avaliação de riscos à saúde humana não está isento de incertezas, produto principalmente da variabilidade intrínseca das populações avaliadas e dos métodos utilizados para estimação do risco. O resultado da estimação do risco sobre a saúde humana é fortemente influenciado pelas atividades desenvolvidas na etapa de avaliação da exposição. Nessa fase, utiliza-se grande quantidade de fontes de informação e técnicas, e, embora sejam realizadas mensurações diretas dos contaminantes, diversos critérios, parâmetros e inferências devem ser assumidos sobre as diferentes variáveis consideradas na avaliação. Nesse sentido, é provável que nem sempre todos os dados estejam disponíveis. Portanto, a utilização de modelos alternativos pode representar uma

opção a ser considerada para a realização da avaliação, seja de forma exclusiva, seja de forma complementar.

A complexidade das interações entre os diversos fatores que influenciam a migração dos poluentes, desde seu lançamento até atingirem a população receptora, além dos diferentes critérios e das suposições utilizados nas distintas etapas da metodologia, e ainda quando usados diferentes modelos de avaliação, impõe incertezas ao resultado do real risco que representa determinado cenário de contaminação. O desconhecimento das incertezas associadas aos valores estimados de risco para uma área contaminada e dos parâmetros que são necessários para seu cálculo constitui um grande problema no momento da tomada de decisão de implementação de medidas mitigadoras, para minimizar a exposição ambiental e/ou reduzir os prováveis efeitos na saúde humana da população exposta. Segundo De Miguel (2003), por conta das enormes implicações econômicas, no caso de adoção ou não de medidas mitigadoras, é indispensável contar com uma medida de fiabilidade nos resultados da avaliação do risco.

Nesse contexto, faz-se necessário analisar a capacidade preditiva dos modelos de avaliação de risco comumente empregados, sendo eles tradicionais, alternativos e/ou complementares, apontando os seus pontos fortes, suas deficiências, vantagens e desvantagens, para dessa forma auxiliar no processo de escolha do modelo a ser utilizado em determinado caso de contaminação. O objetivo deste estudo foi avaliar a capacidade preditiva de dois modelos de avaliação de risco pela exposição ao chumbo (Pb) em crianças de 0 a 7 anos residentes em uma área contaminada.

## Modelo da Agência de Substâncias Tóxicas e Registro de Doenças (Agency for Toxic Substances and Disease Registry)

Neste caso, a avaliação de riscos à saúde humana corresponde à metodologia de caracterização de áreas contaminadas e de tomada de decisões na gestão de risco formalizada, que foi desenvolvida pela National Research Council (NRC) em 1983, aplicada pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (United States Environmental Protection Agency – USEPA), mediante o Programa Superfund, e adaptada pela Agência de Substâncias Tóxicas e Registro de Doenças (Agency for Toxic Substances and Disease Registry – ATSDR, 2005), especificamente para avaliar o risco à saúde humana. O objetivo da análise de riscos é proporcionar, por meio da estimativa quantitativa ou qualitativa, uma ideia acerca da possibilidade da ocorrência de efeitos adversos na saúde dos seres humanos pela exposição a contaminantes presentes em um local contaminado.

Segundo De Miguel (2003), o processo tradicional de avaliação de riscos à saúde humana é composto de quatro etapas:

- identificação do perigo;
- avaliação toxicológica;
- avaliação da exposição;
- caracterização do risco.

A identificação do perigo visa ao estudo das propriedades físico-químicas e toxicológicas dos contaminantes presentes na área, características físicas do local, além de características das atividades humanas (uso do solo) e da identificação da população potencialmente exposta aos contaminantes. Os resultados mais relevantes dessa etapa são a determinação das variáveis de exposição da

população e o desenvolvimento do modelo conceitual (MC) da área contaminada (DE MIGUEL, 2003).

Por outro lado, a avaliação toxicológica tem por objetivos a identificação dos elementos ou compostos potencialmente adversos à saúde humana e o estudo da relação dose-resposta. Essa etapa é caracterizada de acordo com o efeito ou com a resposta tóxica nos seres humanos, classificando-se os contaminantes de interesse em cancerígenos e não cancerígenos. Para aqueles elementos ou substâncias apontados como não cancerígenos, admite-se que existe um intervalo de magnitude de exposição que vai desde zero até um valor máximo que pode ser considerado tolerável pelo organismo, sem apresentar efeitos tóxicos significativos, o que deriva na definição de valores de referência para doses de exposição, tais como: ingestão diária tolerável (IDT), da Organização Mundial da Saúde (OMS); doses de referência (RfD), da USEPA; e doses de mínimo risco (MRL), da ATSDR.

A terceira etapa, a avaliação da exposição, estima o tipo e a magnitude da exposição dos receptores aos contaminantes de interesse presentes ou migrando da área contaminada. A magnitude da exposição expressa-se na determinação das doses diárias de exposição ao(s) contaminante(s) pela população. Essa etapa é realizada para cada rota de exposição definida na etapa de identificação do perigo.

A etapa final da metodologia corresponde à caracterização do risco, que consiste na definição qualitativa e quantitativa, com base na integração das informações proporcionadas pelas etapas de avaliação toxicológica e avaliação da exposição. Basicamente essa etapa se expressa na comparação entre os níveis de exposição e os efeitos estimados para o(s) contaminante(s). Ou seja, estima-se o nível de risco mediante a comparação das doses de exposição dos indivíduos com as doses que originam efeitos adversos à saúde humana.

## Modelo biocinético e de exposição integrado (*integrated exposure uptake biokinetic*)

O modelo biocinético e de exposição integrado (*integrated exposure uptake biokinetic* — IEUBK) é utilizado na avaliação do risco pela exposição ao Pb ambiental exclusivamente em crianças de 0 a 7 anos de idade, por meio da predição da concentração de chumbo no sangue (Pb-S) e da probabilidade

de detectar valores acima de níveis considerados como de referência de exposição e, conseqüentemente, de risco (USEPA, 2007). Segundo Caballero *et al.* (2017), o modelo IEUBK é indicado para ser utilizado em estudos ambientais sobre contaminação por Pb quando avaliações do metal no sangue

são menos viáveis de serem desenvolvidas. Os principais parâmetros de entrada correspondem a valores de concentração de Pb em diferentes compartimentos ambientais, tais como ar, dieta alimentar, solo, poeira domiciliar, água, vegetais e leite materno, além de valores de biodisponibilidade dos diversos compartimentos avaliados e informações sobre hábitos de crianças. Esses valores são tidos como predefinidos no modelo, podendo ser modificados em função da disponibilidade de dados e adequação ao cenário de exposição.

Na predição dos níveis de Pb-S como consequência da exposição ambiental ao Pb, o modelo utiliza quatro componentes:

- exposição;
- absorção;
- biocinético;
- variabilidade (USEPA, 2007).

## Biomarcador de exposição

A utilização de biomarcadores de exposição objetiva diminuir as incertezas na estimação do risco, associada ao uso dos métodos matemáticos tradicionais de avaliação. Pode-se dizer que, embora o uso de biomarcadores torne economicamente mais oneroso o processo de avaliação do risco, os resultados e as conclusões justificam plenamente o seu custo (DÍAZ-BARRIGA; ORELLANA, 1999).

O biomarcador de exposição estima a dose interna por meio da determinação do elemento químico ou de seu produto biotransformado em fluidos biológicos, tais como sangue, urina, ar exalado e outros, possibilitando a quantificação da substância no organismo, quando a toxicocinética é bem conhecida (AMORIM, 2003). Em termos de acurácia e precisão analítica, o sangue é um dos biomarcadores mais vantajosos ao se tratar do Pb. O uso da medida do Pb-S é amplamente difundido e recorrente como teste laboratorial para aferir o grau de exposição ao metal.

A medida desse metal no sangue pode refletir a exposição recente ao Pb do meio externo, assim como o Pb mobilizado do compartimento ósseo (SCHWARTZ; HU, 2007). Comumente, a maior parte do Pb-S reflete a exposição recente (semanas e meses), uma vez que o Pb tem um tempo de permanência relativamente curto no

O componente da exposição está relacionado aos níveis do contaminante detectados nos compartimentos ambientais sob análise e às suas taxas de ingestão diária ( $\mu\text{g}\cdot\text{dia}^{-1}$ ) pelas crianças, tendo como resultado a dose total de ingestão diária de Pb. Já o componente de absorção utiliza os valores fornecidos pelo componente de exposição para calcular a proporção da dose diária total ingerida do metal que é transferida ao plasma sanguíneo e a proporção que será eliminada do organismo. Por outro lado, o componente biocinético calcula a quantidade de Pb em cada compartimento-alvo do organismo (plasma, rins, tecidos moles, entre outros) em função da idade, como resultado dos processos fisiológicos e bioquímicos. Taxas de transferência entre os compartimentos e mecanismos de eliminação são estimadas para obter os níveis de Pb-S de crianças entre 0 e 7 anos de idade. Por último, o componente de variabilidade utiliza a média geométrica do nível de Pb-S de acordo com os parâmetros estimados pelos componentes anteriores do modelo, para calcular a distribuição de probabilidade *log-normal* dos níveis de Pb-S.

sangue, cerca de um mês (BARBOSA JR. *et al.*, 2005). Entretanto, há situações em que a maior parte do Pb-S pode não refletir a exposição ao metal presente no meio externo, mas sim o Pb depositado nos ossos, como é o caso de situações caracterizadas por altas taxas de remodelamento ósseo, como o crescimento, a gravidez e o período pós-menopausa (SCHWARTZ; HU, 2007).

Com relação à exposição ao Pb em crianças e aos seus valores indicativos de risco, segundo De Capitani e Paoliello (2012), apesar de não se dispor de valores de referência atualizados para fins de comparação dos resultados de estudos epidemiológicos, os trabalhos de avaliação da exposição realizados no Brasil têm utilizado os parâmetros estabelecidos pelo Centro de Controle e Prevenção de Doenças (Center of Disease Control and Prevention — CDC), dos Estados Unidos, como referência para tomadas de decisão quanto a medidas de intervenção. Nesse sentido, o CDC desde 1990 estabeleceu o valor de plumbemia de  $10 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$  como limite da ação para crianças. Esse valor tinha por base estudos feitos até aquele período mostrando baixo risco de danos neurológicos no longo prazo em crianças com exposições ambientais que mantivessem níveis de plumbemia abaixo desse valor (DE CAPITANI; PAOLIELLO, 2012).

Convém ressaltar, no entanto, que no início de 2012 o Comitê Assessor para Prevenção de Intoxicação por Chumbo em Crianças (Advisory Committee on Childhood Lead Poisoning Prevention — ACCLPP) do CDC recomendou o uso do valor de referência (VR), em vez de nível de ação, como balizador das medidas de prevenção nos Estados Unidos. Nesse sentido, o CDC propõe que o nível de ação de  $10,0 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$  de Pb-S seja substituído pelo VR de  $5,0 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$ , valor este derivado do percentil 97,5% dos valores obtidos

em crianças de 1 a 5 anos de idade amostradas pela National Health and Nutrition Examination Survey (NHANES) (CDC, 2012). O Programa Nacional de Toxicologia (National Toxicology Program) (NTP, 2012) dos Estados Unidos afirma que existe suficiente evidência científica de que níveis de Pb-S menores que  $10,0 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$  estão associados a efeitos adversos à saúde humana, tais como déficits neurocomportamentais, diminuição do desempenho escolar e quociente de inteligência (QI).

## METODOLOGIA

### Cenário de exposição

O cenário de exposição definiu-se espacialmente como o conjunto de domicílios localizados próximos a uma antiga fundição primária de Pb inativa há mais de duas décadas, local comprovadamente contaminado por metais e caracterizado pelo histórico de utilização da escória como aterro em quintais e base de pavimentação (MACHADO *et al.*, 2004; MACHADO *et al.*, 2013). Trinta e oito crianças entre 0 e 7 anos de idade residentes até uma distância de 1,2 km da antiga fábrica foram selecionadas como parte do cenário de exposição. Considerando o quadro de exposição, dois cenários de avaliação foram definidos:

- cenário padronizado ou standardizado;
- cenário individualizado.

No cenário padronizado, assume-se que a população de crianças está exposta às mesmas fontes e aos mesmos níveis ambientais de Pb (valores médios). O resultado da estimativa, utilizando esse cenário, corresponde ao valor de Pb-S esperado para uma criança vista como padrão sob as condições de exposição. Já o cenário individualizado permite a predição dos valores de Pb-S individuais para cada criança, sempre e quando conhecidos os níveis ambientais de Pb detectados nas fontes de exposição (caso a caso), além de características próprias, tais como idade e peso corporal.

Neste estudo a população de crianças, na avaliação de ambos os cenários, foi dividida em dois grupos:

- crianças que declararam o consumo de alimentos vegetais cultivados nos seus próprios quintais;
- crianças que declararam não ter esse hábito.

Levaram-se em conta exclusivamente como fontes de exposição ao Pb o solo superficial de quintais, a poeira domiciliar e os alimentos vegetais cultivados em quintais da área e consumidos pela população quando declarado. Assume-se que essas variáveis estão intrinsecamente relacionadas ao quadro de contaminação remanescente do local apresentado em Rabelo (2010), Machado *et al.* (2013) e Magna *et al.* (2013).

No grupo de crianças que declararam o consumo de alimentos vegetais, foi realizada apenas a análise para o cenário padronizado, a forma de representar tendência central do risco quando confirmada essa condição.

É importante destacar ainda que tanto os valores de concentração de Pb nos compartimentos ambientais quanto os valores de Pb-S obtidos experimentalmente foram organizados e adaptados ao presente estudo, mediante resultados alcançados entre os anos de 2009 a 2011, gerando uma base de dados que tornou possível a presente pesquisa. No Quadro 1, estão os trabalhos utilizados na produção da base de dados.

A obtenção de todas as informações relacionadas com as crianças participantes seguiu os princípios éticos estabelecidos pela Resolução nº 196/96 do Ministério da Saúde, que trata do gerenciamento de pesquisas que envolvem seres humanos, tendo a devida aprovação dos comitês de Ética em Pesquisa do Centro de Pesquisa Gonçalo Muniz, da Fundação Oswaldo Cruz (protocolo nº 324, parecer nº 217/2010), e da Universidade Católica do Salvador (ofício nº 0073/10).

Na Tabela 1, apresenta-se um resumo das concentrações de Pb detectadas nos compartimentos ambientais, caracterizando em parte o cenário de exposição.

## Calibração dos modelos

Na estimativa dos valores de Pb-S por meio dos modelos sob avaliação, foi utilizada uma sequência consecutiva de etapas, iniciando-se a simulação mediante o emprego do cenário padronizado (valores médios de Pb detectados nos compartimentos ambientais) e os parâmetros predefinidos pelo modelo IEUBK. Nessa avaliação inicial, foram apenas consideradas as rotas de exposição solo e poeira domiciliar, excluindo-se a ingestão de alimentos vegetais, já que a princípio se tinha como objetivo definir os parâmetros de taxas de ingestão (solo e poeira) pelas crianças e a biodisponibilidade do contaminante nessas rotas. Vale ressaltar que no presente estudo os valores de parâmetros de entrada foram obtidos, sempre que possível, de dados experimentais adquiridos de estudos realizados na área. No caso da não existência de valores experimentais, dados de literatura foram utilizados. Na Tabela 2, são apresentados os valores definitivos usados na avaliação.

O processo de calibração iniciou-se mediante o uso do modelo IEUBK e de seus parâmetros de entrada predefinidos complementares (Tabela 2), além dos valores médios de Pb detectados nas rotas de exposição

avaliadas. Foram utilizados como indicadores-guia o valor médio de Pb-S determinado experimentalmente e o percentual de valores detectados acima de  $5,0 \mu\text{g.dL}^{-1}$ , valores que foram comparados com os estimados pelo IEUBK. Após as análises preliminares, os valores de biodisponibilidade foram sendo reduzidos em passos de 10%, de forma iterativa, até alcançarem um valor de Pb-S próximo ao determinado experimentalmente. A redução dos valores predefinidos de biodisponibilidade, no presente estudo, esteve sustentada em antecedentes referidos às características do solo local, aos ensaios de coluna desenvolvidos no Projeto Purifica (MACHADO, 2003), que demonstraram a elevada capacidade de atenuação natural do solo (valor de coeficiente de retardo  $R = 52,7$ ), e aos baixos fatores de transferência solo-planta para Pb determinados nos alimentos vegetais da área de estudo (MAGNA *et al.*, 2013). Na Figura 1, apresenta-se o fluxograma do processo de calibração.

Com o intuito de possibilitar a comparação entre os resultados produzidos pelos modelos e a utilização das concentrações de Pb-S como biomarcador de ex-

**Quadro 1 – Estudos utilizados na produção da base de dados**

Material avaliado	Período	Referência
Solo superficial	2009 a 2011	Rabelo (2010) e Machado <i>et al.</i> (2013)
Alimentos vegetais	2009 a 2011	Magna (2011)
Poeira domiciliar	2010	Guerra (2010)
Sangue	2010	Presente estudo

**Tabela 1 – Concentrações de chumbo detectadas nos compartimentos ambientais no local de estudo.**

	Solo ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )	Poeira domiciliar ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )	Alimentos vegetais ( $\text{mg.kg}^{-1}$ )
Mínimo	60,00	71,60	0,18
Média	1.096,00	219,42	19,60
Desvio padrão	919,90	105,35	6,20
Máximo	2.971,00	499,16	118,20
n	39	38	57

Fonte: Rabelo (2010), Guerra (2010), Magna (2011).

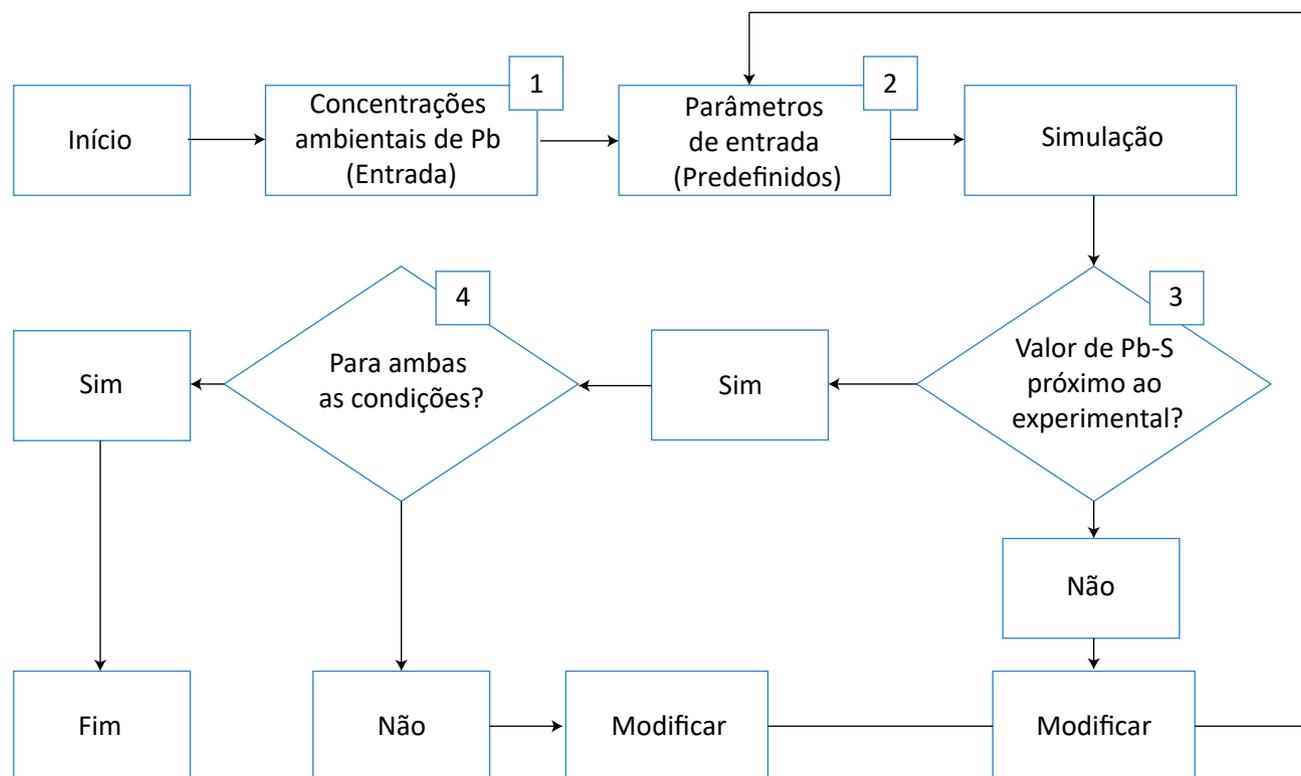
posição, foi necessário adicionar uma nova etapa ao processo de avaliação do risco no modelo tradicional da ATSDR, que não fornece diretamente valores de Pb-S. Dessa forma, de posse dos resultados da ATSDR,

empregou-se a relação dose de referência e concentração de Pb-S reportada pela World Health Organization (WHO, 1993) ( $25 \mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{semana}^{-1}$  corresponde a  $5,70 \mu\text{g}\cdot\text{dL}^{-1}$ ) para estimar os valores de Pb-S previstos.

**Tabela 2 – Parâmetros de entrada utilizados.**

Parâmetro	Valor	Observação
Concentração de chumbo no ar ( $\mu\text{g}/\text{m}^3$ )	0,1	Padrão
Consumo de água (L/dia)*	0,20–0,59	Padrão
Ingestão de solo e poeira (g/dia)*	0,085–0,135	Padrão
Ingestão de chumbo na dieta ( $\mu\text{g}/\text{dia}$ )*	2,04–2,26	Padrão
Horas no ambiente exterior (hr/dia)**	6	Modificado
Porcentagem solo/poeira (%)	40	Modificado
Porcentagem de vegetais provenientes do quintal (%)***	14	Modificado

Padrão: valor predefinido no modelo *integrated exposure uptake biokinetic* (IEUBK); Modificado: alterado em função dos testes de verificação realizados; \*valores apresentam variações em função das faixas etárias; \*\*valor utilizado para crianças maiores de 4 anos de idade em função das condições climáticas do local; \*\*\*valor baseado no estudo desenvolvido por Garrote (2004).



Pb: chumbo; <sup>1</sup>valores correspondentes ao cenário padrão; <sup>2</sup>valores apresentados na Tabela 2; <sup>3</sup>valor da média geométrica de Pb no sangue (Pb-S) determinado de forma experimental; <sup>4</sup>condição referente ao consumo ou não de alimentos vegetais.

**Figura 1 – Processo de calibração de modelos de riscos.**

Vale ressaltar que o valor de dose estimada usada para a transformação correspondeu à dose média total de exposição ao Pb pela via de ingestão, calculada por meio da Equação 1.

$$D_{\text{exp-total}} = D_{\text{exp-solo}} + D_{\text{exp-poeira}} + D_{\text{exp-alim}} + D_{\text{exp-dieta}} \quad (1)$$

Em que:

$D_{\text{exp-total}}$  = a dose de exposição total ao contaminante de interesse ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ );

$D_{\text{exp-solo}}$  = a dose de exposição ao solo contaminado ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ );

### Análise da capacidade preditiva

A análise da capacidade preditiva dos valores de Pb-S foi realizada de forma sequencial em duas fases. A primeira iniciou-se com a avaliação da capacidade de predição individual de cada modelo para ambos os cenários, quando possível, observando-se sempre o critério de consumo de vegetais e comparando-se os

#### Tratamento estatístico de dados

Medidas de tendência central, tais como média aritmética (média) e geométrica, foram utilizadas no cenário padronizado de avaliação. Já no cenário individualizado, além das medidas de tendência central mencionadas anteriormente, estimaram-se medidas de dispersão, como valores mínimos e máximos e des-

$D_{\text{exp-poeira}}$  = a dose de exposição à poeira contaminada ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ );

$D_{\text{exp-alim}}$  = a dose de exposição pela ingestão de alimentos vegetais contaminados ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ );

$D_{\text{exp-dieta}}$  = a dose de exposição ao contaminante pela ingestão na dieta ( $\text{mg} \cdot \text{kg}^{-1} \cdot \text{dia}^{-1}$ ).

Obtidos os valores de Pb-S previstos, o modelo da ATSDR foi finalmente ajustado de forma análoga ao IEUBK. Calibrados ambos os modelos, foram estimadas as concentrações de Pb-S. Na Tabela 3 são resumidos os valores de biodisponibilidade definitivos obtidos no processo de calibração segundo rota de exposição e modelo.

valores previstos com os de Pb-S determinados experimentalmente. Já na segunda fase, continuou-se com a comparação da capacidade preditiva entre modelos considerando apenas o cenário individualizado para o grupo de crianças que negou o consumo de alimentos vegetais (ATSDR comparado com IEUBK).

vio padrão, para a comparação dos resultados de Pb-S. Com o objetivo de observar diferenças estatisticamente significativas nos valores médios de Pb-S estimados por ambos os modelos, foram aplicados os testes não paramétricos para comparação de médias U de Mann-Whitney e de Kruskal-Wallis.

**Tabela 3 – Valores de biodisponibilidade de chumbo (Pb) dos modelos da Agência de Substâncias Tóxicas e Registro de Doenças (ATSDR) e modelo biocinético e de exposição integrado (IEUBK).**

Rota de exposição	Biodisponibilidade (%)		
	ATSDR	IEUBK	Predefinido***
Alimentos vegetais	30	**	-
Solo superficial	20	20	30
Poeira domiciliar	20	20	30
Dieta alimentar	*	10	50

\*O modelo da ATSDR não permite o cálculo direto de doses de exposição via dieta alimentar; \*\*no modelo IEUBK a biodisponibilidade do Pb presente nos alimentos vegetais é considerada como parte da biodisponibilidade do metal na dieta alimentar; \*\*\*valor predefinido pelo *software* IEUBK.

Na comparação dos resultados obtidos entre modelos, foram realizadas análises de correlação linear simples, expondo as associações observadas mediante diagramas de dispersão e quantificadas por meio dos coeficientes de correlação de Pearson ( $r$ ) e do seu  $p$  ( $\alpha$ ), além

do coeficiente de determinação ( $r^2$ ). Os intervalos de valores do coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ) empregados neste estudo são apresentados na Tabela 4 e decorrem das sugestões de interpretação de Cohen (1988) e expostas no trabalho de Lalinde *et al.* (2018).

## RESULTADOS

### Níveis de Pb-S em crianças de 0 a 7 anos

Os resultados obtidos na determinação das concentrações de Pb-S em crianças que declararam não consumir vegetais cultivados nos seus quintais ( $n=20$ ) ficaram na faixa de 2,28 a 7,58  $\mu\text{g.dL}^{-1}$ , com valor médio de 4,55  $\mu\text{g.dL}^{-1}$ , desvio padrão de 1,42  $\mu\text{g.dL}^{-1}$  e média geométrica de 4,34  $\mu\text{g.dL}^{-1}$ . Aproximadamente 35% dos valores obtidos se apresentaram superiores a 5  $\mu\text{g.dL}^{-1}$ , valor recomendado pelo CDC (2012).

No segundo grupo de crianças, que declarou consumir alimentos vegetais provenientes de quintais ( $n=18$ ), os valores de Pb-S foram detectados na faixa de 3,30 a 11,42

$\mu\text{g.dL}^{-1}$ , com valor médio de 5,98  $\mu\text{g.dL}^{-1}$ , desvio padrão de 2,84  $\mu\text{g.dL}^{-1}$  e média geométrica de 5,45  $\mu\text{g.dL}^{-1}$ . Das concentrações, 52,60% foram detectadas acima de 5  $\mu\text{g.dL}^{-1}$ .

Em ambos os grupos avaliados, é possível observar um percentual considerável de crianças com concentrações de Pb-S acima do valor recomendado pelo CDC (2012), vinculado a efeitos sobre o QI em crianças, sendo sempre maior esse valor quando declarado o consumo de alimentos vegetais produzidos em quintais, refletindo a possível influência desse hábito nos valores detectados.

### Capacidade preditiva anterior à calibração

#### Cenário padronizado

Concentrações médias de Pb-S foram obtidas mediante a utilização dos valores de entrada considerados predefinidos. Estes, em ambos os modelos, apresentaram maior aproximação às concentrações de Pb-S no grupo de crianças

que afirmou não consumir alimentos vegetais. Já no caso do grupo que declarou o consumo de alimentos vegetais, os valores previstos foram superiores aos determinados experimentalmente. Na Tabela 5 estão os resultados obtidos.

Tabela 4 – Interpretação do coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ).

Intervalos	Interpretação
$\leq 0,00$ a $< 0,10$	Nula
$\leq 0,10$ a $< 0,30$	Fraca
$\leq 0,30$ a $< 0,50$	Moderada
$\leq 0,50$ a $< 1,00$	Forte

Tabela 5 – Valores médios de chumbo no sangue (Pb-S) estimados anteriormente à calibração dos modelos: cenário padronizado.

Condição	Modelos	Pb-S ( $\mu\text{g.dL}^{-1}$ )	
		Previsto	Experimental
Sem consumo de alimentos vegetais	ATSDR	3,92	4,56
	IEUBK	6,17*	4,34*
Com consumo de alimentos vegetais	ATSDR	8,71	5,98
	IEUBK	21,4*	5,45*

\*média geométrica de Pb-S; ATSDR: Agência de Substâncias Tóxicas e Registro de Doenças; IEUBK: *integrated exposure uptake biokinetic*.

Da mesma forma, o resultado do percentual de crianças com concentrações de Pb-S acima de  $5 \mu\text{g.dL}^{-1}$ , estimado pelo IEUBK anterior à calibração, foi de 67,30%, sendo possível observar a diferença quando comparado com o percentual obtido nos valores experimentais de 35%. De acordo com Brattin e Griffin (2011), o uso de valores predefinidos pelo IEUBK é comumente considerado conservador, já que a sua

### Cenário individualizado

No cenário individualizado, e considerando apenas as crianças que declararam não consumir alimentos vegetais, é possível verificar diferenças nos valores para ambos os modelos quando comparados com os valores obtidos experimentalmente (Tabela 6).

## Capacidade preditiva individual: modelo da ATSDR

### Cenário padronizado

Utilizando a relação entre o valor da dose de referência para Pb e a concentração de Pb-S exposta pela WHO (1993) e a dose total média de exposição estimada para crianças de 0 a 7 anos de idade que consomem alimentos vegetais, chega-se ao valor previsto de  $7,66 \mu\text{g.dL}^{-1}$ , superior à concentração média detectada experimentalmente

### Cenário individualizado

Avaliando os valores individuais de Pb-S relativos a crianças que declararam não consumir alimentos vegetais produzidos em quintais, o valor médio de Pb-S estimado foi de  $4,65 \mu\text{g.dL}^{-1}$ , próximo ao detectado experimentalmente, de  $4,55 \mu\text{g.dL}^{-1}$ . Aplicando o teste de Mann-Whitney, não foram detectadas diferenças estatisticamente significativas nos valores médios de Pb-S quando comparados com os valores determinados experimentalmente ( $p = 0,927$ ). Na Tabela 7 se apresentam os resultados obtidos nessa análise.

utilização provavelmente resulta em superestimação da exposição infantil ao Pb pelo solo contaminado. Nesse sentido, Romieu *et al.* (1997) explicam que a aplicação do modelo IEUBK em locais contaminados na América Latina apresenta alto potencial para prever níveis de Pb-S em crianças sempre e quando dados do cenário de contaminação são corretamente determinados e utilizados.

A análise apresentada aponta a importância e a necessidade de realizar uma calibração adequada dos modelos, de maneira a não superestimar as observações e melhorar a exatidão da capacidade preditiva.

mente nesse grupo de crianças ( $5,98 \mu\text{g.dL}^{-1}$ ). Comparando a concentração média de Pb-S em crianças que não possuem o hábito de consumir alimentos vegetais produzidos em quintais, o valor estimado foi de  $4,25 \mu\text{g.dL}^{-1}$ , aproximando-se do valor médio detectado experimentalmente, de  $4,55 \mu\text{g.dL}^{-1}$ .

Quando comparados graficamente os valores determinados experimentalmente e os estimados pelo modelo da ATSDR (derivados das doses individuais), foi observada relação linear moderada entre ambos os valores ( $r = 0,47$ ;  $r^2 = 0,22$ ). Na Figura 2 se vê essa associação.

Aparentemente as estimações realizadas, considerando o cenário individualizado, refletem melhor a contribuição das rotas de exposição avaliadas para as concentrações de Pb-S.

**Tabela 6 – Valores médios de chumbo no sangue (Pb-S) estimados anteriormente à calibração dos modelos: cenário individualizado.**

Condição	Modelos	Pb-S ( $\mu\text{g.dL}^{-1}$ )				
		Mín	Máx	Média (DP)	MG	n
Sem consumo de alimentos vegetais	ATSDR	1,70	7,27	3,92 (1,81)	3,55	17
	IEUBK	1,30	15,21	6,48 (3,95)	5,34	20
	Experimental	2,28	7,50	4,55 (1,42)	4,34	20

Mín: mínimo; Máx: máximo; DP: desvio padrão; MG: média geométrica; ATSDR: Agência de Substâncias Tóxicas e Registro de Doenças; IEUBK: *integrated exposure uptake biokinetic*.

## Capacidade preditiva individual: modelo IEUBK

### Cenário padronizado

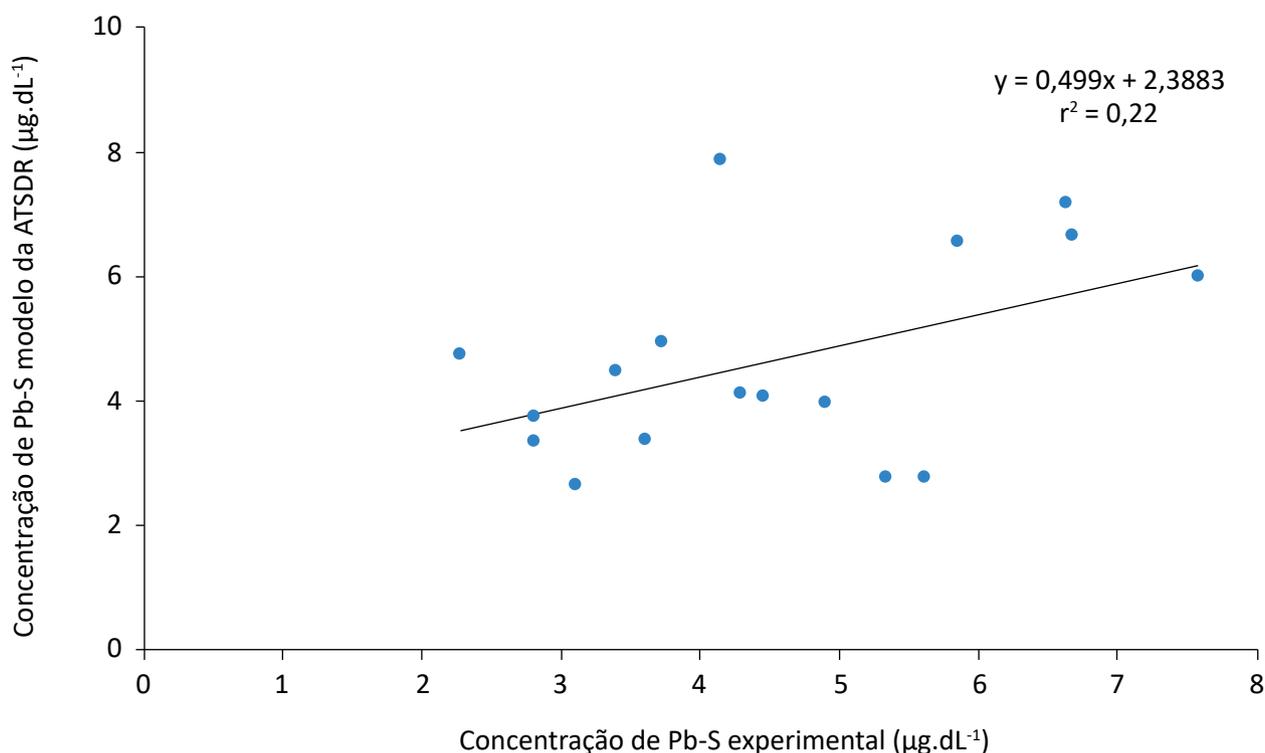
O valor da média geométrica de Pb-S estimada pelo modelo IEUBK no grupo de crianças sem consumo de vegetais foi próximo ao detectado experimentalmente (4,17 e 4,34  $\mu\text{g.dL}^{-1}$ , respectivamente). Já a média geométrica de Pb-S estimada para crianças que de-

clararam o consumo de alimentos vegetais foi de 8,73  $\mu\text{g.dL}^{-1}$ . O valor estimado é 1,6 vez a média geométrica de Pb-S determinada nas crianças desse grupo na área de estudo (5,45  $\mu\text{g.dL}^{-1}$ ). Essa observação confirma o consumo de alimentos vegetais como uma

**Tabela 7 – Valores de chumbo no sangue (Pb-S) estimados por meio dos resultados do modelo da Agência de Substâncias Tóxicas e Registro de Doenças (ATSDR) e da determinação experimental.**

Condição	Modelo	Pb-S ( $\mu\text{g.dL}^{-1}$ )					Teste Mann-Whitney
		Mín	Máx	Média (DP)	MG	n	p (sig.)
Sem consumo de alimentos vegetais	ATSDR	2,64	7,87	4,65(1,63)	4,39	17	0,927
	Experimental	2,28	7,50	4,55 (1,42)	4,34	20	

Mín: mínimo; Máx: máximo; DP: desvio padrão; MG: média geométrica; p (sig.): significância estatística relacionada ao teste de Mann-Whitney de diferença de médias. Valores de n apresentam variação em função da disponibilidade de dados para análise.



**Figura 2 – Teor de chumbo no sangue (Pb-S) estimado pelo modelo da Agência de Substâncias Tóxicas e Registro de Doenças (ATSDR) comparado com o teor de Pb-S determinado experimentalmente.**

condição que influencia a estimação da concentração média de Pb-S próxima à determinada experimentalmente nesse grupo. É provável que a espécie vegetal,

a preferência e a frequência de consumo dos alimentos vegetais determinem parte da diferença observada na estimação.

*Cenário individualizado*

O valor estimado da média geométrica de Pb-S para o primeiro grupo (sem consumo de alimentos vegetais) foi de 3,54 µg.dL<sup>-1</sup>, sendo inferior em 22% ao valor detectado experimentalmente. Aplicando o teste de Mann-Whitney, não foram detectadas diferenças estatisticamente significativas nos valores médios de Pb-S quando comparados à

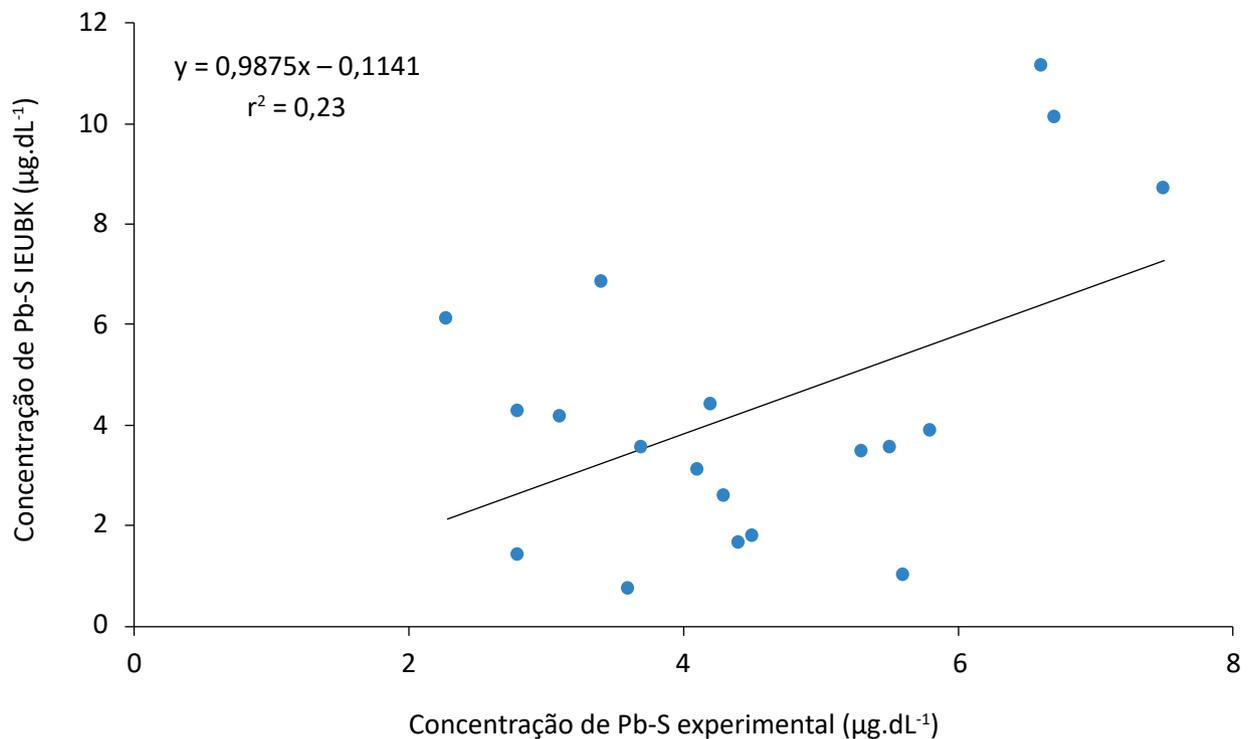
estimativa realizada mediante o IEUBK e aos valores determinados experimentalmente (p = 0,402). Na Tabela 8 se apresentam os resultados obtidos nessa análise.

A Figura 3 compara os teores de Pb-S determinados nas crianças que não consomem alimentos vegetais

**Tabela 8 – Comparação entre os valores de concentração de chumbo no sangue (Pb-S) detectados experimentalmente e os estimados pelo modelo biocinético e de exposição integrado (IEUBK).**

Condição	Modelo	Pb-S (µg.dL <sup>-1</sup> )					Teste Mann-Whitney
		Mín	Máx	Média (DP)	MG	n	p (sig.)
Sem consumo de alimentos vegetais	IEUBK	0,76	11,17	4,44 (2,93)	3,54	20	0,402
	Experimental	2,28	7,50	4,55 (1,42)	4,34	20	

Mín: mínimo; Máx: máximo; DP: desvio padrão; MG: média geométrica; p (sig.): significância estatística relacionada ao teste de Mann-Whitney de diferença de médias.



**Figura 3 – Teor de chumbo no sangue (Pb-S) estimado pelo modelo biocinético e de exposição integrado (IEUBK) comparado com o teor de Pb-S determinado experimentalmente para crianças sem consumo de alimentos vegetais.**

com os teores de Pb-S estimados pelo IEUBK. Conforme se observa, os valores apresentados encontram-se

moderadamente associados de forma linear com um coeficiente de correlação de  $r = 0,48$  ( $r^2 = 0,23$ ).

## Comparação da capacidade preditiva do risco entre modelos: ATSDR versus IEUBK

### Cenário individualizado

Mediante a estimação dos valores individuais de Pb-S e sua respectiva comparação de valores médios, não foram observadas diferenças estatisticamente significativas nos valores de Pb-S quando estimados por ambos os modelos ( $p = 0,393$ ). Na Tabela 9, apresentam-se os valores obtidos segundo o modelo utilizado.

Pode-se observar na Tabela 9 que ambos os modelos preveem percentuais similares de concentrações acima de  $5 \mu\text{g.dL}^{-1}$ , sendo 29% para o modelo IEUBK,

30% para o modelo da ATSDR e 35% para a determinação experimental.

Na Figura 4, estão os resultados obtidos quando comparados os valores de Pb-S estimados pelo IEUBK e os obtidos mediante estimação da ATSDR para o grupo de crianças expostas ao Pb exclusivamente pelas rotas solo, poeira domiciliar e dieta alimentar. É possível observar associação linear forte entre os valores de Pb-S estimados em função dos resultados da ATSDR e os valores preditos pelo modelo IEUBK ( $r = 0,60$ ;  $r^2 = 0,38$ ).

## DISCUSSÃO

Tanto o modelo tradicional de avaliação de risco da ATSDR quanto o modelo alternativo IEUBK permitem a predição do risco quando avaliada a exposição ao Pb. Com a utilização do modelo da ATSDR, foi possível observar a dificuldade que impõe a impossibilidade de confrontar diretamente os valores das doses de exposição estimadas e o valor de Pb-S tido como indicador de exposição e potencial risco à saúde das crianças. Nesse contexto, foi necessário adicionar uma nova etapa ao processo de avaliação do risco da ATSDR baseada na relação dose de referência e concentração de Pb-S reportada pela WHO (1993), condição que requer maior esforço e critério de julgamento. Essa condição relaciona-se ao tipo de dose considerada no modelo da ATSDR, o qual utiliza a dose administrada na estimação do risco, enquanto o modelo IEUBK emprega a dose absorvida.

Ressalta-se que o modelo IEUBK permite a comparação direta dos valores médios e individuais (caso a caso) de Pb-S estimados com os valores de Pb-S determinados experimentalmente nas crianças (biomarcador de exposição), mostrando-se mais prático na avaliação e apresentando de acordo com os resultados obtidos melhor exatidão quando comparado ao modelo da ATSDR.

Haja vista essa situação, foi de fundamental importância o biomarcador de exposição para Pb-S, determinado experimentalmente, visando à verificação das estimações. É importante destacar que a inclusão e a utilização do biomarcador de exposição (Pb-S) como parte do processo de avaliação de riscos não constitui obrigatoriedade nos modelos sob estudo, sendo uma etapa complementar adicionada neste trabalho. Segundo Cornelis *et al.*

**Tabela 9 – Comparação entre valores de concentração de chumbo no sangue (Pb-S) estimados pelo modelo da Agência de Substâncias Tóxicas e Registro de Doenças (ATSDR) e pelo modelo biocinético e de exposição integrado (IEUBK).**

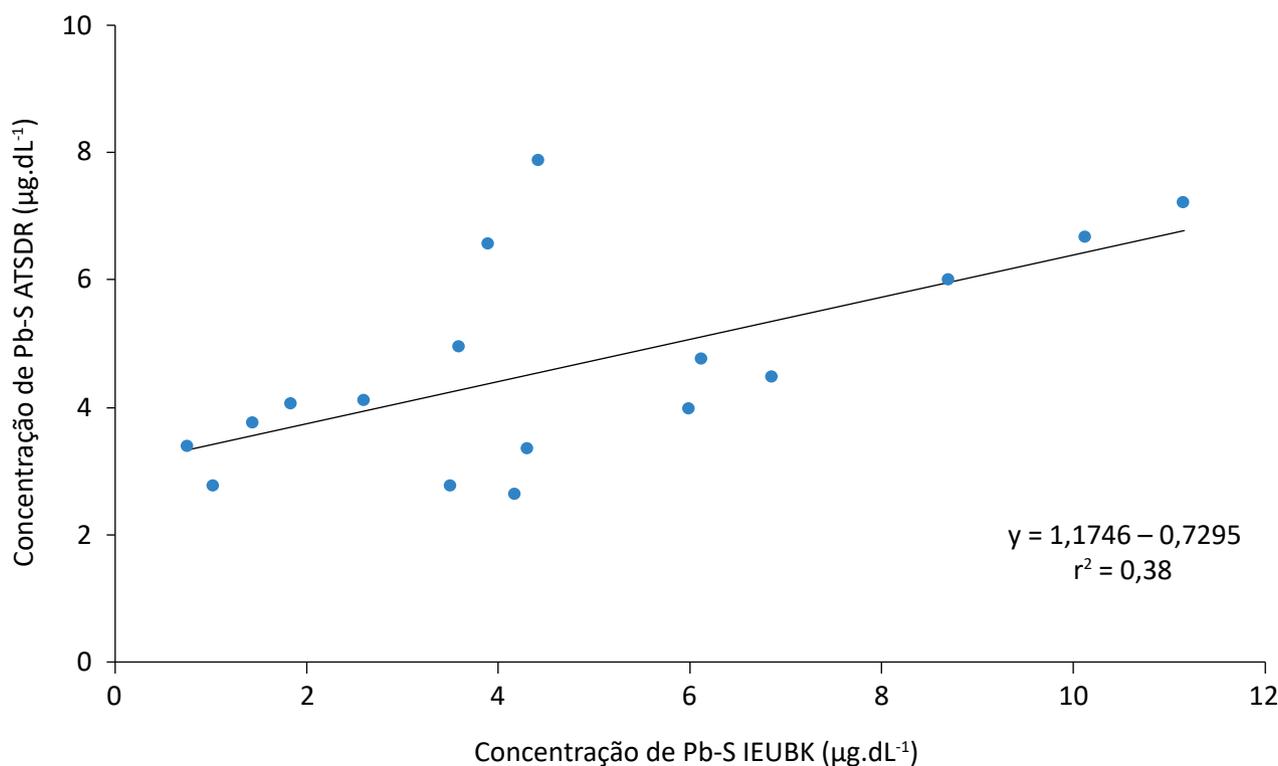
Condição	Modelo	Pb-S ( $\mu\text{g/dL}$ )						Teste Mann-Whitney
		Mín	Máx	Média (DP)	MG	n	% > 5,0	p (sig.)
Sem consumo de alimentos vegetais	IEUBK	0,76	11,17	4,44 (2,93)	3,54	20	30	0,393
	ATSDR	2,64	7,87	4,65(1,63)	4,39	17	29	

Mín: mínimo, Máx: máximo; DP: desvio padrão; MG: média geométrica; p (sig.): significância estatística relacionada ao teste de Mann-Whitney de diferença de médias.

(2006), os biomarcadores de exposição permitem quantificar a carga corporal de um contaminante, mas não permitem identificar as fontes de exposição, confirmando a complementaridade dos métodos, quando possíveis de serem empregados. Na Tabela 10 se apresenta um resumo das estimativas para o cenário padronizado.

Por meio da etapa de calibração de ambos os modelos, foram obtidas informações adicionais neces-

sárias sobre o cenário em análise, tais como valores de taxas de contato e biodisponibilidade das rotas de exposição, condição que permite obter melhor estimativa, compreensão e aproximação do real quadro de contaminação na área. Nessa perspectiva, Thums, Farago e Thornton (2008) avaliaram o valor de biodisponibilidade de Pb em solo (30%), predefinido pelo IEUBK, e seu valor modificado (35 a 39%), obtido mediante ensaios experimentais, em 30 sítios



**Figura 4 – Concentrações de chumbo no sangue (Pb-S) estimadas pelo modelo da Agência de Substâncias Tóxicas e Registro de Doenças (ATSDR) comparadas com as concentrações de Pb-S estimadas pelo modelo biocinético e de exposição integrado (IEUBK): grupo sem consumo de alimentos vegetais.**

**Tabela 10 – Comparação entre as estimativas do conteúdo médio de chumbo no sangue (Pb-S) em crianças de 0 a 7 anos segundo modelos de risco analisados.**

Condição	Modelo ATSDR*	Modelo IEUBK**	Pb-S experimental	
	Média (µg.dL <sup>-1</sup> )	MG (µg.dL <sup>-1</sup> )	Média (µg.dL <sup>-1</sup> )	MG (µg.dL <sup>-1</sup> )
Sem consumo de alimentos vegetais	4,65	4,17	4,55	4,34
Com consumo de alimentos vegetais	7,66	8,73	5,98	5,45

\*Comparação em relação ao valor médio de Pb-S; \*\*comparação em relação ao valor da média geométrica de Pb-S; ATSDR: Agência de Substâncias Tóxicas e Registro de Doenças; IEUBK: *integrated exposure uptake biokinetic*.

contaminados. Na avaliação, foi constatada a ausência de valores que excederam o nível limite de Pb-S, empregado pelos autores em crianças ( $10 \mu\text{g.dL}^{-1}$ ), quando usado o valor de biodisponibilidade predefinido pelo IEUBK. No entanto, utilizando os valores modificados, três locais apresentaram níveis previstos de Pb-S excedendo o valor limite.

Situação similar foi observada por Hiltz (2003), que avaliou o impacto nos níveis de Pb-S em crianças após a implementação de medidas mitigadoras relacionadas às emissões atmosféricas e posterior inativação temporária de uma fundição de Pb nos Estados Unidos. Os resultados apresentados pelo autor expõem que a alteração no valor do parâmetro de biodisponibilidade do solo (redução de 30 para 10%) aproximou os níveis

previstos de Pb-S em crianças residentes na área de estudo quando comparados com níveis experimentais.

Da mesma forma, Brattin e Griffin (2011) analisaram o parâmetro predefinido pelo IEUBK relacionado à fração em massa da poeira domiciliar, que é derivada do solo exterior, em três locais contaminados por Pb. Os autores concluíram que o valor predefinido pelo IEUBK (0,7) é provavelmente maior que o valor associado ao cenário de exposição e que um valor que considera as características próprias da exposição fornece maior precisão nas estimativas de risco.

Tanto os resultados obtidos no presente estudo quanto os apresentados anteriormente confirmam a necessidade da realização do processo de calibração dos modelos antes de serem utilizados na avaliação do risco.

## CONCLUSÕES

A calibração dos modelos, além da utilização de valores próprios para o cenário de exposição, apresentou-se como um requisito necessário para a obtenção da previsão do risco representativo para as crianças residentes na área.

O modelo IEUBK proporcionou maior praticidade relacionada à economia de recursos e tempo para prever o risco pela exposição ao Pb quando comparado ao modelo da ATSDR, contudo os dois apresentaram adequada predição do risco.

Apesar de ambos os modelos empregados permitirem a avaliação do risco pela exposição ao Pb, a inclusão do biomarcador de exposição (Pb-S) foi de fundamental importância e permitiu reduzir consideravelmente as incertezas da análise, pelo que se recomenda o seu uso como etapa complementar nos processos de avaliação de risco à saúde pela exposição ao Pb em crianças de 0 a 7 anos.

Finalmente, a análise dos resultados obtidos pode fornecer um direcionamento na escolha e utilização dos modelos em problemas de contaminação de solos com potenciais efeitos sobre a saúde humana no Brasil.

## REFERÊNCIAS

- AGENCY FOR TOXIC SUBSTANCES AND DISEASE REGISTRY (ATSDR). *Public Health Assessment: guidance manual*. Atlanta: ATSDR, 2005. 357 p.
- AMORIM, L.C.A. Os Biomarcadores e sua Aplicação na Avaliação da Exposição aos agentes químicos ambientais. *Revista Brasileira de Epidemiologia*, v. 6, n. 2, p. 1-13, 2003. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-790X2003000200009>
- BARBOSA JR., F.; TANUS-SANTOS, J.E.; GERLACH, R.F.; PARSON, J.P. A Critical Review of Biomarkers Used for Monitoring Human Exposure to Lead: Advantages, Limitations, and Future Needs. *Environmental Health Perspectives*, v. 113, n. 12, p. 1669-1674, 2005. <https://doi.org/10.1289/ehp.7917>
- BRATTIN, W.; GRIFFIN, S. Evaluation of the contribution of Lead in Soil to Lead in Dust at Superfund Sites. *Human and Ecological Risk Assessment*, v. 17, n. 1, p. 236-244, 2011. <https://doi.org/10.1080/10807039.2011.538638>

- CABALLERO, M.R.D.; ARAGÓN, M.C.V.; MILLAN, R.; HERRERA, M.T.A. Risk Assessment Through IEUBK Model in an Inhabited Area Contaminated with Lead. *Environmental Progress & Sustainable Energy*, v. 37, n. 1, p. 391-398, 2017. <https://doi.org/10.1002/ep.12692>
- CAPELETI, R.A.; LEMOS, M.G.M.; DIAS, L.C.; CASARINI, C.O.D. Quantificação das Variáveis da Exposição Populacional Utilizando o Modelo de Avaliação de Risco C-SOIL para Gerenciamento de Qualidade de Solos e Águas Subterrâneas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 10., 1998. *Anais...* São Paulo, 1998. p. 1-12.
- CENTER OF DISEASE CONTROL AND PREVENTION (CDC). *Low Level Lead Exposure Harms Children: A Renewed Call for Primary Prevention*. Advisory Committee on Childhood Lead Poisoning Prevention of the Center of Disease Control and Prevention. Atlanta: CDC, 2012. 65p.
- COHEN, J. *Statistical power analysis for the behavioral sciences*. 2. ed. Hillsdale: Erlbaum Associates, 1988.
- CORNELIS, C.; BERGHMANS, P.; SPRUNDEL, M.V.; VAN DER AUWERA, J.C. Use of the IEUBK Model for Determination of Exposure Routes in View of Site Remediation. *Human and Ecological Risk Assessment*, v. 12, n. 5, p. 963-982, 2006. <https://doi.org/10.1080/10807030600826979>
- DE CAPITANI, E.M.; PAOLIELLO, B.M.M. Estudos de Avaliação da exposição ambiental humana ao chumbo no Brasil: uma análise comparativa. In: SIMPÓSIO DE ATUALIZAÇÃO CIENTÍFICA DE SANTO AMARO, 1., 2012. *Anais...* Rio de Janeiro: CETEM, 2012. p.75-85.
- DE MIGUEL, E. La Evaluación de Riesgos Ambientales. Industria y minería. Espanha: Consejo Superior de Colegios de Ingenieros de Minas de España. 2003. p. 57-64.
- DÍAZ-BARRIGA, F.; ORELLANA, G. C. *Metodología de Identificación y Evaluación del Riesgo para la Salud en Sitios Contaminados. Guía Metodológica*. Lima, 1999. 42 p.
- GARROTE, V. *Os Quintais Caiçaras, Suas Características Sócio-Ambientais e Perspectivas para a Comunidade do Saco de Mamangua, Paraty, RJ*. 198f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.
- GUERRA, C. S. *Utilização de dentes decíduos de regiões com diferentes históricos de contaminação ambiental para detecção de grupos de crianças expostas ao chumbo no Brasil*. 201f. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2010.
- HILTS, S. R. Effect of Smelter Emission Reductions on Children's Blood Lead Levels. *The Science of the Total Environment*, v. 303, n. 1-2, p. 51-58, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(02\)00357-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(02)00357-1)
- LALINDE, J. D. H.; CASTRO J. F. E.; TARAZONA, M. E. P.; RODRIGUEZ, J. E.; RANGEL, J. G. C.; SIERRA, C. A. T.; TORRADO, M. K. A.; SIERRA, S. M. C.; PIRELA, V. J. B. Sobre el uso adecuado del coeficiente de correlación de Pearson: definición, propiedades y suposiciones. *Archivos Venezolanos de Farmacología y Terapéutica*, v. 37, n. 5, p. 587-595, 2018.
- MACHADO, S. L. (coord.). *Projeto PURIFICA: Proposta para remediação de áreas impactadas pela atividade extrativa de chumbo em Santo Amaro, Bahia: Relatório Síntese*. Salvador: Universidade Federal da Bahia, 2003. Disponível em: <<http://www.geoamb.eng.ufba.br/site/sites/default/files/arquivos/relatorios/principaisconclusoespurifica.pdf>>. Acesso em: 18 jul. 2018.
- MACHADO, S. L.; RABELLO, T. S.; PORTELLA, R. B.; CARVALHO, M. F.; MAGNA, G. M. M. A study of the routes of contamination by lead and cadmium in Santo Amaro, Brazil. *Environmental Technology*, v. 34, n. 5-8, p. 559-571, 2013. <https://doi.org/10.1080/09593330.2012.692717>
- MACHADO, S. L.; RIBEIRO, L. D.; KIPERSTOK, A.; BOTELHO, M. A. B.; CARVALHO, M. de F. Diagnóstico da contaminação por metais pesados em Santo Amaro-BA. *Revista de Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 9, n. 2, p. 140-155, 2004.

MAGNA, G. A. M. *Análise da Exposição por Chumbo e Cádmio Presentes em Alimentos Vegetais e Gramíneas no Município de Santo Amaro – BA. Caso do Passivo Ambiental da COBRAC*. 176f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2011.

MAGNA, G. A. M.; MACHADO, S. L.; PORTELLA, R. B.; CARVALHO, M. F. Chumbo e Cádmio Detectados em Alimentos Vegetais e Gramíneas no Município de Santo Amaro-Bahia. *Química Nova*, v. 36, n. 7, p. 989-997, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422013000700012>

NATIONAL TOXICOLOGY PROGRAM (NTP). *Monograph on Health Effects of Low-level Lead*. Estados Unidos: United States Department of Health and Human Service, 2012.

RABELO, T. S. *Estudo das Rotas Remanescentes de Contaminação por Chumbo e Cádmio no Município de Santo Amaro-BA*. 154f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal da Bahia, Salvador, 2010.

ROMIEU, I.; LACASANA, M.; MCCONNELL, R. Lead exposure in Latin America and the Caribbean. *Environment and Health Perspectives*, v. 105, n. 4, p. 398-405, 1997. <https://doi.org/10.2307/3433336>

SCHWARTZ, B. S.; HU, H. Adult Lead Exposure: Time for Change. *Environmental Health Perspectives*, v. 115, n. 3, p. 451-454, 2007. <https://doi.org/10.1289/ehp.9782>

SUÁREZ, M. L.; ARIAS, L. A.; CASTAÑEDA, R. A. J. (2007) *Manual de Evaluación de Riesgo Asociado a los COP*. Ministerio de Ambiente, Vivienda y Desarrollo Territorial, Republica de Colombia: Manual Metodológico. Bogotá: DDSS. 59 p.

THUMS, C. R.; FARAGO, M. E.; THORNTON, I. Bioavailability of trace metals in brownfield soils in an urban area in the UK. *Environmental Geochemistry and Health*, v. 30, n. 6, p. 549-563, 2008. <https://doi.org/10.1007/s10653-008-9185-6>

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). (2007) *User's Guide for the Integrated Exposure Uptake Biokinetic Model for Lead in Children (IEUBK) Windows*. Estados Unidos: USEPA. 45p.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). (1993) *41<sup>th</sup> Report of the Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives, Technical report series n<sup>o</sup> 837*. Genova: WHO, 1993. 64 p.



# ANÁLISE DE INICIATIVAS DE REDD+ NA PERSPECTIVA DE RESPONSABILIZAÇÃO E PERMANÊNCIA DOS RECURSOS FLORESTAIS

ANALYSIS OF REDD+ INITIATIVES IN THE PERSPECTIVE OF ACCOUNTABILITY AND PERMANENCE OF FOREST RESOURCES

**Fernanda Coletti Pires** 

Mestre no Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade (PPGS) na Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo – São Paulo (SP), Brasil.

**Sonia Regina Paulino** 

Professora Associada na Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo – São Paulo (SP), Brasil.

**Delhi Teresa Paiva Salinas** 

Professora Doutora na Escola de Artes, Ciências e Humanidades, Universidade de São Paulo – São Paulo (SP), Brasil.

**Endereço para correspondência:**

Fernanda Coletti Pires – Rua Arlindo Bettio, 1000 – Ermelino Matarazzo – CEP 03828-000 – São Paulo (SP), Brasil – E-mail: fe.colettipires@gmail.com

**Recebido em:** 27/08/2019

**Aceito em:** 13/12/2019

## RESUMO

A redução de emissões por desmatamento e degradação florestal (REDD+) tem sido abordada no âmbito da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima como instrumento central para mitigar alterações climáticas. O Brasil é um país-chave nesse assunto, pois tem compromissos internacionais de redução do desmatamento, iniciativas de REDD+ em andamento e a questão fundiária como fator crítico de desmatamento. Esta pesquisa teve como objetivo analisar iniciativas de REDD+ segundo o regime fundiário, com ênfase nos fatores de responsabilização (detentor do direito) e de permanência dos recursos florestais. Cinquenta e seis iniciativas de REDD+ foram consideradas e analisadas por meio de 17 variáveis. Para o primeiro fator, foram mapeadas iniciativas em propriedades públicas, privadas e mistas que apresentaram diferenças entre proponentes do projeto, porém com características geográficas equiparadas. Em relação à permanência, as iniciativas, independentemente do tipo de propriedade, estão em áreas de conflitos fundiários e direcionaram ações para o monitoramento florestal, porém foram identificadas variações entre os agentes do desmatamento e a presença de moradores que não detêm a propriedade. Esses resultados apontam diferentes lacunas nas questões fundiárias, o que demanda uma abordagem diferenciada, de acordo com o tipo de propriedade, para garantir os resultados de REDD+.

**Palavras-chave:** florestas; segurança fundiária; mudança do clima.

## ABSTRACT

REDD+ has been addressed under the United Nations Framework Convention on Climate Change as a central instrument to mitigate climate change. Brazil is a key country in this issue, as it has international commitments to reduce deforestation, REDD+ initiatives underway and land issues as a critical factor of deforestation. This research aimed to analyze REDD+ initiatives, according to the land regime, with emphasis on factors of *accountability* (right holder) and *permanence* of forest resources. Fifty-six REDD+ initiatives were considered and analyzed through 17 variables. For the first factor, initiatives were mapped on private, public and mixed properties that presented differences between project proponent, but with similar geographical characteristics. Regarding the permanence, the initiatives, regardless of the type of property, are in areas of land conflicts and addressed actions for forest monitoring. However, variations between deforestation agents and the presence of residents who do not own the property were identified. These results point to different gaps in land issues, which demand a differentiated approach, according to the type of property, in order to guarantee REDD+ results.

**Keywords:** forests; land tenure; climate change.

## INTRODUÇÃO

As florestas possuem influência considerável no clima global por serem parte importante do ciclo de carbono, uma vez que fixam, ao longo do seu crescimento, grandes quantidades de carbono no solo (MITCHARD, 2018). Por essa razão, a supressão florestal parcial ou total libera na atmosfera gases de efeito estufa (GEE), que potencializam o aquecimento global (IPCC, 2014). Em escala global, as emissões provenientes do setor de mudança do uso da terra, como a conversão de florestas em áreas de pasto, representam 11% do volume anual (ANGELSEN *et al.*, 2013; IPCC, 2014). No Brasil, esse setor corresponde à principal fonte de emissão, representando, em 2016, 46% das emissões brutas nacionais, em toneladas de equivalência em dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>e) (SEEG, 2019).

Considerando esse papel das florestas como fator intensificador ou mitigador da mudança do clima, em 2005 foi submetida uma proposta, no âmbito na Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima (United Nations Framework Convention on Climate Change — UNFCCC, em inglês), para a criação de um mecanismo que contribuísse com a proteção das florestas (KIESSLING, 2018).

Propôs-se inicialmente o mecanismo REDD, sigla em inglês para redução de emissões por desmatamento e degradação florestal, que busca recompensar monetariamente países em desenvolvimento que mantiverem ou aumentarem de maneira voluntária seus estoques florestais. Na 13ª Conferência das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima (COP 13), em 2007, o instrumento foi ampliado e passou a se chamar REDD+ (ou REDD *plus*), por agregar estratégias de conservação, manejo sustentável e aumento dos estoques de carbono florestal (UNFCCC, 2010).

No plano conceitual, a abordagem predominante de REDD+ tem sido a de pagamento por resultados. Ou seja, os recursos monetários empregados implicam um retorno, seja este centrado no carbono, seja com a geração adicional de benefícios sociais e ambientais (OJEA *et al.*, 2016; ANGELSEN *et al.*, 2017). Seu financiamento tem se desenvolvido por meio do Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento para REDD+, dos fundos públicos, multilaterais e bilaterais e do mercado voluntário de carbono.

O Brasil possui iniciativas de REDD+ em execução, como os projetos que comercializam créditos no mer-

cado voluntário e projetos via fundos públicos. Salles, Salinas e Paulino (2017a; 2017b) mapearam, em 2015, 89 iniciativas de REDD+ aprovadas no país, sendo 83% financiadas via Fundo Amazônia e o restante pelo mercado voluntário de carbono.

O Brasil detém a segunda maior área florestal do mundo, contabilizando florestas naturais e plantadas (BRASIL, 2016), e assumiu em sua Contribuição Nacionalmente Determinada (do inglês, NDC), requisito para ratificação do Acordo de Paris, proposto em 2015 durante a 21ª Conferência das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima (COP 21), o compromisso de reduzir parte de suas emissões de GEE até 2030 por meio de ações no setor florestal e de mudança do uso da terra (BRASIL, 2015).

A redução do desmatamento, no entanto, não é tarefa fácil. Desde 2004, em decorrência da pressão internacional, o país tem direcionado esforços para aprimorar o controle do desmatamento. Apesar da diminuição significativa desde o pico, em 2002, a taxa de desmatamento na Amazônia Legal começou a aumentar em 2014. Em 2018, evidenciou-se aumento de 8,5% no desmatamento em relação ao ano anterior, atingindo 7.536 km<sup>2</sup> (PROJETO PRODES, 2019).

O desmatamento está diretamente relacionado a lacunas no reconhecimento do direito à propriedade, com enfoque nas incertezas e inseguranças decorrentes das deficiências na regularização de terras (FORSYTH; SIKOR, 2013; ANGELSEN *et al.*, 2017). Essas lacunas confirmam-se no Brasil (REYDON; FERNANDES; TELLES, 2015), que também tem sido apontado, há seis anos consecutivos, como o país com o maior número de mortes registradas por conflitos de terra (GLOBAL WITNESS, 2018).

O direito de propriedade, entendido como as permissões e proibições concedidas para determinado uso dos recursos, nesse caso, a terra, apresenta variações segundo o regime fundiário (SCHLAGER; OSTROM, 1992) e, conseqüentemente, é capaz de influenciar positiva ou negativamente os resultados florestais (REYDON; FERNANDES; TELLES, 2019).

Nesse contexto, o artigo teve como objetivo analisar iniciativas de REDD+ segundo o regime fundiário, com ênfase nos fatores de responsabilização, dada pela definição do detentor do direito, e de permanência dos recursos florestais.

## FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA: OS DIREITOS DE PROPRIEDADE NAS INICIATIVAS DE REDD+

O debate sobre direitos de propriedade origina-se da disputa de recursos finitos por uma população crescente que busca, de forma individual, o seu próprio interesse e benefício. Entende-se por direitos de propriedade o sistema de normas e leis que autoriza ou proíbe determinados usos dos recursos, atuando como instrumento limitador, permitindo a alguns e restringindo a outros os benefícios advindos da exploração dos recursos naturais (BROCKMEIER, 1998 *apud* GUEDES; REYDON, 2012). Essa permissão ou restrição é concedida por meio de entidade superior, geralmente o Estado, que concorda em proteger esse fluxo de benefícios por meio de estruturas pelas quais a riqueza pode ser adquirida, usada e transferida (BROMLEY, 1992).

A discussão a respeito da propriedade e da conservação dos recursos florestais tem sido pautada na eficácia promovida por diferentes regimes fundiários, considerando a divisão entre propriedades públicas, privadas e de uso comum (SCHLAGER; OSTROM, 1992; SIKOR; HE; LESTRELIN, 2017).

Por um lado, defende-se que a propriedade privada é uma solução de baixo custo capaz de promover a conservação dos recursos (COASE, 1960; HARDIN, 1968). Em contraponto, avalia-se que tornar a propriedade da terra privada não garante a manutenção dos recursos nem evita a sua superexploração. Para tal, é preciso avaliar os direitos de propriedade entendendo as condições que melhoram ou subtraem os recursos e a estabilidade dos regimes de propriedade vigentes (SCHLAGER; OSTROM, 1992; SAEED; MCDERMOTT; BOYD, 2017).

As iniciativas de REDD+ buscam a redução do desmatamento e da degradação florestal pautando-se no princípio do provedor-recebedor. Ou seja, agentes econômicos são recompensados pelos benefícios ambientais que promoverem de forma voluntária (ANGELSEN *et al.*, 2017).

Essa recompensa dá-se mediante resultados contabilizados com base no carbono, mas podem avaliar adicionalmente benefícios sociais e ambientais. Os pagamentos têm sido direcionados considerando a eficácia, por meio de incentivos pecuniários, ou a equidade, de modo a compensar quem arca com os custos da conservação (ANGELSEN *et al.*, 2017).

A posse da terra tem sido apontada como uma das principais barreiras para a implantação de iniciativas de REDD+ (CORBERA *et al.*, 2011; SOMMERVILLE, 2011; ANGELSEN *et al.*, 2013; DUCHELLE *et al.*, 2014), podendo influenciar na manutenção das florestas e na insurgência de conflitos latentes sobre os direitos aos benefícios provenientes da área (COTULA; MAYERS, 2009; SOMMERVILLE, 2011; FORSYTH; SIKOR, 2013). Os países em desenvolvimento têm de enfrentar a pressão crescente pelos recursos florestais e superar as dificuldades em conciliar direitos estatutários e consuetudinários (UN-REDD, 2015).

Os países em desenvolvimento têm de enfrentar a pressão crescente pelos recursos florestais e superar as dificuldades em conciliar direitos estatutários e consuetudinários (UN-REDD, 2015), entendidos, respectivamente, como o direito que provém do Estado e faz parte da legislação efetiva (TERRA, 2004) e o direito legitimado por “práticas e usos alicerçando-se nos valores, significados compartilhados e nos costumes que se alteram no tempo e no espaço” (CHAMY, 2004, p. 16).

Ao mesmo tempo, por conta das ações de REDD+, alguns países têm desenvolvido políticas para regularização da posse (CORBERA *et al.*, 2011; DUCHELLE *et al.*, 2014), e alguns proponentes de projeto têm estabelecido meios de equacionar seus conflitos localmente (DUCHELLE *et al.*, 2014).

Levando em conta a confiança e a eficácia na aplicação de recursos em ações de REDD+, a sistematização dessa discussão nas iniciativas aponta para a necessidade de definição do detentor do direito (responsabilização) e de ações que vão garantir a continuidade do recurso florestal no longo prazo (permanência).

A responsabilização está atrelada à identificação de um ente, seja este um indivíduo, seja um grupo de indivíduos ou organizações, que adotará as medidas necessárias para implementação das iniciativas e é elegível para receber benefícios pelo reconhecimento de suas ações. Ao mesmo tempo, esse responsável será questionado e eventualmente punido, caso não atinja os compromissos assumidos no que se refere ao carbono florestal (COTULA; MAYERS, 2009; CORBERA *et al.*, 2011; SOMMERVILLE, 2011).

Na relação com os direitos de propriedade, questiona-se quem são os indivíduos e as entidades que recebem os recursos de REDD+ e têm direito ao carbono florestal. No caso de indivíduos que possuem direitos consuetudinários, reforça-se a necessidade de formalizar e de reconhecer esses direitos *a priori*, principalmente em áreas em que há reivindicações e/ou falta de clareza sobre a propriedade (COTULA; MAYERS, 2009; ANGELSEN *et al.*, 2013).

No que tange ao fator permanência, é importante considerar que o mecanismo envolve a absorção de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) por florestas, que, por sua vez, são recursos que precisam ser monitorados e mantidos no longo prazo. Essa manutenção influencia tanto o atingimento dos compromissos nacionais e internacionais de redução de GEE quanto o retorno esperado aos financiadores.

Isto posto, o contexto dos conflitos locais e os agentes responsáveis pelo desmatamento são alguns dos fatores que afetam diretamente os resultados de REDD+ (SOMMERVILLE, 2011). Ainda, o direito de exclusão, entendido como a capacidade de retirar da área agentes

que não detêm os direitos àqueles recursos (MERRILL, 1998), é fator necessário para garantir esses resultados. Na ausência desse direito, faz-se essencial a intervenção de instituições locais que possam conceder e garantir o seu cumprimento (ANGELSEN *et al.*, 2013).

Para conter os *drivers* e riscos associados ao desmatamento, as próprias iniciativas podem adotar ações que promovam a permanência, tais como: realização de auditoria de terceira parte na avaliação inicial e de forma recorrente, certificação, seguro florestal, compartilhamento das responsabilidades e definição de um volume de *buffer* (PALMER, 2011). Esta última corresponde a uma área mantida fora da contabilização da iniciativa e que pode ser usada, por exemplo, na incidência de eventos naturais extremos.

A transparência dessas informações é imprescindível para reforçar a contabilização, o monitoramento e o cumprimento dos objetivos propostos (SOMMERVILLE, 2011), pois avaliar quem possui, gerencia e usa a floresta torna mais fácil monitorar e engajar os responsáveis para conter o desmatamento e a degradação florestal (UN-REDD, 2015).

## MATERIAIS E MÉTODOS

Nesta pesquisa foi adotada uma abordagem exploratória, e o levantamento de dados sobre as iniciativas de REDD+ no Brasil fundamentou-se em pesquisa documental em bases de dados públicas que reúnem as informações divulgadas pelas próprias iniciativas aos seus financiadores e às demais partes interessadas.

A coleta ocorreu no período de fevereiro a outubro de 2018, considerando as seguintes bases: Fundo Amazônia (<http://www.fundoamazonia.gov.br>), Verified Carbon Standard (VCS) (<http://www.v-c-s.org/>), Markit Environmental Registry (<http://www.markit.com/product/registry>), APX Registry (<http://www.apx.com>) e International Database on REDD+ Projects (<http://www.reddprojectsdatabase.org>). Elas foram selecionadas por conta da importância, em termos de quantidade de projetos e volume financeiro transacionado, no cenário brasileiro de REDD+, sendo as iniciativas listadas em mais de uma base de dados removidas segundo o nome e a localização geográfica. O Fundo Amazônia é um dos principais meios de financiamento de REDD+ no Brasil e contempla o maior recurso de financiamento externo, proveniente majoritariamente de go-

vernios de países desenvolvidos, como a Noruega e a Alemanha. O VCS é a norma mais utilizada no mercado voluntário de carbono florestal (HAMRICK; GALLANT, 2017), e o Markit Environmental Registry e o APX Registry são as principais bases para registro e transação das reduções certificadas de emissões nesse mercado. Já a International Database on REDD+ Projects é uma iniciativa voltada para fins acadêmicos que buscou, até 2016, sistematizar os dados sobre iniciativas de REDD+ no mundo.

Os critérios para seleção da amostra de análise foram:

- Iniciativas registradas nas bases de acesso público;
- Iniciativas aprovadas;
- Iniciativas localizadas totalmente ou em parte do território brasileiro;
- Iniciativas inseridas em um perímetro territorial, ou seja, não considera as que reduzem o desmatamento por meio da implementação de sistemas, ações de treinamento, monitoramento via satélite, entre outras.

São propostas 17 variáveis de análise com enfoque nos dois fatores que incidem em ações de REDD+: responsabilização e permanência, conforme Quadro 1. Buscou-se analisar as iniciativas considerando os diferentes regimes fundiários, representados pela variável tipo de propriedade.

Com base nos dados coletados, foram realizados testes estatísticos de  $\chi^2$  procurando averiguar se há relação estatisticamente significativa entre a variável tipo de

propriedade e as demais variáveis de análise. O nível de significância adotado foi  $\alpha = 0,05$ . Para todos os testes, seguindo a notação estatística para a avaliação da relação entre as variáveis, adotou-se  $H_0$  como a hipótese neutra, isto é, em que não há diferença ou relação entre as variáveis. Já para  $H_1$  é considerada a hipótese de pesquisa, ou seja, de que foi identificada diferença ou relação estatisticamente significativa (MORETTIN; BUSSAB, 2017).

**Quadro 1 – Variáveis de análise.**

Variáveis analisadas	Descrição da variável	Tipo de variável	Categoria/ Unidade de medida
a) Variáveis relacionadas à responsabilização			
1. Tipo de propriedade	Considera a entidade que exerce o direito sobre o objeto em quatro categorias	Qualitativa-nominal	Privada, comum, pública e mista (mais de um regime)
2. Tamanho da área do projeto	Considera o tamanho da área total do projeto	Quantitativa	Hectares
3. Abrangência territorial	Considera a abrangência territorial do projeto	Qualitativa-nominal	Local restrito, múltiplos locais
4. Região geográfica	Considera a região geográfica do território brasileiro	Qualitativa-nominal	Norte, Nordeste, Sudeste, Centro-Oeste, Sudeste, Sul
5. Estado brasileiro	Considera o(s) estado(s) brasileiro(s) abrangido(s) pela iniciativa	Qualitativa-nominal	Estado(s)
6. Número de municípios abrangidos	Considera o número de municípios que a iniciativa engloba	Quantitativa	Numeral
7. Proponente do projeto	Considera a natureza jurídica do proponente do projeto	Qualitativa-nominal	Poder público, empresa pública, empresa privada, terceiro setor, universidade
8. Proprietário do carbono florestal	Considera a natureza jurídica do proprietário do carbono florestal	Qualitativa-nominal	Poder público, empresa pública, empresa privada, terceiro setor, universidade
b) Variáveis relacionadas à permanência			
9. Regularidade da posse	Considera a situação da posse em que se enquadra o projeto	Qualitativa-nominal	Regular, irregular

Continua...

Quadro 1 – Continuação.

Variáveis analisadas	Descrição da variável	Tipo de variável	Categoria/ Unidade de medida
10. Moradores que não detêm a propriedade	Considera se há moradores, na área do projeto ou limítrofe, que não detêm a posse regularizada	Qualitativa-nominal (dicotômica)	Sim, não
11. Ações para regularização fundiária	Considera se são propostas ações para regularização fundiária	Qualitativa-nominal (dicotômica)	Sim, não
12. Conflitos por posse no município	Considera se houve, entre 2006 e 2017, conflitos fundiários no município em que o projeto está localizado, conforme dados da Comissão da Pastoral da Terra (CPT, 2016)	Qualitativa-nominal (dicotômica)	Sim, não
13. Agentes do desmatamento	Considera os agentes do desmatamento identificados pelas próprias iniciativas	Qualitativa-nominal. Admite mais de uma categoria	Grandes fazendeiros/ pecuaristas, agricultores familiares/de subsistência, madeireiros, posseiros/ grileiros, outros
14. Pontos de vigilância	Considera se a iniciativa busca incorporar ações de vigilância na área	Qualitativa-nominal (dicotômica)	Sim, não
15. Mapeamento de riscos	Considera se foi conduzido um mapeamento dos principais riscos para os objetivos estabelecidos	Qualitativa-nominal (dicotômica)	Sim, não
16. Seguro florestal	Considera se a iniciativa possui seguro florestal	Qualitativa-nominal (dicotômica)	Sim, não
17. Volume de <i>Buffer</i>	Considera se foi definido um volume de <i>buffer</i>	Qualitativa-nominal (dicotômica)	Sim, não

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Uma vez que REDD+ está sendo proposta no âmbito internacional, a sua implementação tem apontado para diversos desafios que podem impactar nos resultados, ou seja, no incremento e na fixação do carbono no solo, bem como promover o deslocamento das emissões para outras regiões. Com base nos objetivos propostos, esta seção dividiu-se em responsabilização

e permanência, de forma a apresentar os principais resultados e, quando pertinente, destacar as diferenças por tipo de propriedade.

Por meio dos critérios de seleção propostos, foram selecionadas 56 iniciativas, sendo 40 (71,42%) financiadas via Fundo Amazônia e 16 (28,57%) via mercado voluntário

de carbono. Os dados são comparados considerando as três amostras desta pesquisa: propriedade mista, propriedade privada e propriedade pública. É importante

## Responsabilização

A responsabilização está atrelada à entidade da iniciativa e da propriedade. Para facilitar a apresentação, as características são divididas em:

- fundiárias;
- geográficas;

### Características fundiárias

Considerando o regime fundiário, a maior parte das iniciativas está sendo realizada em propriedades públicas (46,43%), seguidas por propriedades privadas (37,50%) e mistas (16,07%), conforme Tabela 1.

As propriedades públicas dessa amostra abrangem terras indígenas (TIs), parque nacional/área protegida, assentamentos agroextrativistas, reserva extrativista e reservas do desenvolvimento sustentável, porém foram agrupadas para permitir a comparação entre os regimes. Não foram identificadas iniciativas em área de concessão florestal, o que está de acordo com a Lei nº 11.284, de 2 de março de 2006, que veda a comercialização de créditos decorrentes da emissão evitada de carbono dessas áreas (BRASIL, 2006).

Tomando como ponto de partida o objetivo de REDD+ de manter as florestas em pé, é importante analisar comparativamente os regimes fundiários financiados sob o olhar das taxas anuais de desma-

considerar que a categoria mista foi incluída para a análise, uma vez que se identificou em REDD+ a existência de iniciativas que contemplam mais de um regime fundiário.

- jurídicas.

No primeiro tópico, discutem-se as variáveis relacionadas ao tipo de propriedade e ao tamanho da área do projeto. No segundo, a região geográfica e o estado; e, no terceiro, o proponente do projeto e o proprietário do carbono florestal.

tamento e da importância para a conservação de estoques de carbono.

Ao analisar as taxas de desmatamento, dados do Ministério do Meio Ambiente (BRASIL, 2018) do período de 2004 a 2015 apontam a propriedade privada como o regime que mais contribuiu para o desmatamento na Amazônia Legal, representando, em 2015, 36,1%. Já as propriedades públicas, representadas por TIs, unidades de conservação, de proteção integral e de uso sustentável, apresentaram as menores taxas nesse ano, atingindo 1,2, 0,8 e 9,3%, respectivamente (BRASIL, 2018).

Com esse panorama, avalia-se que as propriedades privadas, associadas às maiores taxas de desmatamento na Amazônia Legal, têm representatividade no financiamento de REDD+ no Brasil, uma vez que agregam as iniciativas desenvolvidas unicamente em propriedades privadas (37,5%), bem como parte do território em propriedades mistas.

**Tabela 1 – Quantidade e percentual de iniciativas no Brasil por regime fundiário.**

Tipo de propriedade	Número de iniciativas	Percentual
Mista	9	16,07%
Privada	21	37,50%
Pública	26	46,43%
Uso Comum*	0	0%
Total	56	100%

\*Não foram mapeadas iniciativas unicamente desenvolvidas em propriedades de uso comum, mas as iniciativas nessas propriedades, representadas pelas terras quilombolas, estão contempladas em propriedades mistas.

De forma complementar aos dados sobre desmatamento, é importante levar em conta a influência dos diferentes tipos de propriedade para a conservação florestal. Levantamento realizado por Freitas *et al.* (2018) na Amazônia indica que 65% dos estoques de carbono acima do solo, considerando a vegetação nativa, estão em áreas públicas protegidas, o que demonstra a capacidade de armazenamento dessas áreas.

Tendo isso em vista, avalia-se positivamente a distribuição dos tipos de propriedade financiados em REDD+, ponderando que a inclusão de propriedades privadas contribui para frear o avanço do desmatamento florestal. Por outro lado, as propriedades públicas representam oportunidade de conservação dos estoques de carbono florestal já estabelecidos.

### Características geográficas

As iniciativas analisadas estão localizadas totalmente em território brasileiro. Conforme Tabela 2, 73% das iniciativas são realizadas na Região Norte e 16% na Região Cen-

tro-Oeste. Em relação ao tamanho da área (Gráfico 1), a análise conduzida permitiu identificar que a maior parte dos projetos (73,21%) é realizada em grandes propriedades.

As iniciativas em propriedades privadas apresentam menor dispersão, mas são em sua totalidade realizadas em grandes propriedades. As iniciativas em propriedades públicas têm pouca dispersão, porém diversos *outliers*. Nesse regime, há predomínio de grandes propriedades, mas foram identificadas seis iniciativas em pequenas e médias propriedades. Por fim, propriedades mistas têm maior dispersão, com apenas um *outlier*, com área total, somando todas as propriedades contempladas, superior a 200 milhões de hectares.

tro-Oeste. Os outros 11% abrangem mais de uma região geográfica no mesmo projeto: 7% nas regiões Norte e Centro-Oeste e 4% no Norte e Nordeste. A maior parte

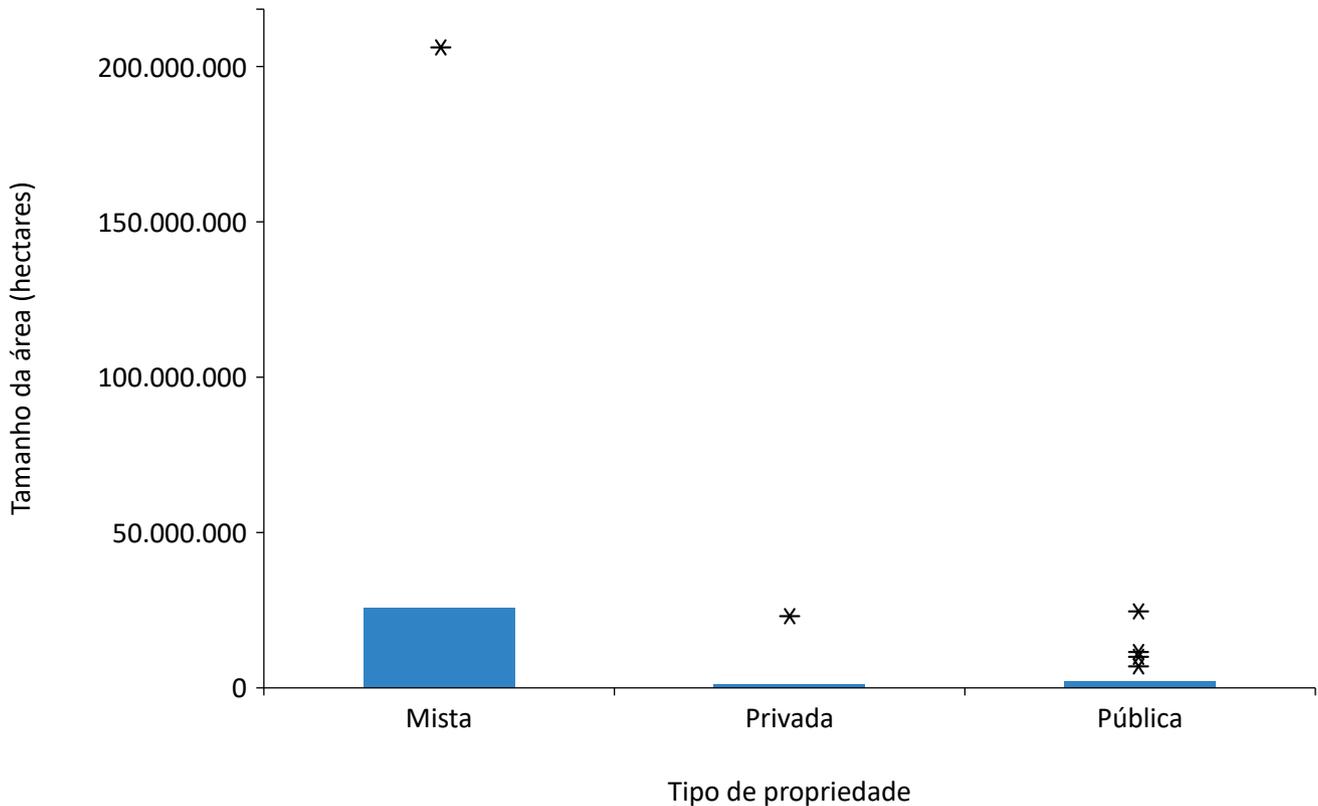


Gráfico 1 – Tamanho da área do projeto em hectares por regime fundiário.

das iniciativas (96%) está localizada na Amazônia Legal, região formada, no Brasil, por Acre, Amapá, Amazonas, Mato Grosso, Pará, Rondônia, Roraima, Tocantins e parte do estado do Maranhão, conforme a Lei Complementar nº 124, de 3 de janeiro de 2007 (BRASIL, 2007). As demais (4%) estão nos estados de Goiás e Mato Grosso do Sul, abrangendo os biomas cerrado e pantanal.

Esse resultado é justificado pela consideração da Amazônia Legal como prioridade no país para redução do desmatamento e da degradação florestal. Portanto, desde o início da estruturação da Estratégia Nacional para REDD+, em 2010, o país já dispunha de políticas, programas e sistemas de monitoramento florestal que evoluíram desde a criação do Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm), em 2004. Para as demais regiões geográficas e biomas, no entanto, os instrumentos têm menor abrangência temporal, como no caso do cerrado, ou inexistem.

A abrangência territorial adotada pelas iniciativas auxilia na compreensão sobre a abordagem predominante

em REDD+, podendo ser a condução de projetos focados em um local restrito ou projetos abrangentes que contemplam áreas geográficas distantes entre si.

Conforme Tabela 3, há diferença estatisticamente significativa entre a abrangência territorial e o tipo de propriedade. As iniciativas em propriedades privadas estão em locais restritos (62%), ao passo que propriedades públicas estão majoritariamente em múltiplos locais (88%). As que são formadas por propriedades mistas são unicamente realizadas em múltiplos locais (100%), o que mostra que nelas também há o desafio da distância geográfica entre as propriedades.

O número de municípios envolvidos em cada uma das iniciativas complementa a análise da sua amplitude e distribuição territorial. Com base nessa análise, destaca-se que as propriedades privadas englobam um número menor de municípios, tendo dois como mediana, porém podem abranger até 14, de acordo com o Gráfico 2. As iniciativas em propriedades públicas apresentam maior dispersão, variando de um a 17 municí-

**Tabela 2 – Quantidade e percentual de iniciativas de redução de emissões por desmatamento e degradação florestal (REDD+) no Brasil por região geográfica.**

Região	Número de iniciativas	Percentual
Norte	41	73%
Centro-Oeste	9	16%
Norte e Centro-Oeste	4	7%
Norte e Nordeste	2	4%
Total	56	100%

**Tabela 3 – Significância do teste  $\chi^2$  para abrangência territorial por tipo de propriedade.**

Abrangência territorial	Tipo de propriedade								Teste hipótese	
	Mista		Privada		Pública		Total		p	Decisão
	n	%	n	%	n	%	n	%		
Local restrito	0	0	13	61,90	3	11,54	16	28,57	0,000	Rejeitar $H_0$
Múltiplos locais	9	100	8	38,10	23	88,46	40	71,43		
Total	9	100	21	100	26	100	56	100		

$H_0$ : hipótese neutra.

pios e tendo como mediana três municípios. Já as iniciativas em propriedades mistas têm maior dispersão e abrangem um número maior de municípios, variando de três a 16 municípios, e têm como mediana a cobertura de cinco municípios.

Esses resultados assinalam uma extensão territorial maior nas iniciativas realizadas em propriedades públicas e mistas, o que pode indicar maior contribuição

### Características de natureza jurídica

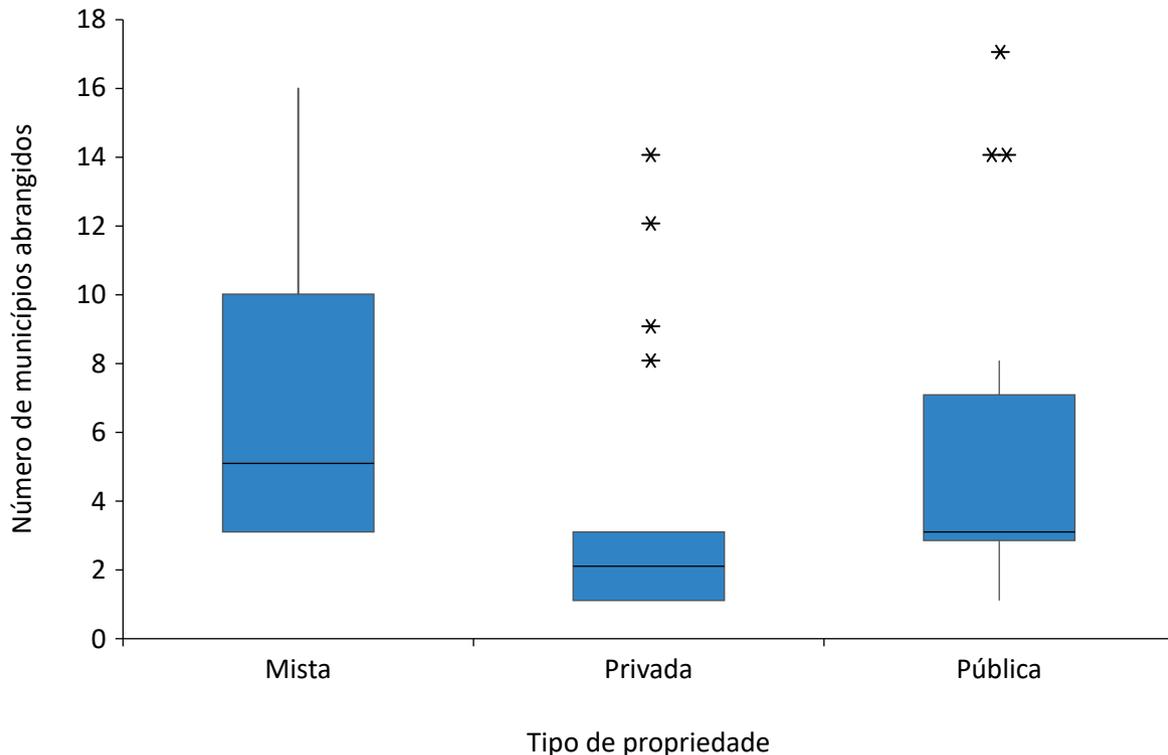
Verifica-se que há variação estatisticamente significativa entre os proponentes do projeto por tipo de propriedade, conforme Tabela 4. Propriedades mistas e públicas são conduzidas pelo terceiro setor (88,89; 92,31%), e propriedades privadas por empresas privadas (61,9%), que podem ser tanto os proprietários da terra quanto empresas privadas especializadas na elaboração e condução de projetos de REDD+.

As informações sobre os proprietários do carbono florestal não são claramente apresentadas nos docu-

desse regimes para a redução do desmatamento e conservação dos estoques florestais. Por outro lado, esses fatores podem ser barreiras para uma gestão eficaz, pois demandam a implementação de mecanismos de governança e de monitoramento que permitam avaliar a implantação de ações e seus respectivos resultados, em áreas com grande abrangência territorial e distantes entre si.

mentos públicos. Na ausência de definições legais, Kill (2015) aponta que os proprietários da terra devem ser considerados os detentores do carbono florestal.

A análise das informações das iniciativas, no entanto, indica que o detentor do carbono florestal, sendo caracterizado como responsável pelo recebimento e pela aplicação dos recursos financeiros, pode ser definido na figura do proponente do projeto. Essa entidade tem sua identidade jurídica registrada, seja por contrato, seja por documento de concepção do projeto, e é o



**Gráfico 2 – Número de municípios abrangidos por iniciativas de redução de emissões por desmatamento e degradação florestal (REDD+) no Brasil por tipo de propriedade.**

responsável pela aplicação dos recursos, pelo gerenciamento e pela interlocução com os proprietários e demais moradores da área. Dessa forma, os proprietários do carbono florestal podem se diferenciar em terceiro setor (69,64%), empresa privada (23,21%) e poder público (7,15%), de maneira similar aos resultados sobre proponentes dos projetos (Tabela 4).

Ainda assim, reforça-se a necessidade de promover a transparência nos documentos públicos acerca das relações e das responsabilidades entre os proprietários da terra e os proponentes dos projetos. Em duas inicia-

## Permanência

Com base na necessidade de incremento e fixação do carbono no solo no longo prazo, foram analisadas as principais ações promovidas para garantia da permanência. Para facilitar a apresentação, os resultados são divididos em: contexto de segurança fundiária e ações para permanência.

### Contexto de segurança fundiária

A ocorrência de conflitos por posse no município, tomado como *proxy* para determinar a segurança fundiária na região em que o projeto está sendo implementado, indica que as iniciativas de REDD+, independentemente do regime fundiário, estão localizadas em regiões de conflitos fundiários. Conforme Tabela 5, existem 75% de iniciativas em regiões com conflitos fundiários.

tivas, observou-se que foi firmado um acordo tripartite para a transferência das responsabilidades do proprietário da terra para a empresa privada responsável pelo desenvolvimento do projeto. Nesses casos, evidencia-se que os proprietários da terra podem compartilhar e/ou transferir a gestão aos proponentes e acabam por depender da sua capacidade técnica para implementação das ações e, conseqüentemente, para recebimento dos recursos. Como apontam Saeed, McDermott e Boyd (2017), os projetos de carbono podem, portanto, afetar a dinâmica de controle sobre os recursos nas iniciativas de REDD+.

No primeiro tópico, discutem-se as variáveis: conflitos por posse no município, declaração de situação da posse, moradores que não detêm a propriedade, ações para regularização fundiária e agentes do desmatamento. No segundo são avaliados pontos de vigilância, mapeamento de riscos, seguro florestal e volume de *buffer*.

De forma complementar ao resultado sobre conflitos na região, buscou-se avaliar a regularidade fundiária da propriedade com o objetivo de evidenciar se as iniciativas se baseiam em direitos formalmente reconhecidos. Como resultado, apenas duas iniciativas, realizadas em propriedades públicas, foram classificadas como em situação irregular. Nelas foi observada menção clara

Tabela 4 – Significância do teste  $\chi^2$  para o proponente do projeto por tipo de propriedade.

Proponente do projeto	Tipo de propriedade								Teste hipótese	
	Mista		Privada		Pública		Total		p	Decisão
	n	%	n	%	n	%	n	%		
Empresa privada	0	0	13	61,90	0	0	13	23,21	0,000	Rejeitar <sub>H0</sub>
Poder público	1	11,11	1	4,76	1	3,85	3	5,36		
Terceiro setor	8	88,89	7	33,33	24	92,31	39	69,64		
Universidade	0	0	0	0	1	3,85	1	1,79		
Total	9	100	21	100	26	100	56	100		

H0: hipótese neutra.

em relação à necessidade de regularização de assentamento e de homologação de uma TI. Nas demais não há menção sobre a existência de irregularidades. Portanto, 96,42% foram classificadas como em situação regular (Tabela 6).

Apesar do alto percentual de regularidade, constatou-se que em sete iniciativas (12,5%) se tem a presença de moradores na área do projeto ou em áreas limítrofes que não detêm a propriedade (Tabela 7). Identificou-se variação estatisticamente significativa

**Tabela 5 – Significância do teste  $\chi^2$  para os conflitos por posse no município por tipo de propriedade nos projetos de redução de emissões por desmatamento e degradação florestal (REDD+) no Brasil.**

Conflitos por posse no município	Tipo de propriedade								Teste hipótese	
	Mista		Privada		Pública		Total		p	Decisão
	n	%	n	%	n	%	n	%		
Não	1	11,11	5	23,81	8	30,77	14	25,00	0,008	Rejeitar <sub>H0</sub>
Sim	8	88,89	16	76,19	18	69,23	42	75,00		
Total	9	100	21	100	26	100	56	100		

H0: hipótese neutra.

**Tabela 6 – Significância do teste  $\chi^2$  para declaração de situação da posse por tipo de propriedade nos projetos de redução de emissões por desmatamento e degradação florestal (REDD+) no Brasil.**

Declaração de situação da posse	Tipo de propriedade								Teste hipótese	
	Mista		Privada		Pública		Total		p	Decisão
	n	%	n	%	n	%	n	%		
Regular	9	100	21	100	24	92,30	54	96,42	0,207	Aceitar <sub>H0</sub>
Irregular	0	0	0	0	2	7,69	2	3,57		
Total	9	100	21	100	26	100	56	100		

H0: hipótese neutra.

**Tabela 7 – Significância do teste  $\chi^2$  para moradores que não detêm a propriedade por tipo de propriedade nos projetos de redução de emissões por desmatamento e degradação florestal (REDD+) no Brasil.**

Moradores que não detêm a propriedade	Tipo de propriedade								Teste Hipótese	
	Mista		Privada		Pública		Total		p	Decisão
	n	%	n	%	n	%	n	%		
Não	9	100	14	67	26	100	49	87,50	0,000	Rejeitar <sub>H0</sub>
Sim	0	0	7	33,30	0	0	7	12,50		
Total	9	100	21	100	26	100	56	100		

H0: hipótese neutra.

por tipo de propriedade, de forma que a presença desses moradores ocorre somente em propriedades privadas. Nessas áreas, o proprietário detém a documentação, porém há moradores em regime permanente que não possuem a titulação nem os seus direitos formalmente reconhecidos. Esse resultado, portanto, revela que a existência de documentação formal não é garantia de ausência de disputas pela posse da terra.

Sunderlin *et al.* (2018) apontam que os proponentes dos projetos se tornaram os reais implementadores de ações relacionadas à posse. Essa afirmação foi corroborada nessa análise, uma vez que 17,85% das iniciativas se comprometeram com ações para regularização fundiária.

Com esse resultado, verifica-se que REDD+ não necessariamente encaminha a regularização antes do início do projeto, como recomendam Sunderlin *et al.* (2018), mas sim como parte dos compromissos. Portanto, par-

te dos recursos financeiros recebidos em ações de REDD+ está voltada para a implementação de ações para a regularização, que, conforme Sparovek *et al.* (2019), é capaz de promover usos mais sustentáveis da propriedade e, conseqüentemente, reduzir os índices de desmatamento.

No tocante aos agentes do desmatamento (Tabela 8), identificou-se diferença estatisticamente significativa para alguns agentes. Em propriedades mistas e privadas, esses agentes são agricultores familiares/de subsistência, representando 44 e 38%, respectivamente. Já em propriedades públicas predominam os madeireiros, equivalendo a 35% das menções. A atuação dos demais agentes, representados nas categorias grandes fazendeiros/pecuaristas, posseiros/grileiros e outros, independe do tipo de propriedade.

Esses agentes são similares aos mapeados em iniciativas de REDD+ em outros países, como Zâmbia

**Tabela 8 – Significância do teste  $\chi^2$  para agentes do desmatamento por tipo de propriedade nos projetos de redução de emissões por desmatamento e degradação florestal (REDD+) no Brasil.**

Agentes do desmatamento	Tipo de propriedade								Teste hipótese	
	Mista		Privada		Pública		Total		p	Decisão
	n	%	n	%	n	%	n	%		
Grandes fazendeiros/pecuaristas	3	17	7	19	7	13	17	16	0,873	Aceitar <sub>H0</sub>
Agricultores familiares/de subsistência	9	50	13	35,14	11	21	33	31	0,002	Rejeitar <sub>H0</sub>
Madeireiros	4	22	6	16	18	35	28	26	0,011	Rejeitar <sub>H0</sub>
Posseiros/Grileiros	2	11	8	22	8	15	18	17	0,674	Aceitar <sub>H0</sub>
Outros*	1	6	2	5	8	15	11	10	0,142	Aceitar <sub>H0</sub>
Total	18	100	37	100	52	100	107	100		

\*Abrange os agentes: mineração, queimadas, grandes empreendimentos, hidroelétricas e extração de petróleo; H0: hipótese neutra.

(KISSINGER; HEROLD; SY, 2012) e Indonésia (VINYA *et al.*, 2011). O destaque, porém, é a atuação de agentes externos, como posseiros e grileiros. A garantia do

### Ações para permanência

Entre as ações para permanência dos recursos florestais, identificou-se que o estabelecimento de pontos de vigilância é a estratégia mais adotada pelas iniciativas, presente em 60,71% da amostra. Outras 26,79% realizaram mapeamento de riscos, abrangendo os potenciais riscos naturais ou antrópicos associados ao desmatamento, e 28% mantiveram volume de *buffer*. Nenhuma iniciativa indicou o estabelecimento de um seguro florestal, e em 19 iniciativas (33,93%) não foi adotada nenhuma dessas estratégias, conforme Tabela 9.

Esses resultados no Brasil divergem dos obtidos por Resosudarmo *et al.* (2014) sobre pontos de vigilância na Indonésia. Ambos os países são tropicais e dotados de recursos naturais, porém na Indonésia 73% das iniciativas analisadas não possuem procedimentos de monitoramento, uma vez que os moradores confiam nos direitos consuetudinários e nos documentos, ainda que fracos, para impedir a invasão das áreas.

No Brasil, mesmo com a documentação regularizada, mais da metade das iniciativas, abrangendo todos os tipos de propriedade, propõe-se a monitorar o recurso florestal como forma de reforçar o controle da área e impedir a supressão parcial ou total da floresta.

Ao olhar conjuntamente a ocorrência de conflitos por posse na área do projeto, os agentes responsáveis pelo

direito de exclusão pode ser considerada, por conseguinte, requisito para o estabelecimento de uma iniciativa de REDD+.

desmatamento e a implementação de ações para permanência florestal, é possível constatar um cenário de insegurança fundiária atrelado à ocorrência de invasões ilegais e apropriação de recursos, desrespeitando limites fundiários e direitos de propriedade, de maneira similar aos resultados de Duchelle *et al.* (2014) também no Brasil. Por outro lado, parte das iniciativas tem buscado meios de monitorar a área florestal e reduzir a conversão florestal para outros usos, resultado corroborado por Sunderlin *et al.* (2018).

O diferencial nessa análise está nos resultados segundo o tipo de propriedade. Destaca-se que as iniciativas de REDD+ em propriedades privadas não apresentam mais garantias de segurança fundiária. Esse regime foi o único que declarou a presença de moradores que não detêm a propriedade e se comprometeu a regularizar a posse de acordo com o previsto em lei.

Em contrapartida, propriedades mistas e públicas apresentam de maneira reduzida a implementação de estratégias de permanência como monitoramento de riscos e volume de *buffer*. Essas ações são relevantes para REDD+, pois trazem mais garantias aos financiadores na eventual ocorrência de imprevistos e desastres naturais que possam impedir o atingimento dos objetivos propostos.

**Tabela 9 – Ações de permanência adotadas\* pelos projetos de redução de emissões por desmatamento e degradação florestal (REDD+) no Brasil.**

Ações de permanência	Número	Percentual
Pontos de vigilância	34	60,71%
Mapeamento de riscos	15	26,79%
Seguro	0	0,00%
<i>Buffer</i>	16	28,57%
Não adota ações	19	33,93%

\*Diversas iniciativas mencionam a adoção de mais de uma estratégia, por isso os dados superam 100%.

## CONCLUSÕES

O estudo demonstrou que as 56 iniciativas de REDD+ ocorrem majoritariamente na Amazônia Legal e abrangem de forma equiparada, considerando a contribuição para redução do desmatamento e conservação dos estoques florestais, propriedades privadas, públicas e mistas.

Levando em conta o fator responsabilização, evidencia-se que os responsáveis pelas áreas variam conforme o tipo de propriedade e não há clareza sobre o detentor do carbono florestal. Não obstante, o tamanho da área não sofre variações, o que sinaliza a priorização de grandes propriedades, possibilitando a obtenção de resultados mais robustos a menores custos de transação. Por outro lado, pondera-se que a exclusão de pequenas e médias propriedades pode acarretar prejuízos em termos de conservação florestal, tendo em vista a representatividade dessas propriedades no contexto da Amazônia Legal e a dependência desses proprietários para geração de renda e subsistência por meio dos recursos florestais.

Os resultados sobre a abrangência territorial e o número de municípios abrangidos apontam para a importância de estabelecer, prioritariamente em propriedades públicas e mistas, estruturas de governança em nível regional que permitam monitorar ações de REDD+.

No que se refere ao fator permanência, todos os regimes estão sujeitos a conflitos fundiários, mesmo aqueles em áreas devidamente regularizadas. Tendo isso em vista, foram mapeados na amostra esforços para monitoramento da área, buscando aumentar o controle do território. As propriedades privadas, adicionalmente, reconhecem moradores que não detêm a propriedade e propõem-se a conduzir a regularização como parte dos compromissos de REDD+.

Em relação aos agentes do desmatamento, nota-se diferença entre os tipos de propriedade, o que fortalece a importância do estabelecimento de estratégias locais, mas que atuem em conjunto com as demais instituições. No caso de iniciativas em propriedades públicas e mistas, destaca-se a importância da garantia do direito de exclusão, visto que é condição *sine qua non* para a existência da propriedade, conforme aponta Merrill (1998).

Por fim, pontua-se a baixa adoção de ações de permanência como monitoramento de riscos, volume de *buffer* e seguro florestal na amostra analisada. Essas ações por si só não asseguram o direito de propriedade, mas podem promover mais garantias quanto à permanência dos recursos florestais e o atingimento dos objetivos de REDD+ no longo prazo.

## REFERÊNCIAS

ANGELSEN, A.; BROCKHAUS, M.; DUCHELLE, A.E.; LARSON, A.; MARTIUS, C.; SUNDERLIN, W.D.; VERCHOT, L.; WONG, G.; WUNDER, S. Learning from REDD+: a response to Fletcher et al. *Conservation Biology*, v. 31, n. 3, p. 718-720, 2017. <http://doi.org/10.1111/cobi.12933>

ANGELSEN, A.; BROCKHAUS, M.; SUNDERLIN, W.D.; VERCHOT, L.V. (orgs.). *Análise de REDD+: desafios e escolhas*. Bogor: CIFOR, 2013. 488 p. <http://doi.org/10.17528/cifor/004324>

BRASIL. Lei nº 11.284, de 2 de março de 2006. Dispõe sobre a gestão de florestas públicas para a produção sustentável. *Diário Oficial da União*: Brasília, DF, 2 mar. 2006. Disponível em: <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=485>. Acesso em: 20 abr. 2018.

BRASIL. Lei Complementar nº 124, de 3 de janeiro de 2007. Institui, na forma do art. 43 da Constituição Federal, a Superintendência do Desenvolvimento da Amazônia – SUDAM; estabelece sua composição, natureza jurídica, objetivos, área de competência e instrumentos de ação; dispõe sobre o Fundo de Desenvolvimento da Amazônia – FDA; altera a Medida Provisória nº 2.157-5, de 24 de agosto de 2001; revoga a Lei Complementar nº 67, de 13 de junho de 1991; e dá outras providências. *Diário Oficial da União*: Brasília, DF, 2007. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/LCP/Lcp124.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/LCP/Lcp124.htm). Acesso em: 14 abr. 2019.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. *Taxa de desmatamento na Amazônia Legal*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2018. Disponível em: <<https://www.mma.gov.br/informma/item/15259-governo-federal-divulga-taxa-de-desmatamento-na-amaz%C3%B4nia.html>>. Acesso em: 5 jul. 2019.

BRASIL. *Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada para consecução do objetivo da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima*. Brasília, 2015. Disponível em: <[http://www.itamaraty.gov.br/images/ed\\_desenvsust/BRASIL-iNDC-portugues.pdf](http://www.itamaraty.gov.br/images/ed_desenvsust/BRASIL-iNDC-portugues.pdf)>. Acesso em: 10 maio 2017.

BRASIL. Serviço Florestal Brasileiro (SFB). *Sistema Nacional de Informações Florestais*. Brasília: Serviço Florestal Brasileiro, 2016. v. 1.

BROMLEY, D.W. *Making the commons work: theory, practice, and policy*. São Francisco: Institute for Contemporary Studies, 1992. 341 p.

CHAMY, P. Reservas Extrativistas Marinhas como instrumento de reconhecimento do direito consuetudinário de pescadores artesanais brasileiros sobre territórios de uso comum. In: THE COMMONS IN AN AGE OF GLOBAL TRANSITION: CHALLENGES, RISKS AND OPPORTUNITIES, CONFERENCE OF THE INTERNATIONAL ASSOCIATION FOR THE STUDY OF COMMON PROPERTY, 10., 2004. *Anais...* Oaxaca, 2004.

COASE, R.H. The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics*, v. 3, p. 1-44, 1960.

COMISSÃO PASTORAL DA TERRA (CPT). *Conflitos no Campo 2016*. Brasil: CPT, 2016. Disponível em: <<https://www.cptnacional.org.br/component/jdownloads/category/4-areas-em-conflito?Itemid=-1>>. Acesso em: 25 maio 2018.

CORBERA, E.; ESTRADA, M.; MAY, P.; NAVARRO, G.; PACHECO, P. Rights to Land, Forests and Carbon in REDD+: Insights from Mexico, Brazil and Costa Rica. *Forests*, v. 2, n. 1, p. 301-342, 2011. <http://doi.org/10.3390/f2010301>

COTULA, L; MAYERS, J. *Tenure in REDD: Start-point or afterthought?* In: Natural Resource Issues, n° 15. London: International Institute for Environment and Development, 2009.

DUCHELLE, A.E.; CROMBERG, M.; GEBARA, M.F.; GUERRA, R.; MELO, T.D.; LARSON, A.; CRONKLETON, P.; BÖRNER, J.; SILLS, E.; WUNDER, S.; BAUCH, S.; MAY, P.; SELAYA, G.; SUNDERLIN, W. Linking Forest Tenure Reform, Environmental Compliance and Incentives: Lessons from REDD+ Initiatives in the Brazilian Amazon. *World Development*, v. 55, p. 53-67, 2014. <http://doi.org/10.1016/j.worlddev.2013.01.014>

FORSYTH, T.; SIKOR, T. Forests, development and the globalisation of justice. *Geographical Journal*, v. 179, n. 2, p. 114-121, 2013. <https://doi.org/10.1111/geoj.12006>

FREITAS, F.L.M.; ENGLUND, O.; SPAROVEK, G.; BERNDEN, G.; GUIDOTTI, V.; PINTO, L.F.G.; MÖRTBERG, U. Who owns the Brazilian carbon? *Global Change Biology*, v. 24, n. 5, p. 2129-2142, 2018. <https://doi.org/10.1111/gcb.14011>

GLOBAL WITNESS 2017. *A que preço?* O aumento dos assassinatos de defensores da terra e do ambiente em 2017. 2018. Disponível em: <<https://www.globalwitness.org/en/campaigns/environmental-activists/a-que-pre%C3%A7o/>>. Acesso em: 30 mar. 2019.

GUEDES, S.N.R.; REYDON, B.P. Direitos de Propriedade da Terra Rural no Brasil: uma proposta institucionalista para ampliar a governança fundiária. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, Piracicaba, v. 50, n. 3, p. 525-544, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-20032012000300008>

HAMRICK, K; GALLANT, M. *Unlocking Potential: State of the Voluntary Carbon Markets*. Washington: Forest Trends, Ecosystem Marketplace, 2017. Disponível em: <https://www.forest-trends.org/publications/raising-ambition/>. Acesso em 1 fev. 2018.

HARDIN, G. Tragedy of Commons. *Science*, v. 162, n. 3859, p. 1243-1248, 1968. <http://dx.doi.org/10.1126/science.162.3859.1243>

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). *Climate Change 2014: Mitigation of Climate Change. Contribution of Working Group III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge, Reino Unido e Nova York: Universidade de Cambridge, 2014.

KIESSLING, C.K. Brasil, Política Externa e Mudança Climática (1992-2005). *Contexto Internacional*, v. 40, n. 2, p. 387-408, 2018. <http://dx.doi.org/10.1590/s0102-8529.2018400200004>

KILL, J. *REDD: Uma Coleção de conflitos, contradições e mentiras*. Movimento Mundial pelas Florestas Tropicais. Uruguai, 2015. Disponível em: <[https://wrm.org.uy/pt/files/2015/04/REDD-Uma\\_Colecao\\_de\\_conflitos\\_contradicoes\\_e\\_mentiras.pdf/](https://wrm.org.uy/pt/files/2015/04/REDD-Uma_Colecao_de_conflitos_contradicoes_e_mentiras.pdf/)>. Acesso em: 20 ago. 2018.

KISSINGER, G.; HEROLD, M.; SY, V. *Drivers of Deforestation and Forest Degradation: A synthesis report for REDD+ Policymakers*. Canadá: Lexeme Consulting, 2012. Disponível em: <[http://www.somcon.com/sites/default/files/userfiles/1file/6316-drivers-deforestation-report\\_0.pdf](http://www.somcon.com/sites/default/files/userfiles/1file/6316-drivers-deforestation-report_0.pdf)>. Acesso em: 30 abr. 2019.

MERRILL, T. Property and the Right to Exclude. *Nebraska Law Review*, v. 77, 1998.

MITCHARD, E.T.A. The tropical forest carbon cycle and climate change. *Nature*, v. 559, p. 527-534, 2018. <http://dx.doi.org/10.1038/s41586-018-0300-2>

MORETTIN, P.A.; BUSSAB, W.O. *Estatística básica*. 9. ed. São Paulo: Saraiva, 2017. 568 p.

OJEA, E.; LOUREIRO, M.; ALLÓ, M.; BARRIO, M. Ecosystem Services and REDD: Estimating the Benefits of Non-Carbon Services in Worldwide Forests. *World Development*, v. 78, p. 246-261, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.worlddev.2015.10.002>

PALMER, C. Property rights and liability for deforestation under REDD+: Implications for 'permanence' in policy design. *Ecological Economics*, v. 70, n. 4, p. 571-576, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.10.011>

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA REDUÇÃO DE EMISSÕES POR DESMATAMENTO E DEGRADAÇÃO FLORESTAL (UN-REDD). *UN-REDD Programme Strategic Framework 2016-2020*. Fourteenth board meeting. Estados Unidos: UN-REDD, 2015. Disponível em: <[http://www.redd-monitor.org/wp-content/uploads/2016/11/UNREDD\\_PB14\\_2015\\_Strategic-Framework-2016-20-7May2015-130662-1.pdf](http://www.redd-monitor.org/wp-content/uploads/2016/11/UNREDD_PB14_2015_Strategic-Framework-2016-20-7May2015-130662-1.pdf)>. Acesso em: 1º nov. 2018.

PROJETO PRODES. *Taxas anuais de desmatamento na Amazônia Legal Brasileira*. 2019. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes/dashboard/prodes-rates.html>>. Acesso em: 13 jan. 2019.

RESOSUDARMO, I.A.P.; ATMANDJA, S.; EKAPUTRI, A.D.; INTARINI, D.Y.; INTRIATMOKO, Y.; ASTRI, P. Does Tenure Security Lead to REDD+ Project Effectiveness? Reflections from Five Emerging Sites in Indonesia. *World Development*, v. 55, p. 68-83, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.worlddev.2013.01.015>

REYDON, B.P.; FERNANDES, V.B.; TELLES, T.S. Land governance as a precondition for decreasing deforestation in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy*, v. 89, 2019. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104313>

REYDON, B.P.; FERNANDES, V.B.; TELLES, T.S. Land tenure in Brazil: The question of regulation and governance. *Land Use Policy*, v. 42, p. 509-516, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.09.007>

SAEED, A.R.; MCDERMOTT, C.; BOYD, E. Are REDD+ community forest projects following the principles for collective action, as proposed by Ostrom? *International Journal of the Commons*, v. 11, n. 1, p. 572-596, 2017. <http://doi.org/10.18352/ijc.700>

SALLES, G.P.; SALINAS, D.T.P.; PAULINO, S.R. Execução de Projetos de REDD+ no Brasil por meio de diferentes modalidades de financiamento. *Revista de Economia e Sociologia Rural*, v. 55, n. 3, 2017a. <https://doi.org/10.1590/1234-56781806-94790550302>

SALLES, G.P.; SALINAS, D.T.P.; PAULINO, S.R. How funding sources influences the form of REDD+ Initiatives: the case of market versus public funds in Brazil. *Ecological Economics*, v. 139, p. 91-101, 2017b. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.04.003>

SCHLAGER, E.; OSTROM, E. Property-Rights Regimes and Natural Resources: A Conceptual Analysis. *Land Economics*, v. 68, n. 3, p. 249-262, 1992. <https://doi.org/10.2307/3146375>

SIKOR, T.; HE, J.; LESTRELIN, G. Property Rights regimes and natural resources: a conceptual analysis revisited. *World Development*, v. 93, p. 337-349, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2016.12.032>

SISTEMA DE ESTIMATIVA DE EMISSÃO DE GASES (SEEG). *Emissões por setor*. SEEG. Disponível em: <[http://plataforma.seeg.eco.br/total\\_emission](http://plataforma.seeg.eco.br/total_emission)>. Acesso em: 2 jun. 2019.

SOMMERVILLE, M. *Land Tenure and REDD*. USAID, 2011. Disponível em: <<http://www.unredd.net/documents/redd-papers-and-publications-90/other-sources-redd-papers-and-publications/governance-272/5814-land-tenure-and-redd-usaid-august-2011-5814.html>>. Acesso em: 15 ago. 2018.

SPAROVEK, G.; REYDON, B.P.; PINTO, L.F.G.; FARIA, V.; FREITAS, F.L.M.; AZEVEDO-RAMOS, C.; GARDNER, T.; HAMAMURA, C.; RAJÃO, R.; CERIGNONI, F.; SIQUEIRA, G.P.; CARVALHO, T.; ALENCAR, A.; RIBEIRO, V. Who owns Brazilian lands? *Land Use Policy*, v. 87, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2019.104062>

SUNDERLIN, W.D.; SASSI, C. de; SILLS, E.O.; DUCHELLE, A.E.; LARSON, A.N.M.; RESOSUDARMO, I.A.P.; AWONO, A.; KWEKA, D.L.; HUYNH, T.B. Creating an appropriate tenure foundation for REDD+: The record to date and prospects for the future. *World Development*, v. 106, p. 376-392, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2018.01.010>

TERRA, R.R. *Kant & o Direito*. Rio de Janeiro: Zahar, 2004.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE (UNFCCC). *Report of the Conference of the Parties on its sixteenth session*. Cancún, 2010. Disponível em: <<http://unfccc.int/resource/docs/2010/cop16/eng/07.pdf>>. Acesso em: 1º ago. 2017.

VINYA, R.; SYAMPUNGANI, S.; KASUMU, E.C.; MONDE, C.; KASUBIKA, R. *Preliminary Study on the Drivers of Deforestation and Potential for REDD+ in Zambia*. A consultancy report prepared for Forestry Department and FAO under the national UN-REDD+ Programme Ministry of Lands & Natural Resources. Lusaka, Zambia, 2011. Disponível em: <[http://theredddesk.org/sites/default/files/resources/pdf/2012/drivers\\_of\\_deforestation\\_final\\_web.pdf](http://theredddesk.org/sites/default/files/resources/pdf/2012/drivers_of_deforestation_final_web.pdf)>. Acesso em: 30 abr. 2019.



# CARACTERIZAÇÃO TECNOLÓGICA E REAPROVEITAMENTO DE RESÍDUOS DE MAGNETITA EM MISTURAS ASFÁLTICAS E EM CONCRETO: UMA REVISÃO

TECHNOLOGICAL CHARACTERIZATION AND REUSE OF MAGNETITE WASTE IN ASPHALT MIXTURES AND CONCRETE: A REVIEW

**Suéllen Tonatto Ferrazzo** 

Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) – Porto Alegre (RS), Brasil.

**Lucimara Bragagnolo** 

Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS) – *campus* Erechim, Erechim (RS), Brasil.

**Eduardo Pavan Korf** 

Doutor em Engenharia pela UFRGS. Professor pesquisador do Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental da UFFS – *campus* Erechim, Erechim (RS), Brasil.

**Endereço para correspondência:**

Suéllen Tonatto Ferrazzo – Avenida Osvaldo Aranha, 99 – Bom Fim – CEP 90035-190 – Porto Alegre (RS), Brasil – E-mail: suellenferrazzo@hotmail.com

**Recebido em:** 26/08/2019

**Aceito em:** 13/12/2019

## RESUMO

A magnetita consiste em um mineral com excelentes propriedades magnéticas e mecânicas, estando presente em resíduos da extração de ferro disponíveis mundialmente em milhões de toneladas depositadas em aterros. Ao considerar a variabilidade das características desse material, conforme especificidades da jazida de extração e das operações de processamento e reprocessamento, para a sua aplicação tecnológica é fundamental realizar a caracterização do resíduo. As mais promissoras formas de reaproveitamento do resíduo de magnetita referem-se a sua aplicação em asfalto e em concreto. Nesse contexto, este trabalho aborda as principais técnicas de caracterização tecnológica de resíduos de magnetita e suas contribuições, bem como resultados de estudos da incorporação do subproduto mineral em misturas betuminosas e em concreto. Identificou-se que as técnicas utilizadas analisam os resíduos e/ou o material asfáltico compósito e betão considerando as propriedades físicas, químicas, mineralógicas e termodinâmicas. Verificou-se que o resíduo de magnetita, como substituinte parcial e integral do material de enchimento, melhorou a resistência à corrosão e às rachaduras das misturas asfálticas. Além disso, o uso de pó de magnetita, extraído do resíduo, melhorou a rigidez e a resposta elástica, bem como promoveu a cura de microfissuras da mistura betuminosa. A incorporação de resíduos do mineral em pó no concreto resultou em melhorias na trabalhabilidade e na resistência do material. As informações desta revisão oferecem um panorama das técnicas de caracterização e das perspectivas de reciclagem dos resíduos de magnetita no setor da construção civil.

**Palavras-chave:** resíduos de minério de ferro; tratamento; solidificação e estabilização; agregados; asfalto e material cimentício.

## ABSTRACT

Magnetite consists of a mineral with excellent magnetic and mechanical properties and is present in iron extraction waste, which is available worldwide in millions of tons deposited in landfills. When considering the variability of the characteristics of this material, according to the specificities of the extraction and processing and reprocessing operations, it is essential for its technological application to characterize the waste. The most promising forms of reuse of magnetite waste refer to its application to asphalt and concrete. In this context, this work approaches the main techniques of technological characterization of magnetite waste and their contributions, as well as results of studies of the incorporation of the mineral byproduct in bituminous and concrete mixtures. It was identified that the techniques used analyze the waste and/or composite asphalt material and concrete considering the physical, chemical, mineralogical and thermodynamic properties. Magnetite waste, as a partial and integral substituent of the filler material, has been found to improve the corrosion and cracking resistance

of asphalt mixtures. In addition, the use of magnetite dust extracted from the residue improved stiffness and elastic response, as well as curing bituminous micro-cracks. The incorporation of powdered mineral residues into concrete resulted in improvements in the workability and strength of the material. The information in this review provides an overview of the characterization techniques and prospects for recycling magnetite waste in the construction sector.

**Keywords:** iron ore waste; treatment; solidification and stabilization; aggregates; asphalt and cementitious material.

## INTRODUÇÃO

A acelerada expansão da indústria siderúrgica desencadeou a crescente geração de resíduos de minério de ferro, que são considerados um dos principais resíduos sólidos industriais, representando expressivas quantidades em todo o mundo (CHEN *et al.*, 2011; GIUSTOZZI *et al.*, 2018; KOSSOFF *et al.*, 2014). Na China, das 5,97 bilhões de toneladas de resíduos da mineração dispostas em aterros, aproximadamente um terço corresponde a resíduos de ferro (CHEN *et al.*, 2011). Já na Austrália Ocidental, são geradas 632 milhões de toneladas de resíduos de minério de ferro por ano (KURANCHIE *et al.*, 2015). No Brasil, em 2014, estimou-se que 275,5 milhões de toneladas foram destinadas a aterros e barragens de rejeitos (DAUCE *et al.*, 2019). Com a elevada geração desses resíduos e o pouco reaproveitamento, passou-se a ocupar extensas áreas de terra e a acarretar problemas ambientais e sociais, como contaminação do solo e de recursos hídricos, toxicidade nas cadeias alimentares e riscos à saúde humana (BURD, 2002; DINO *et al.*, 2018; HAMMARSTROM *et al.*, 2005; KOSSOFF *et al.*, 2014; MEHTA *et al.*, 2018; MORENO; NERETNIEKS, 2006; WANG *et al.*, 2016c).

Entre os resíduos da mineração de ferro, destacam-se os resíduos de magnetita (RM), que são oriundos do processamento do referido mineral ( $\text{Fe}_3\text{O}_4$ ), apresentam baixo custo e são utilizados na produção de aço e produtos de ferro (GIUSTOZZI *et al.*, 2018). Diversos estudos relatam que os RM são gerados de modo contínuo em elevadas quantidades (PATTI *et al.*, 2018; WANG *et al.*, 2016c), entretanto dados específicos sobre a sua geração são escassos na literatura. Na China, estima-se que são geradas, todo ano, 700 milhões de toneladas de RM e que somente 20% dessa parcela é reaproveitada (WANG *et al.*, 2016c). No Brasil, especificamente na indústria de

mineração Anglo American Fosfatos, tem-se geração anual de dois milhões de toneladas de resíduos, sendo uma parcela de 40% correspondente à magnetita. Para Tomáz *et al.* (2015), ao considerar uma taxa de recuperação de 60%, o reaproveitamento desse subproduto da mineração resultaria em um adicional de 78,5 milhões de dólares no produto interno bruto (PIB) do estado de Goiás (GO). Ainda, no município de Catalão (GO), a indústria de beneficiamento de rocha fosfática gera 230 toneladas/hora de RM (equivalente a 30% da alimentação da planta), que são dispostas em barragens de rejeitos (SILVA; MENDES; SILVA, 2016).

Com a finalidade de garantir o fornecimento de matérias-primas oriundas da extração mineral, recentes avanços econômicos e geopolíticos estão sendo direcionados à reutilização e à reciclagem dos produtos residuais da mineração (DINO *et al.*, 2018). No decorrer dos últimos anos, o uso dos resíduos passou a despertar maior interesse em função dos benefícios econômicos provenientes dos processos de recuperação de ferro e outros metais, entretanto tais atividades ainda enfrentam problemas de descarte de resíduos e poluição secundária. Uma alternativa eficiente e promissora para recuperação do recurso é a utilização dos resíduos de ferro para a fabricação de materiais construtivos, pois não gera resíduos (CHEN *et al.*, 2011), reduz a necessidade de extração de recursos naturais, disponibiliza uma nova matéria-prima às indústrias do setor da construção civil e possibilita a redução de custos na produção (CHEN *et al.*, 2011; KURANCHIE *et al.*, 2015).

Algumas técnicas já vêm sendo adotadas para recuperação do mineral de ferro ou extração do pó ou nanopartículas de magnetita dos resíduos (GIRI;

DAS; PRADHAN, 2011; KUMAR *et al.*, 2015; SAKTHIVEL *et al.*, 2010). Todavia, a quantidade reaproveitada é muito pequena. Portanto, é necessária a utilização mais ampla dos RM. Nesse cenário, pesquisas estão sendo desenvolvidas na busca por resíduos que possam ser utilizados como materiais alternativos em misturas asfálticas, amplamente aplicadas na estrutura de base e superfície de pavimentos. Na engenharia de pavimentação há grande demanda por misturas asfálticas e, por agregados como calcário e basalto, porém a oferta dessas matérias-primas está limitada em razão de fatores de produção e preservação ambiental. Outra alternativa promissora de aplicação dos RM consiste no uso como substituinte dos agregados naturais do concreto (CAI *et al.*, 2011b; KURANCHIE *et al.*, 2015). Sendo assim, a substituição desses agregados convencionais por resíduos representa expressivo impacto na reciclagem de produtos residuais e na proteção ao meio ambiente (WANG *et al.*, 2016c).

A aplicação dos RM nos materiais de construção civil supracitados ocorre por meio de tratamentos de solidificação e/ou estabilização nas distintas matrizes. Na mistura asfáltica, os resíduos incorporados como substituinte parcial dos agregados, ao serem misturados com os demais componentes e ao betume (agente ligante), aglutinam-se e geram uma matriz rígida (GIUSTOZZI *et al.*, 2018; PATTI *et al.*, 2018). No concreto, os RM são estabilizados por meio de reações químicas entre os componentes amorfos (óxidos de sílica e alumínio) dos RM com os íons  $\text{Ca}^+$  (resultantes da hidratação do cimento), que promovem reações pozolânicas e a formação de produtos cimentantes e posteriormente o endurecimento e enrijecimento da matriz compósita (CAI *et al.*, 2011b).

Em razão do potencial de aplicação de resíduos da extração de ferro no setor de construção, os materiais naturais que contêm magnetita destacam-se por corresponder a uma matéria-prima de baixo custo, que apresenta excelentes propriedades magnéticas e mecânicas, tais como capacidade de absorção de micro-ondas, elevada resistência à compressão e maior durabilidade, que são fundamentais para o uso como agregados em misturas asfálticas (BOON; MARIATTI, 2014; GHAZANFARI; YAZDANI, 2015; WANG *et al.*, 2016b). No caso da utilização de resí-

duos de magnetita como agregados em concreto, alguns estudos apontam que a aplicação da magnetita é capaz de aprimorar propriedades de proteção contra a radiação desses materiais (GUR; ARTIG; CAKIR, 2017; HORSZCZARUK; SIKORA; ZAPOROWSKI, 2015; JASKULSKI *et al.*, 2019; KUBISSA; GLINICKI; DAŁBROWSKI, 2018), ou de melhorar determinadas propriedades mecânicas (CAI *et al.*, 2011a, 2011b; SILVA; MENDES; SILVA, 2016).

Ao considerar que os resíduos da mineração podem compreender partículas grosseiras, rochas intemperizadas, fragmentos de rochas recentemente expostas, sedimentos e argilas, a sua composição física e química apresenta significativa variabilidade conforme o composto extraído e a origem da formação geológica da jazida. Visando à aplicação em materiais de construção, a identificação das propriedades desse resíduo é essencial para poder definir necessidades de adequação de variadas frações, ou combinações delas, e técnicas de segregação para recuperação da concentração do mineral. Permite, ainda, detectar a possível presença de contaminantes adicionais que ao longo do tempo possam causar impactos ambientais negativos (YELLISHETTY *et al.*, 2008). A caracterização auxilia também na compreensão das interações físicas e químicas entre o resíduo e os demais compostos constituintes de um material (produto) e na consequente influência na estrutura e no comportamento do material compósito (GIUSTOZZI *et al.*, 2018). Segundo Borges, Luz e Ferreira (2008), as informações sobre as propriedades dos resíduos de minerais favorecem a viabilização do seu aproveitamento como subproduto no próprio local de geração ou em outro setor.

Nesse contexto, este trabalho aborda as principais técnicas utilizadas na caracterização dos RM, das misturas asfálticas e do concreto fabricados com a incorporação do mineral, bem como estudos da literatura sobre essa aplicação. Esta revisão fornece um panorama da caracterização tecnológica do resíduo mineral e das contribuições de sua incorporação em materiais construtivos, sendo de grande relevância para pesquisadores da temática de reaproveitamento de resíduos na construção civil e para despertar perspectivas de pesquisas futuras.

## METODOLOGIA

Este estudo constitui-se de uma revisão bibliográfica referente às técnicas de caracterização e às aplicações de RM em misturas asfálticas e em concreto. O levantamento literário foi realizado mediante pesquisas nos bancos de dados Biblioteca Eletrônica Científica Online (SciELO), ScienceDirect, Scopus e Web of Science. Para tanto, pesquisou-se por título, resumo e palavras-chave utilizando os termos: “magnetita”, “resíduos de magnetita”, “caracterização”, “mistura asfáltica”, “pavimento asfáltico”

e “concreto”. Foram selecionados os estudos que realizaram a identificação das propriedades dos resíduos de minério de ferro/magnetita e do mineral extraído do reprocessamento de resíduos, bem como de pesquisas que também aplicaram esse subproduto em misturas asfálticas e em concreto. Considerando que o foco da aplicação é o reaproveitamento de resíduos da mineração, foram descartados trabalhos que não utilizaram magnetita extraída dos resíduos oriundos dessa atividade.

## TÉCNICAS DE CARACTERIZAÇÃO

Na literatura, os estudos acerca da incorporação de RM em pavimento asfáltico ainda são muito recentes e escassos. Todavia, encontrou-se um número mais expressivo de trabalhos que realizaram somente a caracterização desse resíduo da mineração. Ambos os tipos de estudo utilizaram diferentes técnicas de caracterização, que em geral visavam determinar a distribuição granulométrica e a morfologia das partículas, além da composição química e mineralógica dos resíduos, bem como dos materiais fabricados com o uso do resíduo.

No Quadro 1 estão sumarizadas as técnicas utilizadas para caracterização dos RM ou do mineral de ferro extraído de resíduos da mineração, bem como das misturas asfálticas e de concreto fabricados com incorporação da carga mineral. Além disso, apresenta-se a resposta esperada para cada técnica e os respectivos estudos da literatura, que serão descritos após esse resumo.

### Análise granulométrica e granulometria a laser

A caracterização mais básica de resíduos da mineração de ferro (que incluem a magnetita) consiste na determinação da distribuição granulométrica desses resíduos, sendo utilizada em associação com outras técnicas para complementação de informações. Com base nessa análise, é possível identificar necessidades de adequações ou seleção das frações granulométricas para reaproveitamento dos resíduos.

A granulometria de resíduos de minérios de ferro (Figura 1), oriundos de rocha carbonática, foi realizada por Borges, Luz e Ferreira (2008) seguindo a metodologia da NBR 7181 (ABNT, 1984), em que se constatou um  $d_{80}$  de 0,42 mm (80% da amostra passante em 420  $\mu\text{m}$ ). Tal característica potencializa o uso do subproduto como material de enchimento em pavimento asfáltico, conforme

será explicado em seguida. Essa análise, em conjunto com a microscopia ótica e a difração de raios X, permitiu constatar que o ferro estava presente de forma mais concentrada nas frações mais finas e revelou a presença de  $\text{P}_2\text{O}_5$  em teor superior ao especificado para o minério de ferro ( $P < 0,04\%$ ). Esse resultado demonstra a importância da caracterização dos resíduos para verificar a possível presença de um composto, que em teor acima do limite máximo exigido corresponde a um contaminante e nesse caso pode haver a necessidade de um pré-tratamento do resíduo, anterior à sua aplicação.

Patti *et al.* (2018) determinaram a distribuição granulométrica de duas amostras de magnetita (I e II) (Figura 2) para complementar as informações da morfologia das partículas obtidas por meio de microscopia eletrônica de varredura. Observou-se que a magnetita I apresentava menos partículas de tamanho médio (8–30  $\mu\text{m}$ ) do que a amostra II. Visando ao uso dessas partículas em mistura com betume, conhecer a granulometria torna-se fundamental para averiguar a necessidade de pré-tratamento para adequação do tamanho das partículas. Ao considerar que na pavimentação asfáltica usualmente o material de enchimento apresenta partículas de tamanho inferior a 75  $\mu\text{m}$  (GIUSTOZZI *et al.*, 2018), não houve a necessidade de adequação da granulometria das partículas das amostras de magnetita.

Cabe destacar que Patti *et al.* (2018) demonstraram que é possível obter elevada taxa de aquecimento (50°C.s<sup>-1</sup>) utilizando uma mistura composta (betume e magnetita) de 1 mm de espessura, sem a necessidade de pré-tratamento adicional para aumentar a área específica das partículas do mineral. Essa constatação aponta para um grande potencial dessa aplicação em usinas de asfalto. Também, visando à posterior apli-

**Quadro 1 – Técnicas de caracterização de resíduos de magnetita (RM) e misturas asfálticas e concreto com carga mineral.**

Técnica	Resposta	Estudo
Análise granulométrica e granulometria a laser	Distribuição granulométrica/ tamanho de partículas de resíduo/magnetita	Borges, Luz e Ferreira (2008) Patti <i>et al.</i> (2018) Giustozzi <i>et al.</i> (2018) Dauce <i>et al.</i> (2019) Cai <i>et al.</i> (2011a) Cai <i>et al.</i> (2011b)
Microscopia eletrônica de varredura e Criomicroscopia eletrônica de varredura	Morfologia das partículas de resíduo/magnetita e distribuição do mineral na mistura asfáltica	Wang <i>et al.</i> (2016c) Patti <i>et al.</i> (2018) Giustozzi <i>et al.</i> (2018) Wang <i>et al.</i> (2016a)
Microscopia ótica	Morfologia dos minerais dos RM	Borges, Luz e Ferreira (2008)
Espectroscopia de dispersão de elétrons e Espectrometria de plasma	Composição química (óxidos ou elementar)	Gomes, Pereira e Peres (2011) Wang <i>et al.</i> (2016c) Patti <i>et al.</i> (2018) Giustozzi <i>et al.</i> (2018)
Espectrometria de infravermelho	Ligações químicas e de grupos funcionais moleculares das misturas asfálticas	Wang <i>et al.</i> (2016c)
Difração de raios X	Composição mineralógica dos resíduos da mineração de ferro/de magnetita e do concreto com carga mineral	Borges, Luz e Ferreira (2008) Gomes, Pereira e Peres (2011) Wang <i>et al.</i> (2016c) Dauce <i>et al.</i> (2019) Cai <i>et al.</i> (2011a) Wang <i>et al.</i> (2016a) Cai <i>et al.</i> (2011b) Tang <i>et al.</i> (2019)
Espectrometria Mössbauer	Quantificação de minerais da mineração de ferro (magnetita)	Borges, Luz e Ferreira (2008)
Calorimetria diferencial de varredura	Fluxo de calor e calor específico em função da temperatura do mastic asfáltico com magnetita	Patti <i>et al.</i> (2018)

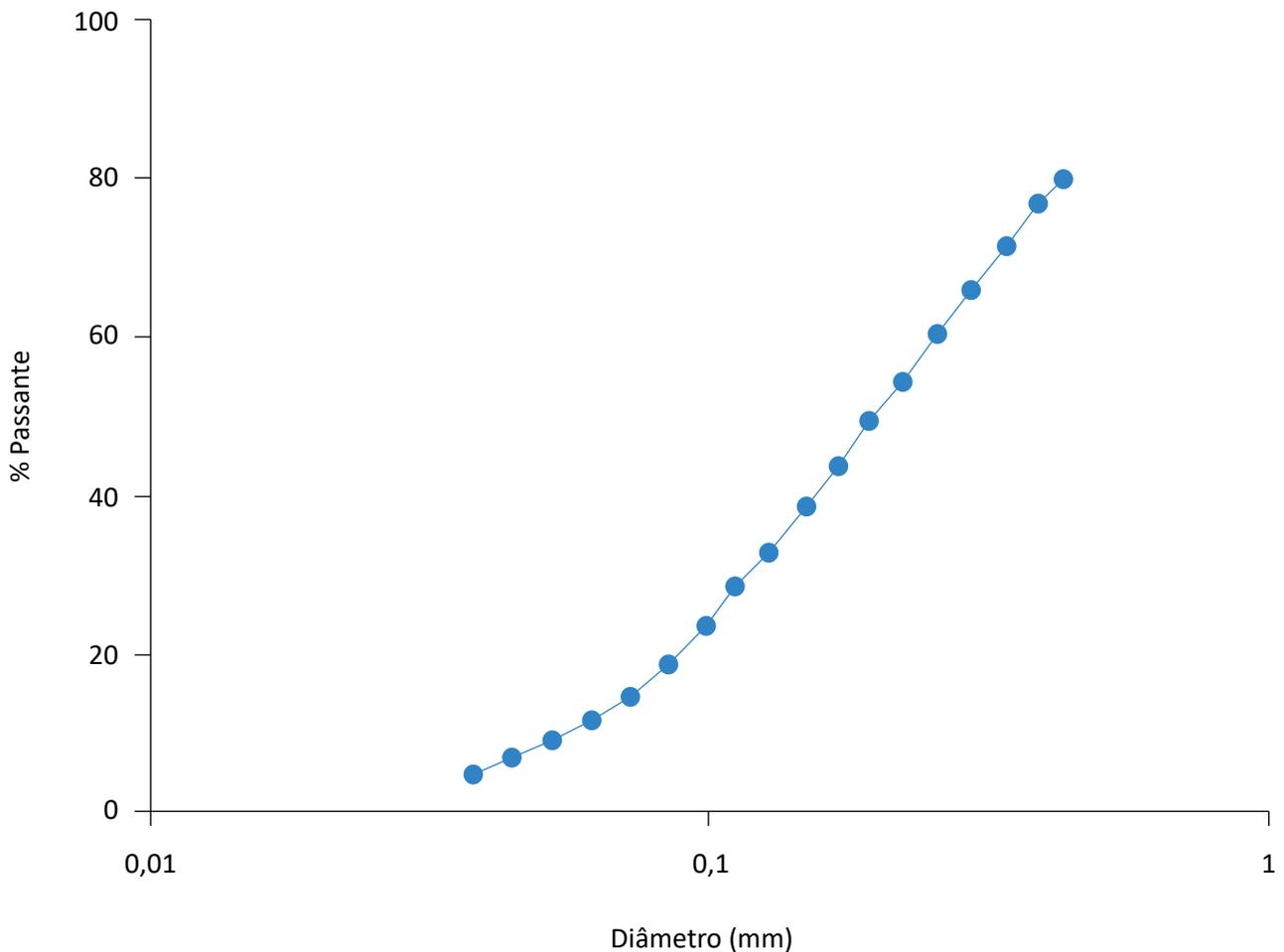
cação em material cimentício, Cai *et al.* (2011a) e Cai *et al.* (2011b) submetem os RM moídos à distribuição granulométrica (Figura 3) para determinação do módulo de finura e da gradação adequada para a incorporação da carga mineral no concreto. Verificou-se que os RM continham 2,2% de microfinos e módulo de

finura de 2,7. Em alguns casos, para a gradação ótima do material de enchimento do concreto, partículas do mineral com tamanho inferior a 75 µm não são utilizadas (CAI *et al.*, 2011b). Já na incorporação em concreto espumado, partículas de maior finura contribuem para a resistência do material (CAI *et al.*, 2011a).

### Microscopia eletrônica de varredura e criomicroscopia eletrônica de varredura

Diversos estudos acerca da caracterização de RM visando a seu uso em substituição dos agregados naturais em misturas asfálticas têm utilizado a técnica de microscopia eletrônica de varredura (MEV) para determinação da morfologia das partículas desses resíduos.

Por meio de imagem de MEV dos RM (Figura 4), Wang *et al.* (2016c) observaram que esses resíduos eram constituídos de partículas angulosas, característica que pode contribuir para formação de uma estrutura intertravada e elevar a capacidade do asfalto em suportar falhas pela formação de sulcos.

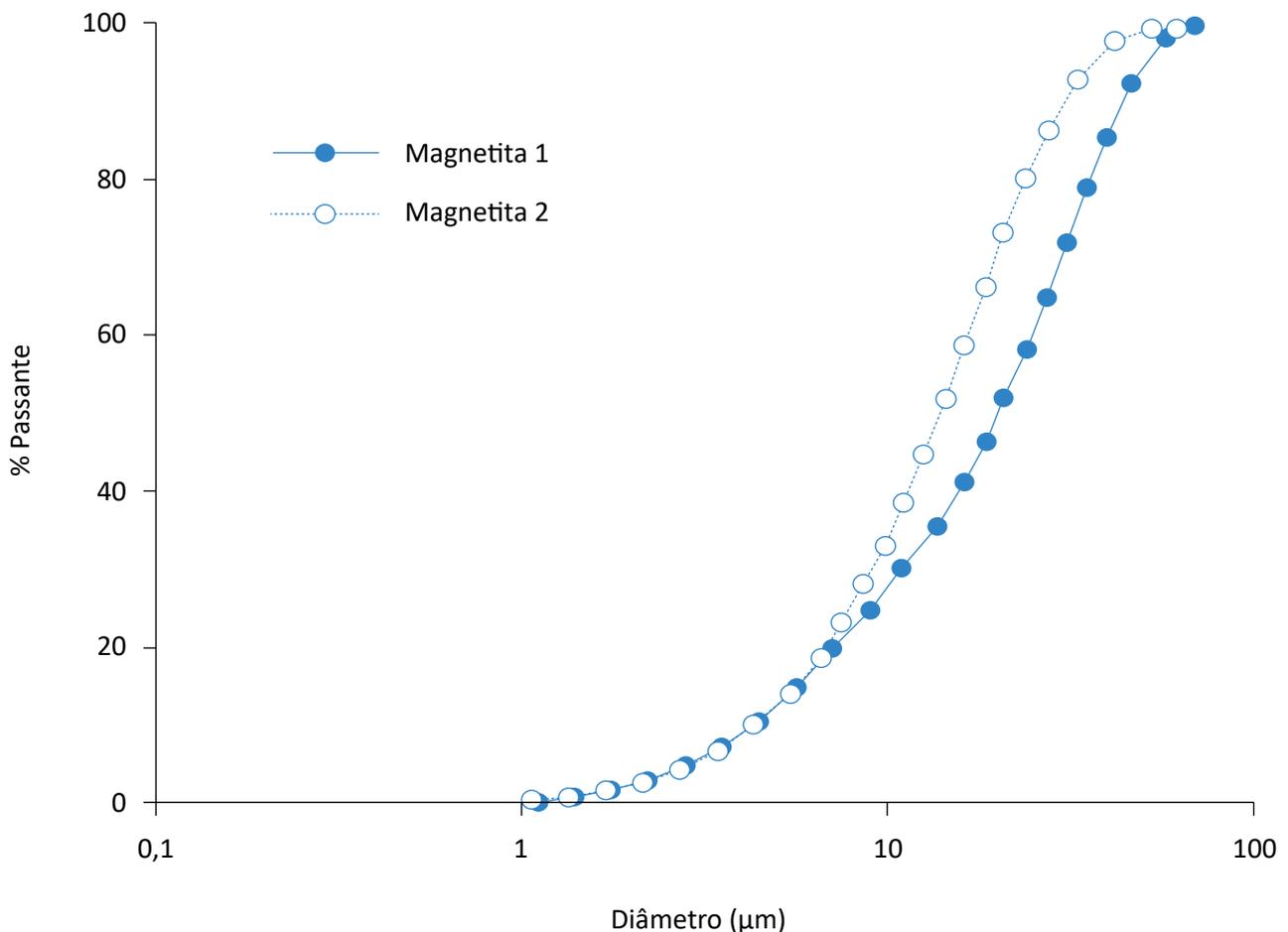


Fonte: adaptado de Borges, Luz e Ferreira (2008).

**Figura 1 – Análise granulométrica do resíduo magnético de tapira.**

No estudo de Patti *et al.* (2018), a análise de MEV de duas amostras de magnetita (magnetita I e II), oriundas de resíduos de diferentes locais de mineração, possibilitou observar que as amostras são constituídas por partículas de formato irregular e de tamanho variável, conforme Figura 5. As partículas da magnetita I apresentavam formato mais alongado e afiado nas bordas. Já a amostra II apresentava formato esférico e bordas arredondas. O formato das partículas do resíduo mineral irá contribuir para a rigidez da matriz do material em que ele será inserido como agregado. As partículas mais angulares (amostra I) tendem a influenciar a formação de uma estrutura com intertravamento, ângulo de atrito interno e resistência superiores em relação à amostra II (composta de partículas arredondadas). Esse comportamento também é favorecido pela granulometria bem graduada do resíduo, apresentada anteriormente.

Patti *et al.* (2018) também utilizaram a criomicroscopia eletrônica de varredura (Crio-MEV) para averiguar se houve distribuição homogênea da magnetita na matriz de betume, fator importante para obter um aquecimento uniforme do mastiche asfáltico. As imagens obtidas por meio de Crio-MEV (Figura 6) permitiram observar que não houve a formação de aglomerado (distribuição heterogênea) de magnetita nas misturas betuminosas. Ao comparar as imagens das amostras com distintas relações carga mineral/betume, é possível notar nas Figuras 6B e 6C, sobretudo na ampliação da Figura 6C, que uma relação mais elevada resultou em maiores áreas com superfície lisa (betume-fase única), enquanto na menor relação (Figura 6A) há maior presença de cristas e picos fragmentados (fase da magnetita).



Fonte: modificado de Patti *et al.* (2018).

**Figura 2 – Análise granulométrica da magnetita I e da magnetita II.**

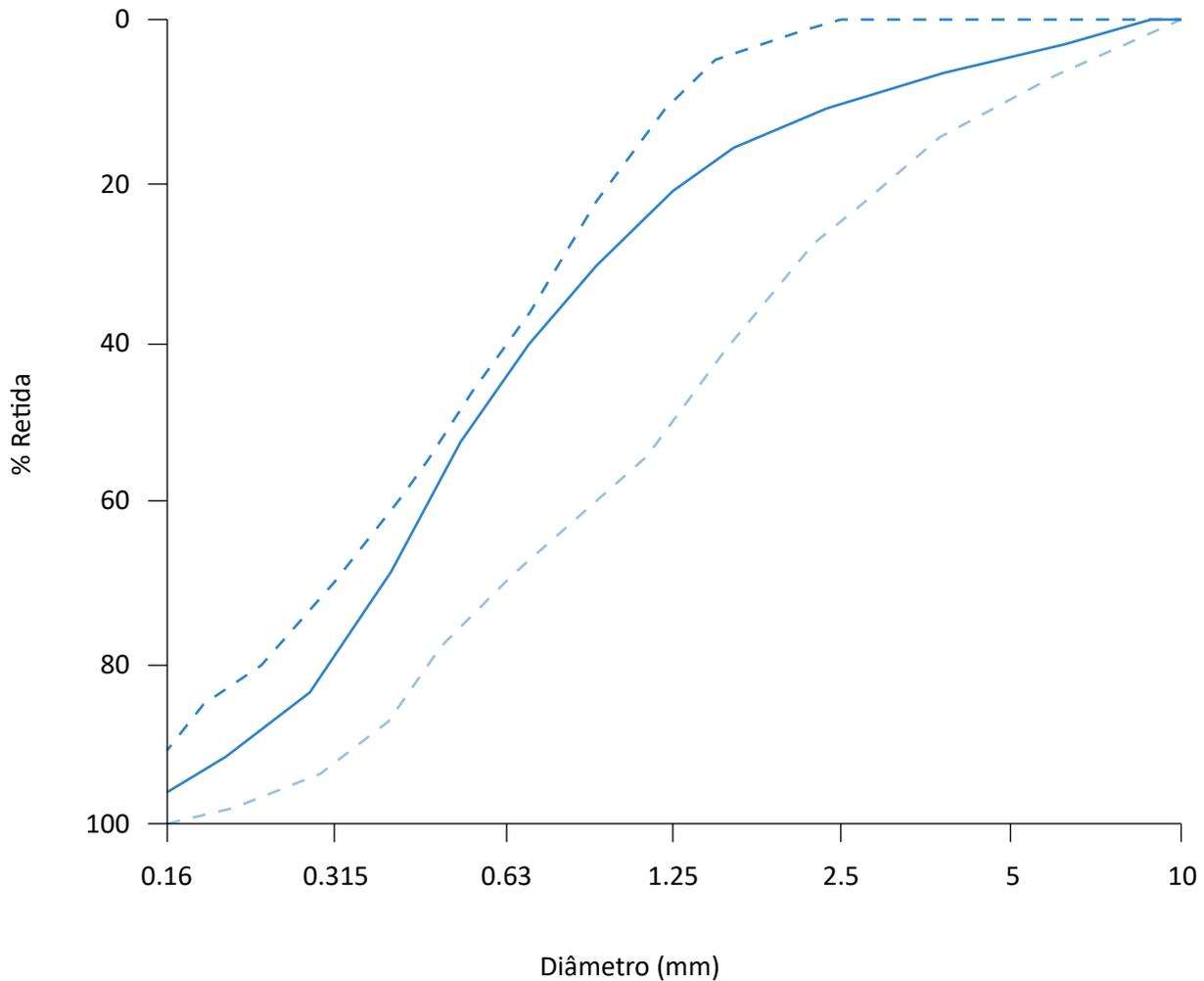
Segundo Giustozzi *et al.* (2018), é importante conhecer o tamanho e a morfologia das partículas da magnetita, pois essas características influenciam nas propriedades

### Microscopia ótica

Borges, Luz e Ferreira (2008) utilizaram a microscopia ótica (Figura 7) de forma a complementar a técnica de difração de raios X (DRX), auxiliando na identificação dos minerais presentes na amostra de resíduos provenientes de uma rocha carbonática. Os autores notaram que a magnetita apresenta coloração rosada e está em fase

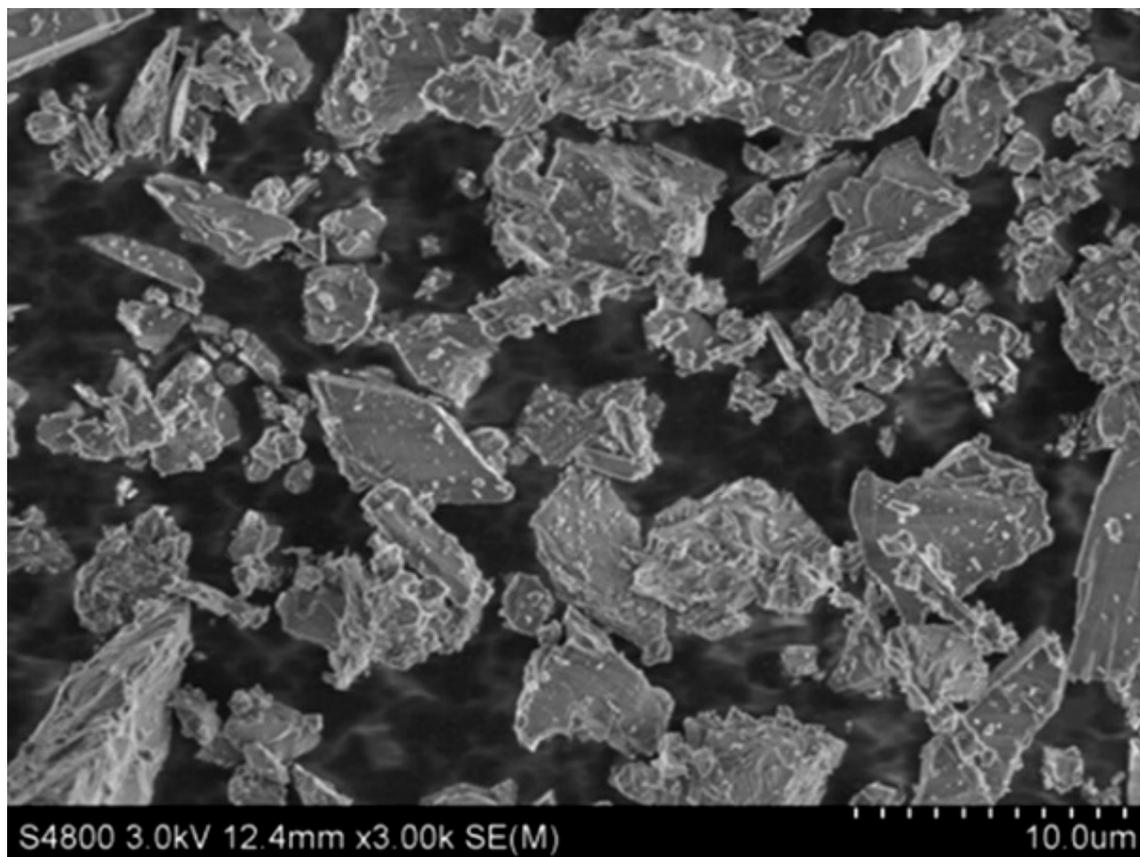
reológicas do mastique asfáltico compósito e consequentemente na trabalhabilidade desse material nas usinas de asfalto.

de martitização (processo de transformação em hematita pseudomórfica), desenvolvendo-se nas bordas em direção ao centro das partículas (Figura 7A). Já a ilmenita está presente de forma lamelar e intercrescida nas partículas de magnetita (Figura 7B), condição que pode dificultar a concentração seletiva dos dois minerais.



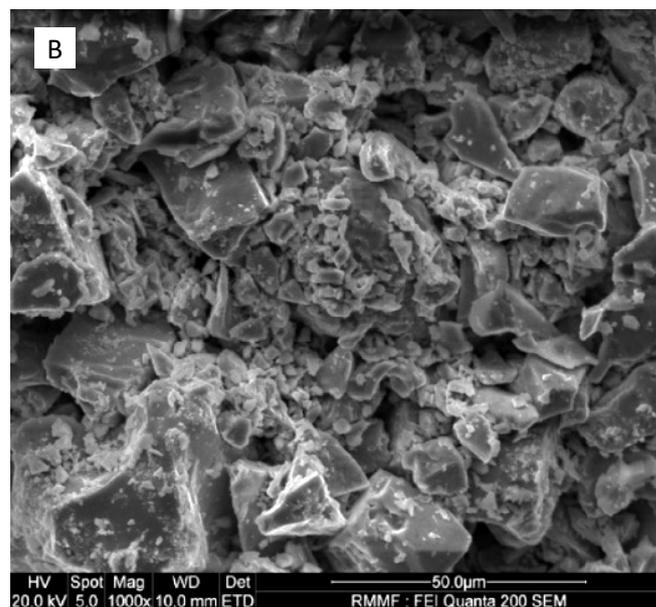
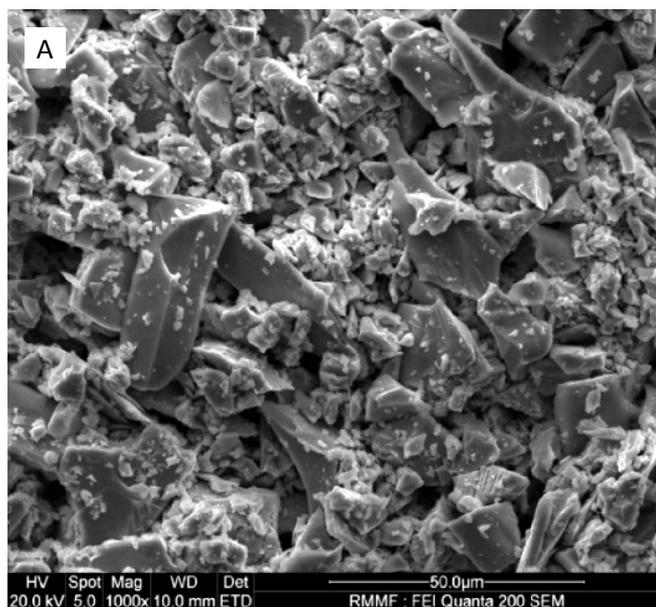
Fonte: modificado de Cai et al. (2011a).

**Figura 3 – Análise granulométrica do resíduo de magnetita (RM) moído para ser utilizado como agregado fino na produção de concreto.**



Fonte: Wang *et al.* (2016c).

Figura 4 – Imagem de microscopia eletrônica de varredura dos resíduos de magnetita (RM).



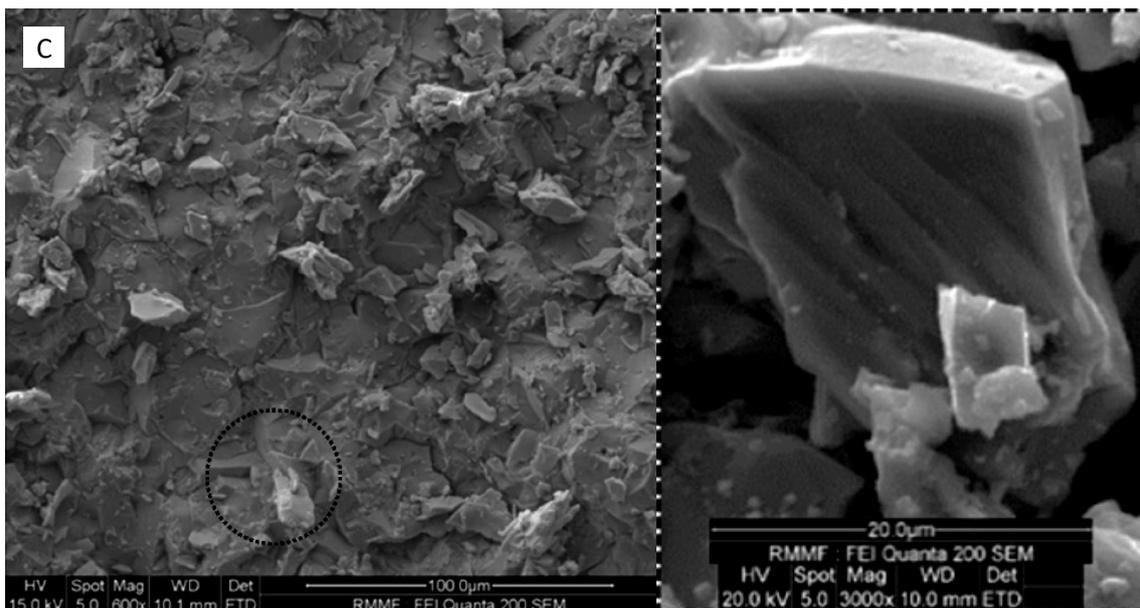
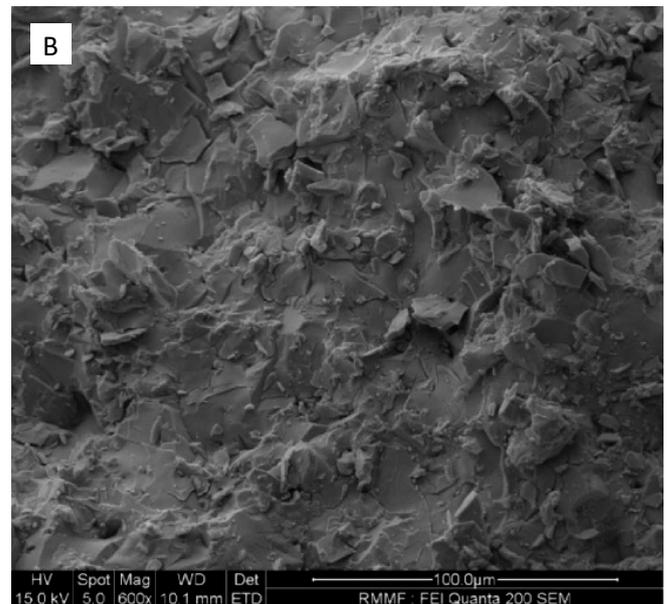
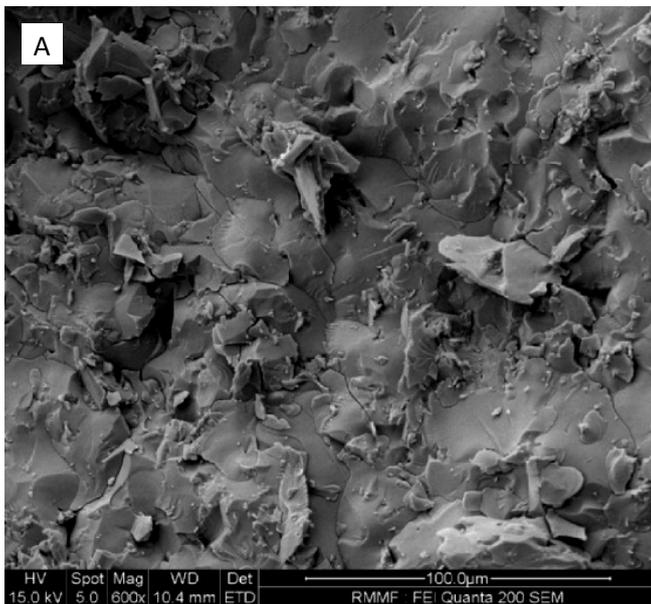
Fonte: Patti *et al.* (2018).

Figura 5 – Imagem de microscopia eletrônica de varredura da (A) magnetita I e da (B) magnetita II.

## Espectroscopia de dispersão de elétrons e espectrometria de plasma

A espectroscopia de dispersão de elétrons (EDE), ou também conhecida como espectroscopia de energia dispersiva, é uma técnica utilizada para determinação dos elementos químicos constituintes da amostra de magnetita, sobretudo para quantificação de ferro, além da possível presença de contaminantes.

Wang *et al.* (2016c) utilizaram a EDE para determinar quantitativamente a composição química dos RM moídos e observaram que a constituição majoritária consistia em óxidos e sílica (81,66%) e 4,82% de ferro. Além disso, não foi detectada a presença de metais pesados, os quais poderiam apresentar potencial de poluição e toxicidade ambiental.



Fonte: Patti *et al.* (2018).

Figura 6 – Imagem de criomicroscopia eletrônica de varredura de C170-magnetita I com carga/betume (A) 0,5, (B) 1,0 e (C) 1,5.

Na pesquisa de Patti *et al.* (2018), os resultados de EDE permitiram verificar que as duas amostras de magnetita avaliadas eram constituídas, de modo predominante, de ferro (79,1 e 71,4%) e oxigênio (20,7 e 23,1%), além de uma parcela residual de silício (0,2 e 1,0%), possivelmente em função de a superfície do suporte para acondicionar o resíduo na análise de EDE conter esse elemento. Uma das amostras apresentou 4,5% de

### Espectrometria de infravermelho

A espectrometria de infravermelho tem sido utilizada em pesquisas que contemplam a incorporação de RM em asfalto, para fazer a caracterização de ligações químicas e de grupos funcionais moleculares das misturas asfálticas, como no estudo de Wang *et al.* (2016c). Com base nessa técnica, os autores examinaram a presença do íon hidroxila (OH<sup>-</sup>) gerado por meio da adição de cal hidratada na mistura asfáltica com RM e identificado pelo pico em 3644,09 cm<sup>-1</sup> (Figura 8). De acordo com os autores, íons hidroxila

### Difração de raios X

A técnica de DRX foi realizada para identificação das fases cristalinas constituintes dos RM e para compreensão do comportamento mecânico dos RM e do material em que foram incorporados.

Em estudos como de Borges, Luz e Ferreira (2008), Gomes, Pereira e Peres (2011) e Dauce *et al.* (2019),

carbono, que pode ser proveniente do tratamento de lavagem após a extração no local da mineração.

Além da técnica de EDE, a composição química dos resíduos também pode ser determinada por espectrometria de plasma. Gomes, Pereira e Peres (2011) constataram que os resíduos apresentavam teores de Fe, SiO<sub>2</sub> e Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub> de 48,08, 20,58 e 3,16%, respectivamente.

elas podem contribuir para maior aderência entre as interfaces do asfalto com o agregado, melhorando a propriedade de estabilidade da água das misturas asfálticas. Isso pode ser explicado em função de os íons hidroxila (disponibilizados pela cal) promoverem a dissolução de sílica e alumínio amorfos presentes nos agregados, resultando na formação de géis de silicatos e aluminatos, que, por sua vez, atuam como ligantes (agentes cimentantes) das partículas, aumentando a resistência do material.

foram caracterizados os resíduos da mineração de ferro, visando analisar a composição mineralógica dos resíduos, incluindo a magnetita. Borges, Luz e Ferreira (2008) aplicaram a DRX em resíduos da concentração de minério para análise dos minerais presentes na amostra, o que possibilitou identificar a presença de magnetita, hematita e ilmenita.

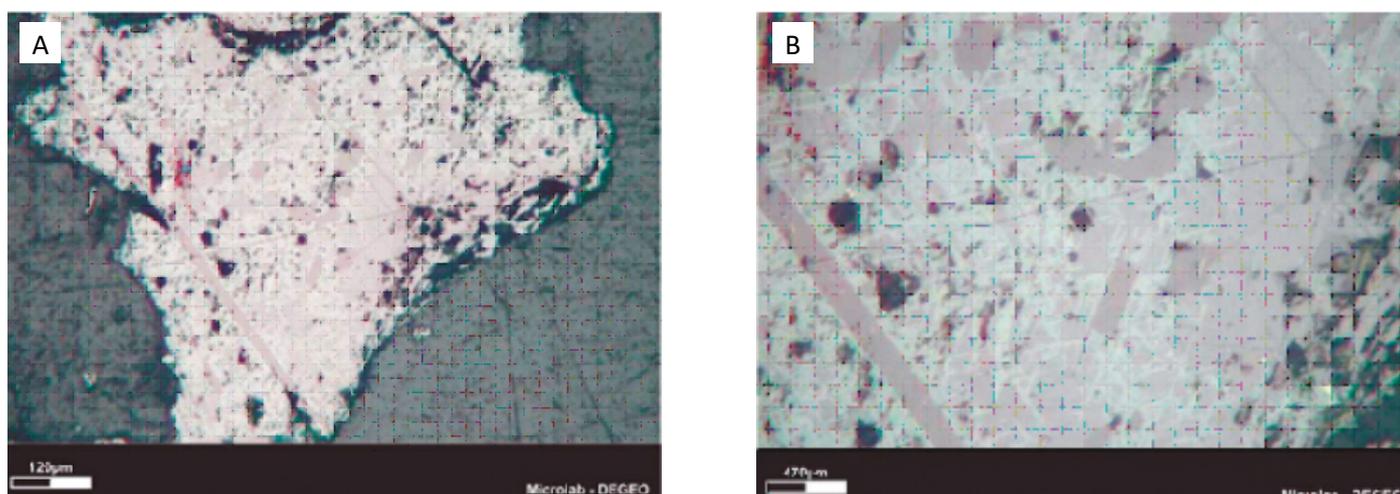
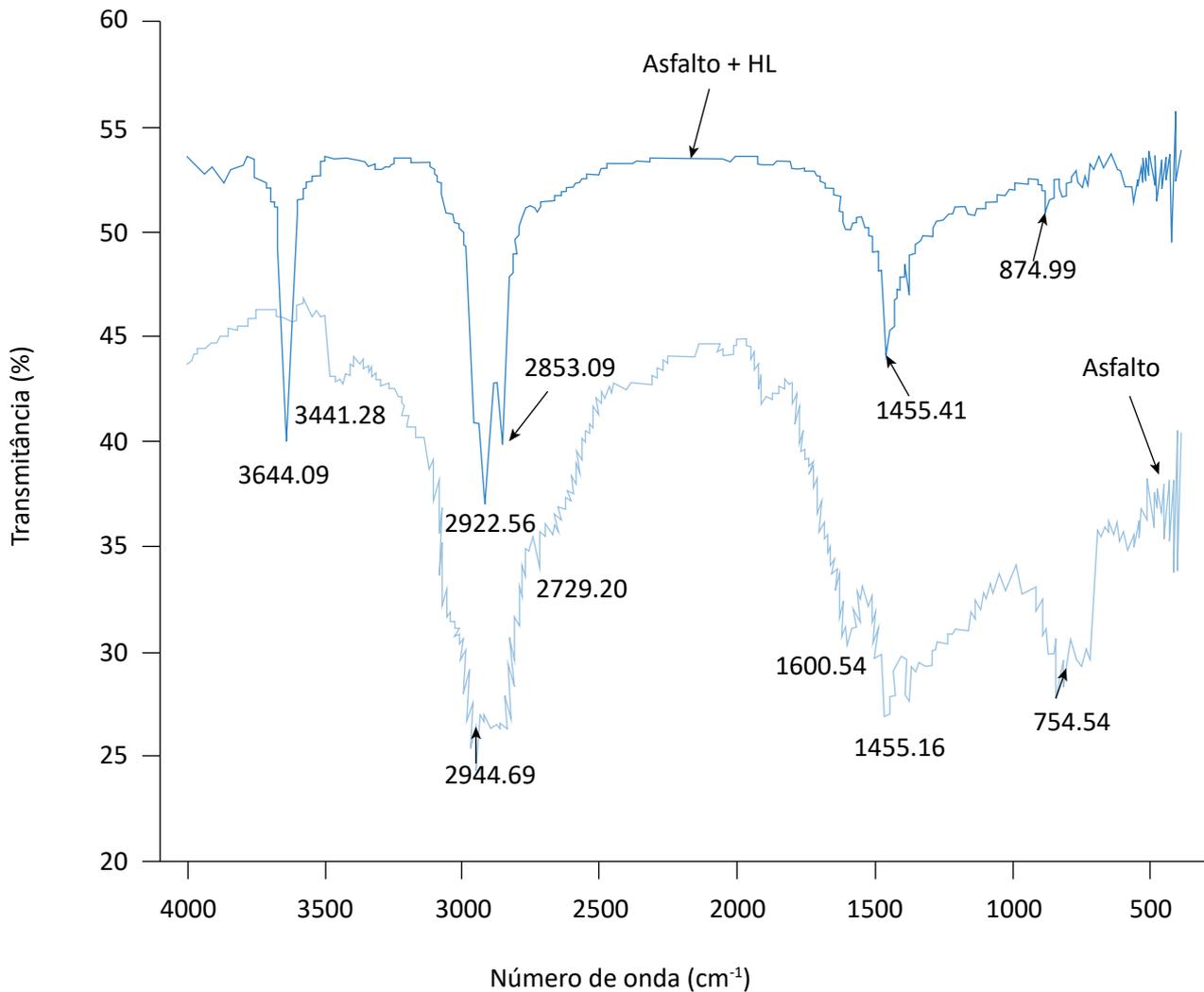


Figura 7 – Microscopia ótica de resíduos de rocha carbonática. (A) Partícula apresentando martitização e ilmenita intercrescida; (B) detalhe da fotomicrografia da figura (A).

Na determinação da composição mineralógica de resíduos de uma barragem de minérios de ferro, por meio de DRX, Gomes, Pereira e Peres (2011) verificaram a presença de magnetita, hematita, martita e goethita, além de quartzo, gibbsita e caulinita. Resultados semelhantes foram obtidos por Dauce *et al.* (2019), que detectaram a presença de quartzo, hematita, goethita e magnetita em resíduo de minério de ferro. Já no estudo de Tang *et al.* (2019), a análise qualitativa da composição mineralógica mostrou a presença quartzo, magnetita, hematita, clorita e hornblenda. Na mineralogia dos resíduos provenientes de diferentes jazidas, é notória a presença conjunta de quartzo e hematita associados à

magnetita. Caracterização adicional poderia ser realizada para quantificação dos minerais por meio do método de Reitveld (KÖNIG; PÖLLMANN; ANGÉLICA, 2002), o que auxiliaria na determinação da forma de aplicação mais adequada.

Já Wang *et al.* (2016c) observaram que os RM apresentam enstatita e anortita como minerais constituintes majoritários, além de tremolita e clorita. A enstatita e a anortita apresentam valores de dureza (5–6 e 6–6,5 mohs, respectivamente) superiores ao do agregado natural, calcário (calcita 3 mohs) e, como tais minerais são mais duros, os RM podem apresentar maior resistência à força de formação de sulcos ou deforma-



Fonte: Wang *et al.* (2016c).

**Figura 8 – Espectro de infravermelho do asfalto antes e depois da adição de cal hidratada.**

ções durante o teste de estabilidade dinâmica à alta temperatura, que é realizado em concordância com a especificação chinesa (CHINA, 2011).

Cai *et al.* (2011b) utilizaram a DRX para avaliar a mineralogia da argamassa do concreto contendo diferentes teores de RM em pó (5, 10 e 20%). Foi possível identificar que com o aumento do teor de RM há redução da presença de fases cristalinas de hidróxido de cálcio na amostra. Esse composto reage quimicamente com os constituintes pozolânicos dos resíduos em pó, o que implica redução da sua presença na argamassa. Em outro estudo, Cai *et al.* (2011a) apontaram que os RM

### Espectrometria Mössbauer

A espectrometria Mössbauer é uma técnica não-destrutiva associada às medidas de ressonância em sólidos que possibilita analisar a estrutura mineralógica e identificar as fases minerais constituintes de agregados multifásicos, como rochas, sedimentos e solos (HERZENBERG; RILEY, 1970), sendo uma das ferramentas mais confiáveis para quantificação de magnetita em solos (VODYANITSKII; SAVICHEV, 2017), entretanto ainda é pouco utilizada para a caracterização de RM.

Quanto à caracterização de resíduos contendo magnetita, a técnica supracitada foi utilizada no estudo de

### Calorimetria diferencial de varredura

Visando estudar o comportamento do mastique asfáltico composto de betume e magnetita, Patti *et al.* (2018) utilizaram a técnica de calorimetria diferencial de varredura (DSC) para avaliar as propriedades associadas ao aquecimento desse material compósito. Nessa análise, aferiu-se a quantidade de calor necessária para aumentar a temperatura da amostra, obtendo-se assim resultados de fluxo de calor e calor específico em função da temperatura. Os autores averiguaram que a magnetita extraída do reprocessamento de resíduos, em uma mineração na Austrália (amostra II) apresentava calor específico superior ao da extraída no Reino Unido (amostra I), sendo necessária assim maior quantidade de calor para gerar aumento de temperatura na amostra mineral II. Ao confrontar esses resultados com as informações

moídos eram compostos de quartzo, feldspato de potássio, anortita e magnetita.

Wang *et al.* (2016a) aplicaram a técnica supracitada para investigar as fases minerais dos resíduos de minério de ferro a serem aplicados na produção do concreto, em conjunto com ganga de carvão (GC). Com base nessa aplicação, foi possível observar a presença da magnetita e de outros minerais. A DRX também foi utilizada para avaliar a mineralogia das amostras de concreto antes e após serem submetidas ao processo de autoclavagem, sendo descrita na sequência deste artigo.

Borges, Luz e Ferreira (2008) para determinar compostos que contenham ferro em sua estrutura, em resíduos de uma rocha carbonática. Essa análise possibilitou quantificar o teor de magnetita, hematita e ilmenita presentes na amostra em 69, 23 e 6%, respectivamente. Para complementar essa caracterização, poderia ser realizada a quantificação dos diferentes estados de oxidação do ferro, sobretudo a razão de íons ferro ferroso e ferro férrico ( $Fe^{+2}$  e  $Fe^{+3}$ ) (CETEM, 2010; MAASS *et al.*, 2019). Visando à aplicação em asfalto, tais informações seriam importantes para estudar as propriedades magnéticas do mineral e a taxa de aquecimento de misturas betuminosas contendo magnetita.

provenientes da granulometria e da espectroscopia de dispersão de elétrons, verificou-se que, apesar de a magnetita I apresentar granulometria maior e conseqüente menor área específica, ela apresenta maior teor de ferro (79,1%) do que o mineral II (71,4%). Portanto, o potencial de aquecimento em virtude do campo eletromagnético é aumentado com a maior presença de ferromagnético.

Ainda conforme Patti *et al.* (2018), correlacionar os dados de calor específico com a potência por unidade de superfície da mistura e com a corrente elétrica (do aquecedor por indução) possibilita obter informações valiosas para determinar a potência requerida para o aquecedor por indução aquecer um volume específico de pavimento asfáltico em larga escala.

## APLICAÇÃO EM MISTURAS ASFÁLTICAS E EM CONCRETO

O levantamento de trabalhos da literatura que aplicaram RM ou o mineral extraído do reprocessamento de resíduos da mineração em misturas asfálticas resultou em um número escasso, sendo o primeiro estudo publicado em 2016.

Wang *et al.* (2016c) avaliaram a substituição parcial e integral de calcário por RM moídos (mineração na China) como agregado na forma de *fillers* em misturas asfálticas, com e sem adição de cal hidratada (0 a 2%). Foram avaliados os efeitos dos resíduos nas propriedades de alta e baixa temperatura (estabilidade dinâmica e deformação, respectivamente das misturas). Investigou-se também a estabilidade em água para analisar a adesão da interface agregado-asfalto, conforme a metodologia da Norma JTG E20-2011. Os autores verificaram que a adição de cal hidratada melhora a adesão entre agregado e asfalto, bem como a estabilidade em água das misturas contendo RM. O uso desse resíduo demonstrou contribuir para a melhoria na resistência dinâmica a alta temperatura (anticorrosão) das misturas de asfalto e para a ligeira redução da resistência de divisão (rachadura) a baixa temperatura. Ainda, com o aumento do teor de resíduos nas misturas, observou-se o aumento da razão de resistência à divisão (rachadura) por ciclos de congelamento e descongelamento, superando a exigência mínima da regulamentação chinesa, que é de 80%.

A pesquisa de Giustozzi *et al.* (2018) utilizou pó de magnetita extraída do reprocessamento de resíduos em locais de mineração do Reino Unido e da Austrália, para substituir a carga de calcário natural na mistura asfáltica na forma de *fillers*. Posteriormente, avaliou a reologia de cisalhamento, conforme a Norma AASHTO T315 (AASHTO, 2010), e a microestrutura por meio de MEV, Crio-MEV e EDE. Foram testadas três relações de carga magnetita/betume no mastique: 0,5, 1,0 e 1,5. Os autores constataram que a incorporação do referido mineral na mistura melhora a rigidez e a resposta elástica (reduz ângulo de fase) à alta temperatura do material compósito, fornecendo maior suporte à deformação permanente. Não foi identificada melhoria na resposta de viscosidade dos mastiques ferrosos em relação aos mastiques contendo calcário natural, o que poderia ajudar a reduzir problemas com a formação de fissuras.

A magnetita proveniente dos processos de extração de minérios também está sendo estudada entre os materiais da mineração que visam, por meio de magnetização de betume, gerar indução nos considerados pavimentos rodoviários inteligentes. Com os objetivos de reduzir a necessidade de manutenção de pavimentos rodoviários, em virtude da formação de microfissuras, e de buscar um agente promotor de cura desses sistemas, Patti *et al.* (2018) realizaram a continuação do estudo de Giustozzi *et al.* (2018). Os autores avaliaram o uso de pó de magnetita (33,3%, 50% e 60% da mistura), extraído dos processos de mineração de ferro e sem pré-tratamento adicional, como substituinte do material de enchimento em mistura asfáltica. Nessa pesquisa, duas amostras de magnetita foram adicionadas de modo individual ao betume: magnetita I (Reino Unido) e magnetita II (Austrália). Verificou-se que as misturas que continham magnetita, sob aquecimento por indução, atingiram alta taxa de aquecimento correspondente a  $50^{\circ}\text{C}\cdot\text{s}^{-1}$ . Com o rápido aquecimento das amostras betuminosas, ocorreu a redução da viscosidade do betume, promovendo a cura (fechamento) das microfissuras, como pode ser observado na Figura 9.

Segundo Hasan *et al.* (2019), embora os agregados convencionalmente aplicados nas misturas asfálticas apresentem tamanho e formato de partículas, granulometria e demais propriedades de engenharia semelhantes, ainda há uma lacuna referente à propriedade térmica. O uso de agregados com maior calor específico resultará em maior consumo de energia para fabricação do material asfáltico. Nesse sentido, o bom desempenho térmico das misturas asfálticas, em função do pó de magnetita, demonstra o benefício do uso desse mineral, não somente para reduzir a possibilidade de rachaduras no pavimento, como também para diminuir as emissões de poluentes atmosféricos e o consumo energético para produção do material.

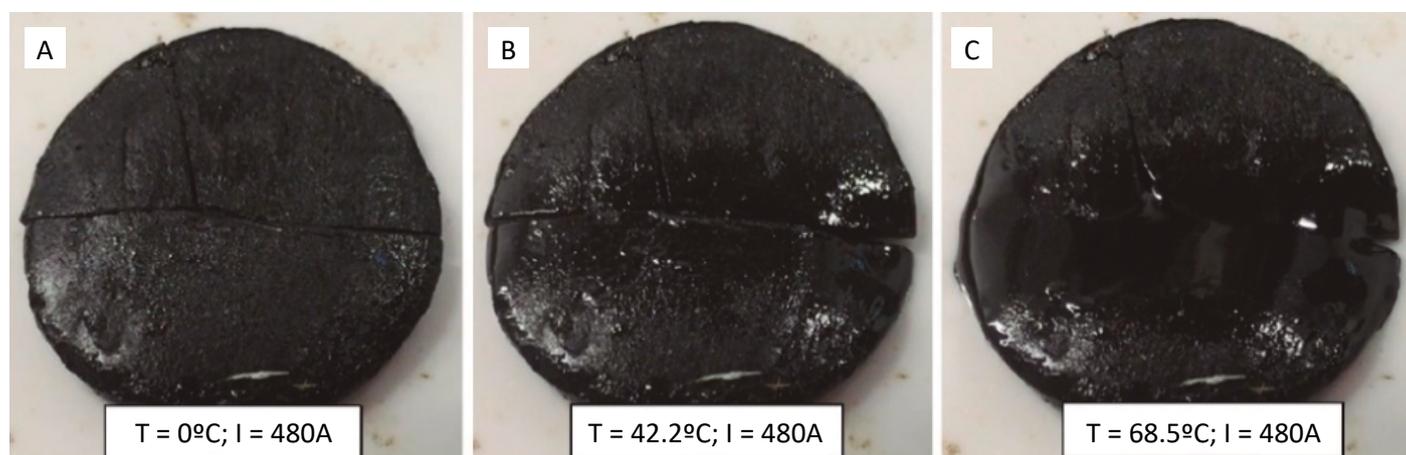
No que tange à incorporação de RM em concreto, tem-se como estudo pioneiro o trabalho desenvolvido por Cai *et al.* (2011a). Os autores avaliaram os efeitos dos RM em pó como substituinte dos agregados mi dos na trabalhabilidade e resistência do concreto. Na fabricação do concreto, utilizaram-se cimento Portland, escória de alto forno moída e RM moído (5, 10 e 20%). Quanto aos efeitos da relação água/pó de RM (0,40, 0,45, 0,50 e 0,55), observou-se que, quando a relação

é de 0,50, e tem o teor de 20% de RM, o que implica excelente microgradação e ótima trabalhabilidade. Já no teor de 0,40, tem-se redução do teor água/pó de RM e aumento no teor de micromiúdos (semelhante ao cimento), por conseguinte maior área superficial específica, o que resultou no aumento da resistência em sete e 28 dias, conferida por meio do ensaio de abatimento do tronco de cone (*Slump test*). Averiguou-se que a microgradação desses resíduos torna o concreto mais compacto, e os constituintes pozolânicos das micropartículas dos RM (68,63%  $\text{SiO}_2$  e 6,72%  $\text{Al}_2\text{O}_3$ ), ao reagir com o hidróxido de cálcio ( $\text{Ca(OH)}_2$ ), oriundos da hidratação do cimento, contribuem para a resistência do material de construção. O aumento do teor de RM em pó no concreto implica a incorporação de agregados miúdos de granulometria muito pequena (micro). Essa característica, por sua vez, contribui para a composição de agregados com partículas bem graduadas, as quais favorecem maiores contatos e intertravamento e em consequência um material com uma matriz mais resistente. Além disso, um teor superior de micropartículas de RM no concreto disponibilizou maior presença de sílica e de alumínio amorfo para gerar reações pozolânicas com o  $\text{Ca(OH)}_2$ , atuando como agente cimentante. O consumo do hidróxido de cálcio foi verificado pela redução da sua fase cristalina no betão, identificada na análise de DRX.

Silva, Mendes e Silva (2016) também avaliaram a aplicação de RM como substitutos parciais do agregado miúdo na produção de concreto. Corpos de prova foram

produzidos com base na substituição de 10, 20 e 30% de magnetita, utilizada no lugar de areia. Adequação granulométrica foi realizada para que as partículas do resíduo permanecessem na mesma faixa granulométrica da areia a ser substituída. Mediante os resultados, constatou-se que os corpos de prova substituídos pela magnetita apresentaram melhores resultados nos ensaios de compressão (ensaio de abatimento do tronco de cone), quando comparados com os corpos de prova sem substituição.

Cai *et al.* (2011a) investigaram a viabilidade de utilização do pó de RM e de resíduos do destilador Solvay em concreto espumado *in situ*. Esse concreto, fabricado com cimento, material de enchimento e espuma pré-formada, é normalmente utilizado para isolamento térmico e proteção contra incêndio. A aplicação dos resíduos no concreto espumado visa substituir os materiais convencionais inflamáveis por isolantes térmicos orgânicos. Nesse estudo, os autores utilizaram os RM em pó como substituinte dos agregados miúdos e o resíduo do destilador Solvay (produção de carbonato de sódio) como acelerador do processo de endurecimento do concreto. A espuma pré-formada foi misturada com água, cimento Portland e material de enchimento, na mistura de proporção água/sólido de 0,15, e avaliou-se a resistência em sete e 28 dias. Por meio de ensaios de resistência à compressão, verificou-se que o concreto espumado do sistema de cimento-pó do mineral demonstrou resistência e relação força-densidade



Fonte: Patti *et al.* (2018).

**Figura 9 – Cura de microfissuras com o uso de magnetita em misturas betuminosas por meio de aquecimento por indução: (A)  $t = 0$  s; (B)  $t = 0,8$  s; (C)  $t = 1,3$  s.**

Quadro 2 – Síntese dos estudos de aplicação de resíduos de magnetita (RM) em misturas asfálticas e em concreto.

Estudo	Técnica	Aplicação	Resultados
Wang <i>et al.</i> (2016c)	Microscopia eletrônica de varredura Espectroscopia de dispersão de elétrons Difração de raios X Espectrometria de infravermelho	RM moídos para substituição parcial e integral do calcário em mistura asfáltica	- Melhoria na resistência dinâmica a alta temperatura (anticorrosão) das misturas asfálticas; - Ligeira redução da resistência de divisão a baixa temperatura; - Aumento da razão de resistência à divisão (rachadura) por ciclos de congelamento e descongelamento
Giustozzi <i>et al.</i> (2018)	Granulometria Microscopia eletrônica de varredura Espectroscopia de dispersão de elétrons	Magnetita extraída do reprocessamento de resíduos na mineração, para substituir a carga de calcário natural na mistura asfáltica - Carga de magnetita/betume: 0,5, 1,0 e 1,5	- Melhora a rigidez e a resposta elástica (reduz ângulo de fase) do material compósito, a alta temperatura; - Não melhora da resposta de viscosidade dos mastiques ferrosos em relação aos mastiques contendo calcário natural
Patti <i>et al.</i> (2018)	Granulometria Microscopia eletrônica de varredura Espectroscopia de dispersão de elétrons	Magnetita extraída de processos de mineração de ferro como material de enchimento em mistura asfáltica - Carga de magnetita/betume: 0,5, 1,0 e 1,5	- Alta taxa de aquecimento da mistura betuminosa com magnetita (50°C.s-1); - Cura de microfissuras
Cai <i>et al.</i> (2011b)	Granulometria Difração de raios X	RM em pó (5, 10 e 20%) como substituinte do agregado miúdo no concreto	- Constituintes pozolânicos das micropartículas dos RM (68,63% SiO <sub>2</sub> e 6,72% Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> ); - Efeito combinado da relação água/pó de RM com microgradação das partículas do resíduo; - O teor de água/pó de RM de 0,4, o aumento de teor de micro miúdos e os constituintes pozolânicos dos resíduos resultam em melhoria na trabalhabilidade e na resistência do concreto

Continua...

Quadro 2 – Continuação.

Estudo	Técnica	Aplicação	Resultados
Silva, Mendes e Silva (2016)	Não apresentaram técnicas analíticas de caracterização	Substituição do agregado fino por magnetita para produção do concreto	- Corpos de prova com substituição parcial da areia por RM apresentam melhores resultados aos ensaios de compressão que aqueles sem substituição
Cai <i>et al.</i> (2011a)	Granulometria Difração de raios X	Pó de RM e resíduos do destilador Solvay em concreto espumado <i>in situ</i>	- Concreto espumado do sistema de cimento-pó do mineral demonstrou resistência e relação força-densidade superior aos dos sistemas cimento-areia e sistema cimento-cal-areia
Wang <i>et al.</i> (2016a)	Difração de raios X Microscopia eletrônica de varredura	Concreto aerado autoclavado (CAA) foi desenvolvido utilizando ganga de carvão (GC) e resíduos de minério de ferro (RMF)	- Mistura ótima de 20% de GC, 40% de RMF, 25% de cal, 10% de cimento, 5% de dessulfurização de gesso e 0,06% de pó de alumínio, que resultou em resistência à compressão de 3,68 MPa

superior aos dos sistemas cimento-areia e sistema cimento-cal-areia. A incorporação do resíduo do destilador, agente espumante (XY-M-8) e fibra de polipropileno resultou em melhoria na coesão e resistência do betão. Além disso, o resíduo do destilador, composto de  $\text{CaCl}_2$ ,  $\text{NaCl}$ ,  $\text{CaCO}_3$ ,  $\text{CaSO}_4$  e  $\text{Ca(OH)}_2$ , contribui para a redução do concreto durante o processo de fabricação do concreto espumado.

Já Wang *et al.* (2016a) estudaram um novo tipo de concreto aerado autoclavado (CAA) mediante a incorporação de GC e de resíduos de minério de ferro (RMF), contendo magnetita em sua composição. Os autores utilizaram diferentes técnicas aqui descritas, tanto para caracterização dos materiais e resíduos quanto para avaliação do produto final, como DSC, análise termogravimétrica (TG), DRX, MEV e resistência à compressão, conforme a Norma Chinesa GB/T 11968 (CHINA, 2008). Os testes resultaram em resistência à compressão ótima de 3,68 MPa com base em uma mistura de 20% de GC, 40% de RMF, 25% de cal, 10% de cimento, 5% de dessulfurização de gesso e 0,06% de pó de alumínio. Uma análise de DRX ainda permitiu identificar que, anteriores

ao processo de autoclavagem, os produtos de hidratação do concreto contendo GC e RMF eram tobermorita, hibschite, etringita e silicatos de cálcio hidratado (C-S-H). Durante a autoclavagem, a etringita foi decomposta e formou-se mais tobermorita acoplada aos C-S-H e ao hibschite.

Conforme a descrição supracitada dos estudos sobre as formas de reaproveitamento de RM em misturas asfálticas e concreto, o Quadro 2 apresenta uma síntese das principais técnicas utilizadas para caracterização do resíduo e do produto fabricado, a forma de aplicação da carga mineral no material de infraestrutura e os resultados obtidos.

Assim como no caso da aplicação de RM em misturas asfálticas, ainda há escassez de estudos que avaliam a aplicação desses materiais para a produção de concreto. Essa atividade apresenta um consumo de matérias-primas naturais em grande escala, o qual poderia ser reduzido mediante a incorporação de resíduos. Apesar dessa escassez os trabalhos existentes na literatura indicam que há bom potencial de aplicação de RM na produção de misturas asfálticas e concreto, tanto como substituto de agregados (es-

pecialmente miúdos) quanto como material de adição à mistura. Diante disso, ressalta-se a importância da utilização das técnicas de caracterização, de forma a identificar as principais características dos RM e averiguar a sua possibilidade de aplicação, visto a variedade de propriedades existentes entre os resíduos oriundos de diferentes jazidas.

Os estudos supracitados sobre o reaproveitamento de RM para produção de misturas asfálticas e concreto demonstram que se trata de temática muito atual, com resultados promissores sob perspectivas científica e tecnológica e que oportunizam o desenvolvimento de mais pesquisas, não somente para avaliação do comportamento mecânico como também da viabilidade ambiental e econômica.

## CONCLUSÕES

Essa revisão apresentou as principais técnicas de caracterização de RM, do mineral extraído do resíduo da mineração e também do material asfáltico compósito e do concreto, considerando informações das propriedades físicas, químicas, mineralógicas e termodinâmicas. Além disso, abordou estudos da referida aplicação e respectivos resultados de comportamento mecânico e reológico.

De forma geral, os resultados de caracterização demonstraram que os resíduos de magnetita apresentam tamanho e morfologia de partículas e composição química e mineralógica adequados para incorporação à mistura asfáltica, não obstante em alguns casos há a necessidade de triturar o resíduo e possível presença de um contaminante. Já as misturas asfálticas, com incorporação da carga ferromagnética, demonstraram melhoria na resistência relacionada à anticorrosão e às rachaduras, na rigidez e na resposta elástica (resistência à deformação) e elevada taxa de aquecimento que promoveu o fechamento de microfissuras. Quanto à incorporação dos resíduos em concreto, todos os estudos levantados apresentaram bons resultados, indicando que esses materiais possuem potencial de aplicação, sobretudo quando utilizados como substitutos ao agregado miúdo.

As pesquisas de caracterização tecnológica e as que também aliam a aplicação, além de contribuírem para a redução de impactos ambientais pelo reaproveitamento da magnetita de resíduos da mineração, buscam a viabilidade técnica de misturas asfálticas e de concreto. Nesse aspecto, destaca-se a incorporação dos resíduos de magnetita com a utilização de pré-tratamento simples, como a trituração ou a moagem, ou uso de pó de magnetita extraído do reprocessamento dos resíduos no próprio local da mineração. Esse último fator, em conjunto com o atendimento dos requisitos técnicos do material fabricado com a carga mineral, favorecem a viabilidade de aplicação em escala industrial.

A incorporação do subproduto mineral na mistura betuminosa e cimentícia deve resultar em um material que atenda às especificações da engenharia de pavimentação e construção, potencializando o seu uso em larga escala para obtenção de um pavimento mais durável, como um agente promotor da cura de fissuras e de concretos mais resistentes.

Para otimização do uso do resíduo de magnetita, é fundamental a princípio conhecer a granulometria e a morfologia das partículas e a composição química e mineralógica das partículas constituintes. Entre as técnicas utilizadas para tais determinações, a granulometria a *laser*, a MEV, a EDE, a espectrometria de plasma, a espectrometria de infravermelho, a DRX e até mesmo a fluorescência de raios X (determinação da composição química) oferecem resultados precisos e coerentes para compreender o comportamento do resíduo e do material com carga mineral. Sob o ponto de vista tecnológico, deter o conhecimento das propriedades dos RM é imprescindível para definir a aplicação mais adequada. Resíduos constituídos majoritariamente de micropartículas e com elevado teor de ferro apresentam maior potencial de uso em misturas asfálticas, enquanto os constituídos de partículas mais graúdas e com maior teor de sílica e de alumínio podem ser moídos e incorporados ao concreto.

Contudo, as características e o comportamento dos resíduos de magnetita variam conforme especificidades da jazida de extração e das operações de processamento e reprocessamento submetidas. Portanto, ressalta-se a importância da caracterização tecnológica de cada amostra do resíduo, bem como de testes para avaliação da viabilidade técnica/ambiental e econômica do material produzido. Nesse último aspecto, atenta-se para a necessidade e a importância de realizar a análise de ciclo de vida do produto contendo resíduos de magnetita, para investigação da sustentabilidade dessa aplicação.

## REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO AMERICANA DE AUTORIDADES ESTADUAIS DE RODOVIAS E TRANSPORTES (AASHTO). *AASHTO T315-10: Determining the Rheological Properties of Asphalt Binder Using a Dynamic Shear Rheometer (DSR)*. Estados Unidos: AASHTO, 2010.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 7181: análise granulométrica*. Rio de Janeiro: ABNT, 1984.
- BOON, M. S.; MARIATTI, M. Optimization of magnetic and dielectric properties of surface-treated magnetite-filled epoxy composites by factorial design. *Journal of Magnetism and Magnetic Materials*, v. 355, p. 319-324, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.jmmm.2013.12.002>
- BORGES, A. A.; LUZ, J. A. M.; FERREIRA, E. E. Caracterização da parcela magnética de minério fosfático de carbonatito. *Revista Escola de Minas*, v. 61, n. 1, p. 29-34, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0370-44672008000100006>
- BURD, B. J. Evaluation of mine tailings effects on a benthic marine infaunal community over 29 years. *Marine Environmental Research*, v. 53, n. 5, p. 481-519, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0141-1136\(02\)00092-2](https://doi.org/10.1016/S0141-1136(02)00092-2)
- CAI, J. W.; LÜ, Z. H.; HOU, G. X.; BAI, R. Y.; LIU, M. M. Application of magnetite mill tailings and solvay distiller waste in foamed concrete in situ. *Advanced Materials Research*, v. 335-336, p. 1312-1315, 2011a. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMR.335-336.1312>
- CAI, J. W.; WU, J. X.; LÜ, Z. H.; GAO, G. L. Effects of powdery mill tailings from magnetite on workability and strength of concretes. *Key Engineering Materials*, v. 477, p. 233-238, 2011b. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/KEM.477.233>
- CENTRO DE TECNOLOGIA MINERAL (CETEM). *Caracterização Mineralógica de Minérios: Parte 1*. Rio de Janeiro: Cetem, 2010. v. 3.
- CHEN, Y.; ZHANG, Y.; CHEN, T.; ZHAO, Y.; BAO, S. Preparation of eco-friendly construction bricks from hematite tailings. *Construction and Building Materials*, v. 25, n. 4, p. 2107-2111, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2010.11.025>
- CHINA. *GB/T 11968: Autoclaved aerated concrete blocks*. China, 2008.
- \_\_\_\_\_. *JTG E20-2011. Standard Test Methods of Asphalt and Asphalt Mixtures for Highway Engineering*. Beijing, 2011.
- DAUCE, P. D.; CASTRO, G. B. de; LIMA, M. M. F.; LIMA, R. M. F. Characterisation and magnetic concentration of an iron ore tailings. *Journal of Materials Research and Technology*, v. 8, n. 1, p. 1052-1059, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jmrt.2018.07.015>
- DINO, G. A.; MEHTA, N.; ROSSETTI, P.; AJMONE-MARSAN, F.; DE LUCA, D. A. Sustainable approach towards extractive waste management: Two case studies from Italy. *Resources Policy*, v. 59, p. 33-43, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2018.07.009>
- GHAZANFARI, M.; YAZDANI, A. Influence of MWCNTs on the formation, structure and magnetic properties of magnetite. *Materials Science in Semiconductor Processing*, v. 40, p. 152-157, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.mssp.2015.06.055>
- GIRI, S. K.; DAS, N. N.; PRADHAN, G. C. Magnetite powder and kaolinite derived from waste iron ore tailings for environmental applications. *Powder Technology*, v. 214, n. 3, p. 513-518, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2011.09.017>
- GIUSTOZZI, F.; MANSOUR, K.; PATTI, F.; PANNIRSELVAM, M.; FIORI, F. Shear rheology and microstructure of mining material-bitumen composites as filler replacement in asphalt mastics. *Construction and Building Materials*, v. 171, p. 726-735, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.03.190>

- GOMES, M. A.; PEREIRA, C. A.; PERES, A. E. C. Caracterização tecnológica de rejeito de minério de ferro. *Revista Escola de Minas*, v. 64, n. 2, p. 233-236, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0370-44672011000200016>
- GUR, A.; ARTIG, B.; CAKIR, T. Photon Attenuation Properties of Concretes containing magnetite and limonites ores. *Physicochemical Problems of Mineral Processing*, v. 53, n. 1, p. 184-191, 2017. <http://dx.doi.org/10.5277/ppmp170115>
- HAMMARSTROM, J. M.; SEAL, R. R.; MEIER, A. L.; KORNFIELD, J. M. Secondary sulfate minerals associated with acid drainage in the eastern US: Recycling of metals and acidity in surficial environments. *Chemical Geology*, v. 215, n. 1, p. 407-431, 2005. <https://dx.doi.org/10.1016/j.chemgeo.2004.06.053>
- HASAN, M. R. M.; CHEW, J.-W.; JAMSHIDI, A.; YANG, X.; HAMZAH, M. O. Review of sustainability, pretreatment, and engineering considerations of asphalt modifiers from the industrial solid wastes. *Journal of Traffic and Transportation Engineering*, v. 6, n. 3, p. 209-244, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.jtte.2018.08.001>
- HERZENBERG, C. L.; RILEY, D. L. Current Applications of Mossbauer Spectrometry in Geochemistry. In: PEARSON, L. R.; GROVE, E. L. (orgs). *Developments in Applied Spectroscopy*. Nova York/Londres: Plenum Press, 1970. v. 8. p. 325.
- HORSZCZARUK, E.; SIKORA, P.; ZAPOROWSKI, P. Mechanical properties of shielding concrete with magnetite aggregate subjected to high temperature. *Procedia Engineering*, v. 108, p. 39-46, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2015.06.117>
- JASKULSKI, R.; GLINICKI, M. A.; KUBISSA, W.; DĄBROWSKI, M. Application of a non-stationary method in determination of the thermal properties of radiation shielding concrete with heavy and hydrous aggregate. *International Journal of Heat and Mass Transfer*, v. 130, p. 882-892, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.ijheatmasstransfer.2018.07.050>
- KÖNIG, U.; PÖLLMANN, H.; ANGÉLICA, R. S. O Refinamento de Rietveld como um método para o controle de qualidade de minérios de ferro. *Revista Escola de Minas*, v. 55, n. 2, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/S0370-44672002000200007>
- KOSSOFF, D.; DUBBIN, W. E.; ALFREDSSON, M.; EDWARDS, S. J.; MACKLIN, M. G.; HUDSON-EDWARDS, K. A. Mine tailings dams: Characteristics, failure, environmental impacts, and remediation. *Applied Geochemistry*, v. 51, p. 229-245, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2014.09.010>
- KUBISSA, W.; GLINICKI, M. A.; DĄBROWSKI, M. Permeability testing of radiation shielding concrete manufactured at industrial scale. *Materials and Structures/Materiaux et Constructions*, v. 51, 2018. <https://doi.org/10.1617/s11527-018-1213-0>
- KUMAR, R.; SAKTHIVEL, R.; BEHURA, R.; MISHRA, B. K.; DAS, D. Synthesis of magnetite nanoparticles from mineral waste. *Journal of Alloys and Compounds*, v. 645, p. 398-404, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2015.05.089>
- KURANCHIE, F. A.; SHUKLA, S. K.; HABIBI, D.; MOHYEDDIN, A. Utilisation of iron ore tailings as aggregates in concrete. *Cogent Engineering*, v. 2, n. 1, 2015. <https://doi.org/10.1080/23311916.2015.1083137>
- MAASS, D.; VALÉRIO, A.; LOURENÇO, L. A.; OLIVEIRA, D.; HOTZA, D. Biosynthesis of iron oxide nanoparticles from mineral coal tailings in a stirred tank reactor. *Hydrometallurgy*, v. 184, p. 199-205, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2019.01.010>
- MEHTA, N.; DINO, G. A.; AJMONE-MARSAN, F.; LASAGNA, M.; ROMÈ, C.; DE LUCA, D. A. Extractive waste management: A risk analysis approach. *Science of the Total Environment*, v. 622-623, p. 900-912, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.11.260>
- MORENO, L.; NERETNIEKS, I. Long-term environmental impact of tailings deposits. *Hydrometallurgy*, v. 83, n. 1-4, p. 176-183, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.hydromet.2006.03.052>
- PATTI, F.; MANSOUR, K.; PANNIRSELVAM, M.; GIUSTOZZI, F. Mining materials to generate magnetically-triggered induction healing of bitumen on smart road pavements. *Construction and Building Materials*, v. 171, p. 577-587, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2018.03.160>

- SAKTHIVEL, R.; VASUMATHI, N.; SAHU, D.; MISHRA, B. K. Synthesis of magnetite powder from iron ore tailings. *Powder Technology*, v. 201, n. 2, p. 187-190, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.powtec.2010.03.005>
- SILVA, A. C.; MENDES, M. V. A.; SILVA, S. Substituição de areia por magnetita na formulação do concreto. *Tecnologia em Metalurgia, Materiais e Mineração*, v. 13, n. 3, p. 265-269, 2016. <http://dx.doi.org/10.4322/2176-1523.1022>
- TANG, C.; LI, K.; NI, W.; FAN, D. Recovering iron from iron ore tailings and preparing concrete composite admixtures. *Minerals*, v. 9, n. 4, p. 1-14, 2019. <http://dx.doi.org/10.3390/min9040232>
- TOMÁZ, R. S.; SILVA, A. C.; SILVA, E. M. S.; SOUSA, D. N. Produção de concentrado de magnetita por jigagem a partir do rejeito de rocha fosfática. *Holos*, v. 7, p. 72, 2015. <https://doi.org/10.15628/holos.2015.3715>
- VODYANITSKII, Y. N.; SAVICHEV, A. T. Magnetite contamination of urban soils in European Russia. *Annals of Agrarian Science*, v. 15, n. 2, p. 155-162, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.aasci.2017.05.020>
- WANG, C. L.; NI, W.; ZHANG, S. Q.; WANG, S.; GAI, G. S.; WANG, W. K. Preparation and properties of autoclaved aerated concrete using coal gangue and iron ore tailings. *Construction and Building Materials*, v. 104, p. 109-115, 2016a. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2015.12.041>
- WANG, Z.; WANG, H.; AN, D.; AI, T.; ZHAO, P. Laboratory investigation on deicing characteristics of asphalt mixtures using magnetite aggregate as microwave-absorbing materials. *Construction and Building Materials*, v. 124, p. 589-597, 2016b. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.07.137>
- WANG, Z.; XU, C.; WANG, S.; GAO, J.; AI, T. Utilization of magnetite tailings as aggregates in asphalt mixtures. *Construction and Building Materials*, v. 114, p. 392-399, 2016c. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2016.03.139>
- YELLISHETTY, M.; KARPE, V.; REDDY, E. H.; SUBHASH, K. N.; RANJITH, P. G. Reuse of iron ore mineral wastes in civil engineering constructions: A case study. *Resources, Conservation and Recycling*, v. 52, n. 11, p. 1283-1289, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2008.07.007>



# CONTRIBUIÇÃO DE FATORES QUÍMICOS E METEOROLÓGICOS PARA A FORMAÇÃO DE OZÔNIO TROPOSFÉRICO EM SÃO PAULO

CONTRIBUTION OF CHEMICAL AND METEOROLOGICAL FACTORS TO TROPOSPHERIC OZONE FORMATION IN SÃO PAULO, BRAZIL

**Caroline Santolaya** 

Estudante de graduação no Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal de São Paulo (Unifesp) – São Paulo (SP), Brasil.

**Maria Carla Queiroz Diniz Oliveira** 

Estudante de mestrado no Departamento de Ciências Ambientais, Unifesp – São Paulo (SP), Brasil.

**Luciana Varanda Rizzo** 

Docente na Unifesp – São Paulo (SP), Brasil.

**Simone Georges**

**El Khouri Miraglia** 

Docente no Departamento de Engenharia Química, Unifesp – São Paulo (SP), Brasil.

**Endereço para correspondência:**

Luciana Varanda Rizzo – Rua São Nicolau, 210 – Centro – CEP 09913-030 – Diadema (SP), Brasil – E-mail: lrizzo@unifesp.br

Recebido em: 30/10/2019

Aceito em: 20/12/2019

## RESUMO

O ozônio ( $O_3$ ) é um dos poluentes responsáveis pela deterioração da qualidade do ar em áreas urbanas. Trata-se de um poluente secundário, formado na atmosfera por meio de reações fotoquímicas, e sua produção depende tanto de fatores meteorológicos quanto de fatores químicos. Este trabalho teve por objetivo analisar a variabilidade interanual das concentrações de  $O_3$  na região metropolitana de São Paulo entre 2005 e 2015, isolando a contribuição de fatores químicos mediante a aplicação do filtro Kolmogorov–Zurbenko. Os resultados mostraram que a variabilidade das condições meteorológicas explicou de 39 a 52% da variância das concentrações de  $O_3$  no período de estudo. A incidência relativamente baixa de radiação solar em 2008 e 2009 foi um fator limitante para a produção de  $O_3$ , já que as concentrações observadas foram inferiores às concentrações esperadas considerando apenas os fatores químicos. Por outro lado, os picos de concentração de  $O_3$  entre 2010 e 2012 foram atribuídos majoritariamente a fatores químicos, associados a mudanças no padrão de emissão de precursores. Nos anos em que foram constatadas altas concentrações de  $O_3$ , houve aumento no consumo de gasolina em relação ao etanol.

**Palavras-chave:** qualidade do ar; ozônio; condições meteorológicas; química da atmosfera; região metropolitana de São Paulo.

## ABSTRACT

Ozone ( $O_3$ ) is one of the main pollutants that contribute to air quality deterioration in urban areas. It is a secondary pollutant, produced in the atmosphere by photochemical reactions, in a way that its formation depends both on meteorological and chemical factors. This work aimed to analyze the interannual variability of  $O_3$  concentrations at the São Paulo metropolitan region between 2005 and 2015, isolating the contribution of chemical factors using the Kolmogorov-Zurbenko filter. Results indicate that the variability of meteorological conditions explained from 39 to 52% of  $O_3$  concentration variance during the study period. The relatively low incidence of solar radiation in 2008 and 2009 was a limiting factor for the  $O_3$  production, since the observed concentrations were below what would be expected if only chemical factors were considered. Conversely,  $O_3$  concentration peaks between 2010 and 2012 were mainly associated with chemical factors, associated with changes in the emission pattern of precursors. Years with high  $O_3$  concentrations occurred simultaneously with increases on the gasoline usage relative to ethanol.

**Keywords:** air quality; ozone, meteorological conditions; atmospheric chemistry; São Paulo metropolitan region.

## INTRODUÇÃO

No Brasil, o rápido processo de urbanização e industrialização foi acompanhado da emissão de poluentes atmosféricos e da consequente deterioração da qualidade do ar. O foco no desenvolvimento econômico sem considerar os impactos ambientais resultou em efeitos negativos na saúde da população, principalmente no caso de residentes em regiões metropolitanas (MIRAGLIA; NASCIMENTO SALDIVA; BÖHM, 2005; MIRAGLIA; GOUVEIA, 2014; SANTOS *et al.*, 2016; TAKANO *et al.*, 2019; WANG *et al.*, 2019). Até a década de 1980, as indústrias eram a principal fonte de emissão de poluentes na região metropolitana de São Paulo (RMSP) (ANDRADE *et al.*, 2017). Porém, a partir da década de 1990, o avanço do controle de emissões e as mudanças de ocupação do solo levaram muitas empresas a moverem indústrias para o interior do estado, e a frota veicular passou a ser a principal fonte de poluição atmosférica (ANDRADE *et al.*, 2012; MIRANDA *et al.*, 2018; PEREIRA *et al.*, 2017).

A RMSP possui uma frota veicular que aumenta a cada ano, tendo alcançado o número de 7,3 milhões de veículos em 2017, o que representa 48% da frota do estado de São Paulo (CETESB, 2019). Embora tenha havido esse aumento, a concentração de alguns poluentes atmosféricos como o monóxido de carbono e o dióxido de enxofre tem diminuído ao longo dos últimos 30 anos, em resposta a programas de controle de emissão veicular, utilização de combustíveis menos poluentes e avanços tecnológicos (ANDRADE *et al.*, 2017; CARVALHO *et al.*, 2015). O ozônio ( $O_3$ ), contudo, possui comportamento mais complexo do que os demais e continua ultrapassando os padrões de qualidade do ar, apesar da diminuição na concentração de seus precursores. No ano de 2018, por exemplo, as concentrações de  $O_3$  na RMSP excederam o padrão estadual em 18 dias ( $140 \mu\text{g}/\text{m}^3$  em oito horas) (CETESB, 2019).

A complexidade do comportamento do  $O_3$  troposférico está relacionada ao fato de que este é um poluente secundário, cuja produção fotoquímica depende tanto de fatores químicos quanto de fatores meteorológicos. Seus precursores são os óxidos de nitrogênio ( $\text{NO}_x$ ) e algumas espécies de hidrocarbonetos (HC), como aldeídos e alcenos (ALVIM *et al.*, 2017; ORLANDO *et al.*, 2010). Na RMSP, as emissões de  $\text{NO}_x$  provêm de fontes veiculares (64%) e de fontes industriais (36%) (CETESB, 2019). Considerando as fontes antrópicas, os

HC também são emitidos por veículos (85%) e indústrias (15%) na RMSP (BRITO *et al.*, 2015; CETESB, 2019), entretanto a emissão de HC de origem biogênica pela vegetação urbana também é significativa na região (DOMINUTTI *et al.*, 2016) e pode influenciar as concentrações de  $O_3$  (CALFAPIETRA *et al.*, 2013; MARTINS *et al.*, 2006). Mudanças no uso de combustíveis em veículos resultam em alterações nas emissões de  $\text{NO}_x$  e HC, que por sua vez podem influenciar as concentrações de  $O_3$  na RMSP (SALVO; GEIGER, 2014). A produção fotoquímica de  $O_3$  depende de maneira não linear da concentração de seus precursores, e em áreas urbanas predomina o regime de produção limitado por HC (DUNCAN *et al.*, 2010; KLEINMAN, 2005). Nesse regime de produção, aumento nas concentrações de espécies de HC precursoras de  $O_3$  promove elevação nas concentrações de  $O_3$ , enquanto aumento nas concentrações de  $\text{NO}_x$  resulta na diminuição da produção líquida de  $O_3$  (ALVIM *et al.*, 2017; JHUN *et al.*, 2015).

Além de fatores químicos, a concentração de  $O_3$  também depende de condições meteorológicas propícias para a sua produção fotoquímica, como altas temperaturas e incidência de radiação solar, e da ocorrência de transporte de massas de ar ricas em  $O_3$  (CAMALIER *et al.*, 2007; SÁNCHEZ-CCOYLLO *et al.*, 2006; SANTOS, 2016). Desse modo, mesmo que as emissões de precursores de  $O_3$  permanecessem constantes, variações interanuais nas condições meteorológicas levariam a diferenças na produção fotoquímica de  $O_3$ , dificultando a comparação entre concentrações observadas em períodos distintos. A variabilidade das condições meteorológicas pode dificultar a determinação de tendências de longo prazo na concentração de  $O_3$  e a proposição de medidas efetivas para o controle desse poluente secundário em áreas urbanas. Para contornar esse problema, métodos estatísticos têm sido aplicados para obter séries temporais de concentração de  $O_3$  meteorologicamente ajustadas, isto é, que excluem a influência da variabilidade das condições meteorológicas (AHMADI; JOHN, 2015; LOU THOMPSON *et al.*, 2001; WISE; COMRIE, 2005).

Tendências de longo prazo na qualidade do ar já foram avaliadas anteriormente na RMSP (ANDRADE *et al.*, 2017; CARVALHO *et al.*, 2015; PÉREZ-MARTÍNEZ; ANDRADE; MIRANDA, 2015), indicando que as concentrações de  $O_3$  não têm acompanhado a queda nas

concentrações de seus precursores ao longo dos anos, porém os trabalhos anteriores não consideraram a variabilidade de longo prazo das condições meteorológicas, de modo que a influência dessas sobre a produção de  $O_3$  ficou sobreposta a variações nos padrões de emissão dos precursores  $NO_x$  e HC.

O presente trabalho inovou ao isolar a contribuição de fatores químicos para a produção de  $O_3$  na RMSP.

Tais fatores são diretamente relacionados ao perfil e à intensidade das emissões antrópicas, que por sua vez são passíveis de restrições por meio da aplicação de políticas públicas que visem promover a qualidade do ar. O objetivo deste trabalho foi analisar a variabilidade interanual das concentrações de  $O_3$  na RMSP entre 2005 e 2015, avaliando separadamente a contribuição de fatores químicos e de fatores meteorológicos que influenciam a produção fotoquímica desse poluente.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Área de estudo e bases de dados

As estações de monitoramento de qualidade do ar foram escolhidas de acordo com a localização, influência de fontes emissoras e disponibilidade de dados, sendo elas as estações da Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) de Diadema, Ibirapuera, Mauá e Pinheiros (Figura 1). Todas as estações sofrem influência de emissões veiculares em maior ou menor grau (Quadro 1). Algumas estações possuem características específicas: a estação Ibirapuera sofre influência de emissões biogênicas de HC, enquanto a estação Mauá está localizada nas proximidades de fontes fixas, como o Polo Petroquímico de Capuava. Já a estação Pinheiros, com representatividade espacial característica de microescala (CETESB, 2016), sofre influência de emissões veiculares pouco envelhecidas.

O clima da RMSP é caracterizado por verões quentes e úmidos e invernos secos (REBOITA *et al.*, 2012). Em geral, a primavera apresenta as condições mais favoráveis para a produção fotoquímica de  $O_3$ , já que combina incidência de radiação solar relativamente alta e menor nebulosidade em comparação ao verão (CARVALHO *et al.*, 2015). A variabilidade interanual das condições meteorológicas no sudeste do Brasil está relacionada principalmente a teleconexões associadas a eventos de El Niño (GRIMM; AMBRIZZI, 2009). Destaca-se a

seca do verão austral 2013/2014, quando anomalias de temperatura da superfície do mar no Pacífico Oeste encadearam anomalias anticiclônicas em baixos níveis no Atlântico Sul, resultando em aproximação da área de influência da Alta Subtropical do Atlântico Sul ao continente (COELHO *et al.*, 2016; SETH *et al.*, 2015). A atuação desse sistema de alta pressão sobre o sudeste do Brasil impediu o avanço de sistemas frontais e o transporte de umidade da Amazônia que tipicamente ocorre no verão austral, causando subsidência, estabilidade atmosférica e baixa ventilação, o que propicia condições favoráveis para o acúmulo de poluentes e para a produção de poluentes secundários como o  $O_3$ . Dados horários de concentração dos poluentes  $O_3$ ,  $NO$  e  $NO_2$  no período entre julho de 2003 e julho de 2017 foram adquiridos por meio do sistema de informações de qualidade do ar da CETESB (QUALAR). Dados horários de temperatura (T) e velocidade do vento (VV), dados diários de radiação solar global (RS) e de precipitação anual acumulada foram fornecidos pela estação meteorológica do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo (IAG-USP). Foram calculadas as máximas diárias de concentração de poluentes e de variáveis meteorológicas, reduzindo as séries temporais horárias para séries temporais diárias.

### Filtro Kolmogorov–Zurbenko

O filtro Kolmogorov–Zurbenko (KZ) (RAO *et al.*, 1997) foi aplicado ao logaritmo das máximas diárias de concentração de  $O_3$ , temperatura e radiação solar global. O filtro KZ permite a decomposição de séries temporais em três componentes (Equação 1):

$$X(t) = e(t) + W(t) + S(t) \quad (1)$$

Em que:

$X(t)$  = a série temporal original;

$e(t)$  = a componente de longo prazo, representando variações em uma escala de tempo de anos em razão da variabilidade climática ou mudanças no perfil e na intensidade das emissões de poluentes;

$W(t)$  = a componente de curto prazo, equivalendo a variações em uma escala de tempo de dias a semanas, associadas principalmente à ocorrência de fenômenos meteorológicos que influenciam a dispersão de poluentes;

$S(t)$  = a componente sazonal, representando variações em uma escala de tempo de meses por conta do clima

da Região Sudeste do Brasil e de variações sazonais nas emissões de poluentes atmosféricos.

$BL(t)$  é denominada de componente de base, determinada pela soma das componentes  $e(t)$  e  $S(t)$ , conforme Equação 2:

$$BL(t) = e(t) + S(t) \quad (2)$$

O filtro KZ consiste em um método iterativo que utiliza a média móvel de  $m = 2p + 1$  pontos (dias) e  $k$  iterações, de acordo com a Equação 3:

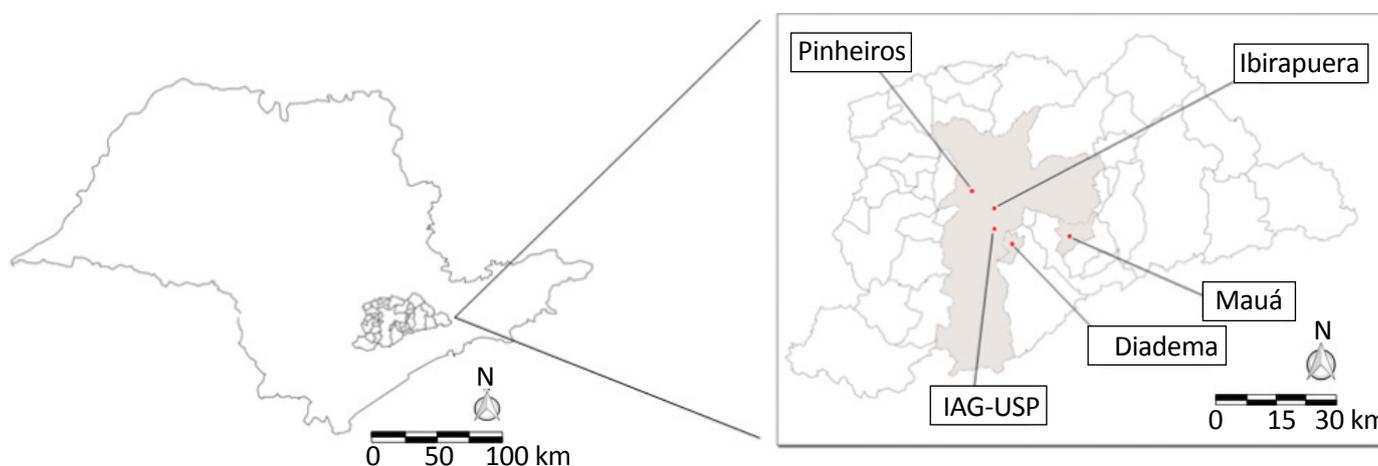


Figura 1 – A região metropolitana de São Paulo, localizada no sudeste do estado de São Paulo, e a posição das estações de monitoramento da qualidade do ar utilizadas neste trabalho: Diadema, Ibirapuera, Mauá e Pinheiros e estação meteorológica do Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo (IAG-USP).

Quadro 1 – Características das estações de monitoramento e variáveis monitoradas. A representatividade espacial das estações de monitoramento da qualidade do ar foi determinada pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (IAG-USP, 2016).

Estações	Coordenadas	Variáveis monitoradas	Representatividade espacial	Principais fontes de poluentes
Diadema	23°41'18.4"S, 46°36'49.3"W	O <sub>3</sub>	0,4–4 km	Veiculares
Ibirapuera	23°35'14.8"S, 46°39'27.6"W	O <sub>3</sub> , NO e NO <sub>2</sub>	4–50 km	Veiculares e biogênicas
Mauá	23°40'07.9"S, 46°27'52.8"W	O <sub>3</sub> , NO e NO <sub>2</sub>	0,4–4 km	Veiculares e industriais
Pinheiros	23°33'42.3"S, 46°42'07.3"W	O <sub>3</sub> , NO e NO <sub>2</sub>	<100 m	Veiculares
IAG/USP	23°39'03.6"S 46°37'19.2"W	T, VV, RS	-	-

O<sub>3</sub>: ozônio; NO: óxido nítrico; NO<sub>2</sub>: dióxido de nitrogênio; T: temperatura do ar; VV: velocidade do vento; RS: radiação solar global.

$$Y_i = \frac{1}{m} \sum_{j=-p}^p X_{i+j} \quad (3)$$

$$\begin{cases} e(t) = X_{365,3}(t) \\ S(t) = X_{15,5}(t) - X_{365,3}(t) \\ W(t) = X(t) - X_{15,5}(t) \end{cases} \quad (4)$$

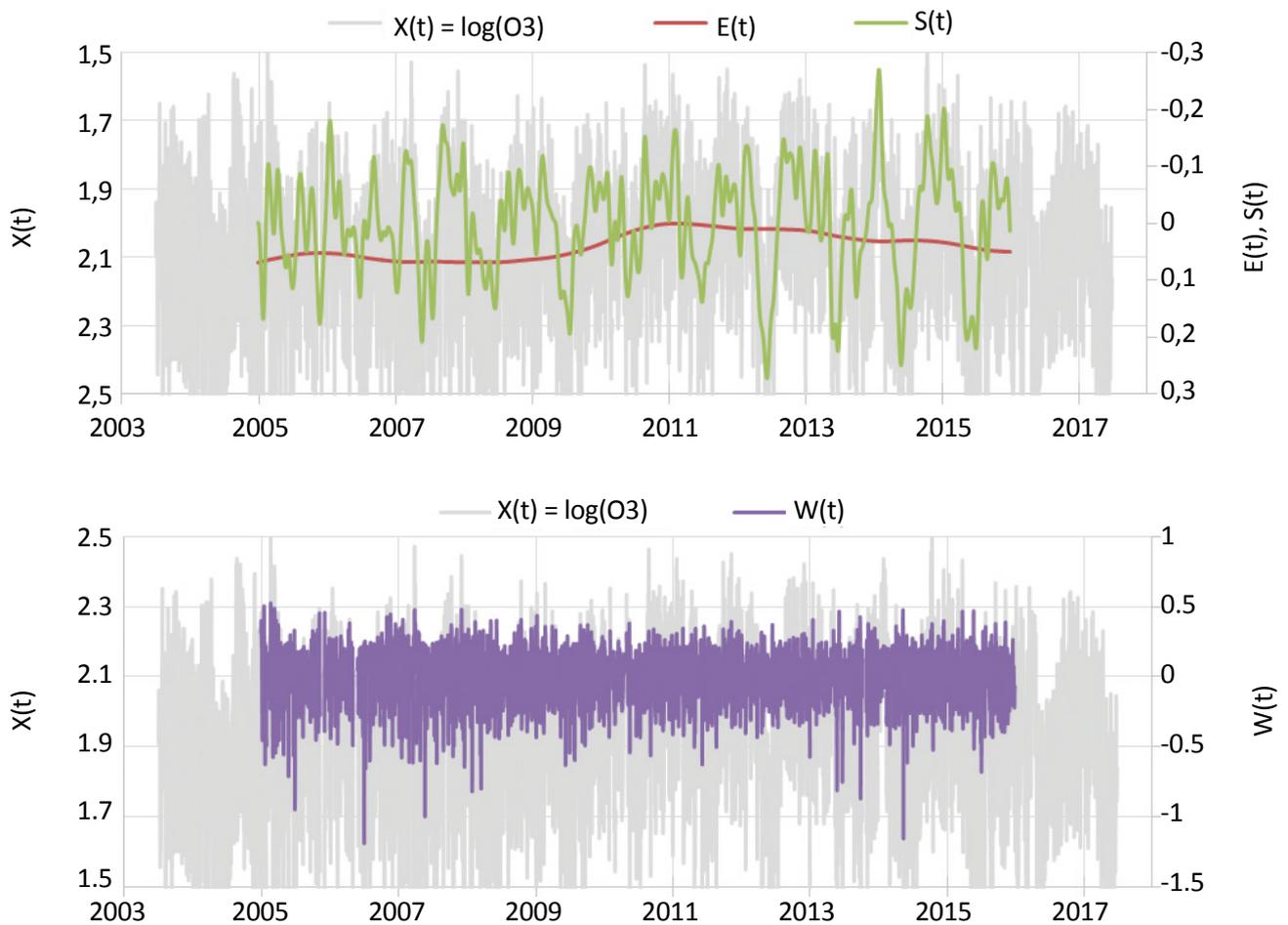
Em que:

$X$  = série temporal original;

$Y$  = a variável de saída, que atua como variável de entrada na próxima iteração  $k$ .

Assim, a aplicação do filtro KZ para determinar as componentes de curto, médio e longo prazo pode ser representada por  $X_{m,k}(t)$ . Os valores de  $m$  e  $k$  foram escolhidos com base em Ahmadi e John (2015), da forma explicitada pela Equação 4:

Vale ressaltar que a aplicação do filtro KZ provoca diminuição de 547 pontos em cada extremidade da série temporal original, de modo que os resultados dessa análise ficaram compreendidos entre janeiro de 2005 e dezembro de 2015. Como exemplo, a Figura 2 ilustra a decomposição da série temporal original  $X(t)$  nas componentes de longo prazo, sazonal e de curto prazo no caso da estação Ibirapuera. Procedimento semelhante foi realizado para as outras estações de monitoramento.



**Figura 2 – Decomposição da série temporal do logaritmo da concentração de ozônio ( $O_3$ ),  $X(t)$ , nas componentes de longo prazo,  $e(t)$ , sazonal,  $S(t)$ , e de curto prazo,  $W(t)$ , para a estação Ibirapuera.**

Após o cálculo das componentes  $e(t)$ ,  $S(t)$ ,  $W(t)$  e  $BL(t)$  para as séries temporais diárias de  $O_3$ , temperatura, velocidade do vento e radiação solar, foram calculadas correlações entre a componente de base do  $O_3$ ,  $O_{BL}(t)$ , e as componentes de base das variáveis meteorológicas: temperatura,  $T_{BL}(t)$ , radiação solar,  $RS_{BL}(t)$ , e velocidade do vento,  $VV_{BL}(t)$ . Em alguns casos, foi necessário aplicar uma defasagem entre as séries temporais para maximizar a correlação. Entre as variáveis meteorológicas disponíveis, T e RS apresentaram melhor correlação linear com  $O_3$ , de modo que essas variáveis foram escolhidas para a aplicação de regressão multilinear, de acordo com a Equação 5. Foi adotado o método de regressão robusta (HUBER, 1981), já que as séries temporais envolvidas não atenderam aos critérios de normalidade nem de homocedasticidade, necessários para utilizar o método dos mínimos quadrados. Analogamente, foi realizada uma regressão multilinear entre as componentes de curto prazo  $W(t)$  para as mesmas variáveis (Equação 6):

$$O_{BL}(t) = a.T_{BL}(t+i) + b.RS_{BL}(t+j) + c + \varepsilon_{BL}(t) \quad (5)$$

$$O_W(t) = f.T_W(t) + g.RS_W(t) + \varepsilon_W(t) \quad (6)$$

Em que:

$a, b, c, g$  = os coeficientes dos ajustes (Tabela 1);

$i, j$  = os números de dias deslocados entre as séries temporais para obter a correlação máxima;

$\varepsilon_{BL}(t)$  e  $\varepsilon_W(t)$  = resíduos da regressão linear (AHMADI; JOHN, 2015). Ressalta-se que o coeficiente constante

foi excluído do modelo de regressão apresentado na Equação 6 por possuir  $p$  superior a 0,05.

Somando os resíduos das regressões lineares (equações 5 e 6), obtém-se uma nova série temporal que exclui a influência das condições meteorológicas sobre a concentração de  $O_3$  (Equação 7):

$$O_{quim}(t) = \varepsilon_{BL}(t) + \varepsilon_W(t) \quad (7)$$

Dessa forma, a série temporal  $O_{quim}(t)$  representa a variabilidade na concentração de  $O_3$  em razão, exclusivamente, de mudanças nas concentrações de seus precursores, que sofrem reações fotoquímicas na atmosfera para produzir  $O_3$ . Já a série temporal de  $O_3$  influenciada unicamente pelas condições meteorológicas ( $O_{met}$ ) pode ser obtida pela soma dos modelos lineares definidos pelas equações 5 e 6 (Equação 8):

$$O_{met}(t) = [a.T_{BL}(t+i) + b.RS_{BL}(t+j) + c] + [f.T_W(t) + g.RS_W(t)] \quad (8)$$

Em seguida, o filtro KZ (Equação 4) foi novamente aplicado, agora sobre as séries temporais  $O_{quim}$  e  $O_{met}$ , de modo a extrair as componentes de longo prazo  $O_{quim_e}$  e  $O_{met_e}$ .

A porcentagem de variância explicada pelos modelos multilineares foi calculada pela Equação 9:

$$r^2 = 100 \cdot \frac{var[O_{met}(t)]}{var[O_3(t)]} \quad (9)$$

Em que:

$var$  = variância;

$O_{met}(t)$  = o resultado da regressão multilinear (Equação 8);

$O_3(t)$  = a série temporal original do logaritmo da concentração de  $O_3$ .

**Tabela 1 – Coeficientes dos modelos de regressão multilinear e suas incertezas ( $a, b, c, g$ ) e número de dias deslocados entre as séries temporais de ozônio ( $O_3$ ), temperatura e radiação solar para obter correlações máximas ( $i, j$ ). Todos os coeficientes são significativos considerando significância de 95% ( $p < 0,05$ ).**

	$a(x10^{-2})$	$b(x10^{-2})$	$c$	$f(x10^{-2})$	$g(x10^{-2})$	$i$	$j$
Diadema	1,27 ± 0,11	1,42 ± 0,08	1,298 ± 0,018	3,22 ± 0,08	0,80 ± 0,06	2	-1
Ibirapuera	1,10 ± 0,09	1,63 ± 0,07	1,398 ± 0,015	2,38 ± 0,07	1,12 ± 0,05	3	-2
Mauá	1,52 ± 0,08	0,96 ± 0,07	1,348 ± 0,014	3,69 ± 0,07	0,20 ± 0,05	3	-1
Pinheiros	0,45 ± 0,13	3,08 ± 0,10	1,183 ± 0,021	1,72 ± 0,09	1,63 ± 0,07	5	0

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 3 apresenta as médias anuais das máximas concentrações diárias de  $O_3$ , dióxido de nitrogênio ( $NO_2$ ), óxido nítrico (NO) e da radiação solar global. Observam-se semelhanças entre a variabilidade interanual das concentrações de  $O_3$  e a da radiação solar, especialmente as quedas acentuadas em 2008 e 2013. Nesses anos, a radiação solar global medida na Estação Meteorológica do IAG-USP ficou abaixo da média climatológica em boa parte da primavera e do verão austral (IAG-USP, 2008; 2013), que são as estações do ano mais propícias para a produção de  $O_3$  em São Paulo (CARVALHO *et al.*, 2015). Esse comportamento sugere que nesses anos houve menor disponibilidade de radiação solar para a produção fotoquímica de  $O_3$ , levando à diminuição de suas concentrações em todas as quatro estações de monitoramento avaliadas. Por outro lado, o mês de janeiro de 2014 apresentou

recorde de radiação solar global desde 1961, com média mensal 22% superior à média climatológica (IAG-USP, 2014). O ano de 2014 também teve acumulação pluviométrica 13% abaixo da média climatológica (IAG-USP, 2014). Esse comportamento das variáveis meteorológicas em superfície é um reflexo da seca do verão austral de 2013/2014, que assolou toda a Região Sudeste do Brasil (COELHO *et al.*, 2016; SETH *et al.*, 2015). Coerentemente, constatou-se aumento nas concentrações de  $O_3$  de 2013 para 2014 em todas as estações de monitoramento (Figura 3A).

Entretanto, além dos fatores meteorológicos, a produção de  $O_3$  está sujeita à variabilidade na concentração de seus precursores químicos, que são os  $NO_x$  ( $NO + NO_2$ ) e algumas espécies de HC. As médias anuais de concentração de  $O_3$  representadas na Figura 3 são resultantes da contribuição simultânea de fatores meteo-

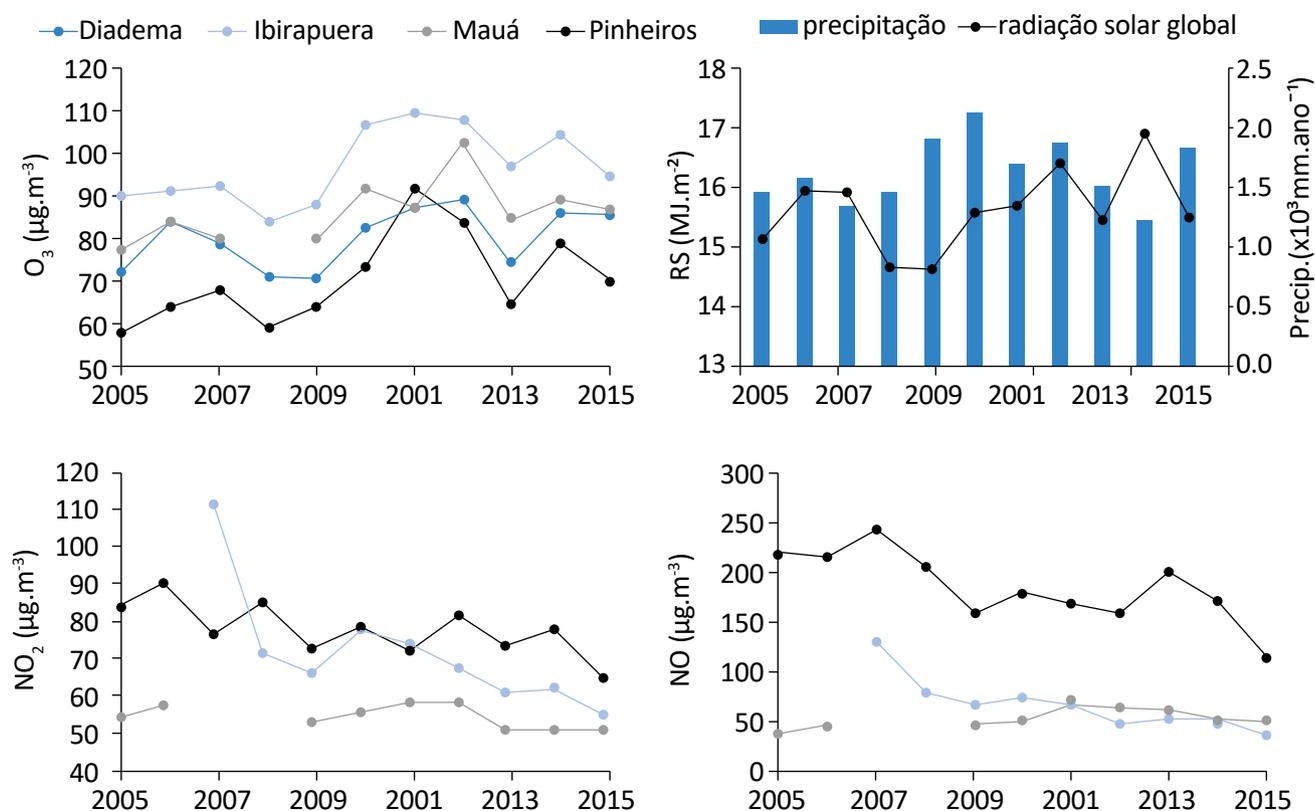


Figura 3 – Médias anuais das máximas concentrações diárias de ozônio ( $O_3$ ), dióxido de nitrogênio ( $NO_2$ ) e óxido nítrico (NO) e da radiação solar global (RS) diária e precipitação anual acumulada. Foi adotado o número mínimo de 219 dias de monitoramento (cobertura anual de 60% do ano) para que a média anual fosse representada. Diadema não possui dados para os poluentes  $NO_2$  e NO.

rológicos e de fatores químicos. A contribuição isolada de cada fator será discutida a seguir.

Observa-se tendência de diminuição nas concentrações de  $\text{NO}_2$  e  $\text{NO}$ , especialmente nas estações Ibirapuera e Pinheiros (Figura 3). Esse comportamento é coerente com estudos anteriores e pode ser explicado pela aplicação de políticas públicas como o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores (PROCONVE) e pela adoção de padrões de qualidade do ar restritivos no estado de São Paulo (ANDRADE *et al.*, 2017; CARVALHO *et al.*, 2015), que promoveram o uso de combustíveis menos poluentes e de dispositivos de controle de emissões, como catalisadores, e avanços tecnológicos na indústria automobilística. Por outro lado, as concentrações de  $\text{O}_3$  não apresentaram tendência linear clara ao longo dos anos.

Na Figura 3, podem-se notar diferenças entre as estações no que se refere às concentrações dos poluentes, como reflexo das diferenças entre as fontes emissoras locais que influenciam as estações, bem como diferenças nas escalas de representatividade espacial (Quadro 1).

A estação Ibirapuera exibiu as maiores concentrações de  $\text{O}_3$ , de maneira coerente com o fato de que ela apresenta elevada frequência de ultrapassagens do padrão estadual de qualidade do ar (CETESB, 2019). Uma possível explicação para esse comportamento é a localização da estação, em uma área verde com cerca de 160 ha, cujas espécies mais abundantes são as dos gêneros *Eucalyptus* (14% do total de árvores), *Ligustrum* (7%), *Eugenia* (3%) e *Tipuana* (3%) (SILVA FILHO; TOSETTI, 2010).

A vegetação emite HC para a atmosfera, e, em termos globais, as emissões biogênicas de HC equiparam-se com as emissões antrópicas de HC ou as superam (SINDELAROVA *et al.*, 2014), com impactos na química atmosférica. Os compostos mais abundantes emitidos pela vegetação são o isopreno e os monoterpenos, e as taxas de emissão podem variar em até quatro ordens de magnitude, dependendo da espécie e das condições ambientais, atingindo até cerca de  $70 \mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}\cdot\text{h}^{-1}$  no caso de *Eucalyptus globulus* (HE; MURRAY; LYONS, 2000).

Estudos anteriores apontam a influência de emissões biogênicas de HC sobre a química atmosférica em São Paulo, e o isopreno figura entre os 20 compostos que mais contribuem para a produção de  $\text{O}_3$  (ALVIM *et al.*,

2017; MARTINS; ANDRADE, 2008b; ORLANDO *et al.*, 2010). Uma pesquisa de simulação computacional indica que as emissões biogênicas causam aumento de 15% no pico diurno de concentração de  $\text{O}_3$  em São Paulo (MARTINS *et al.*, 2006).

Já a estação Pinheiros se diferencia das demais estações pelas elevadas concentrações de  $\text{NO}$ , como consequência da proximidade a uma via de intenso tráfego de veículos (Marginal Pinheiros) e da influência de emissões veiculares pouco envelhecidas. Altas concentrações de  $\text{NO}_x$  em um regime de produção limitado por HC, como ocorre em São Paulo e em outras cidades do mundo (JHUN *et al.*, 2015; MARTINS; ANDRADE, 2008b; SILLMAN, 1999), causam diminuição na produção líquida de  $\text{O}_3$ , o que explica as concentrações de  $\text{O}_3$  relativamente baixas em Pinheiros em comparação às demais estações.

Para isolar a influência das condições meteorológicas e da disponibilidade de precursores químicos sobre as concentrações de  $\text{O}_3$ , foram realizadas regressões multilíneas (equações 5 e 6), tendo como variável dependente as componentes de base e de curto prazo de  $\text{O}_3$ , respectivamente  $O_{bl}(t)$  e  $O_w(t)$ , e tendo as séries temporais de temperatura e radiação solar como variáveis independentes. A Figura 4 ilustra a aplicação da regressão multilinear sobre dados da estação Ibirapuera, utilizada como exemplo. A série temporal resultante da aplicação de modelos multilíneas, denominada de  $O_{met}(t)$  (Equação 8), representa a porção da série temporal de  $\text{O}_3$  que pode ser explicada pela variabilidade nas condições meteorológicas. Por outro lado, o resíduo dos modelos multilíneas, denominado de  $O_{quim}(t)$  (Equação 7), consiste na porção da série temporal de  $\text{O}_3$  meteorologicamente ajustada, isto é, excluindo a influência da meteorologia e, portanto, considerando somente a influência da disponibilidade de precursores químicos sobre as concentrações de  $\text{O}_3$ .

A porcentagem de variância explicada pelo modelo multilinear aplicado a cada estação foi calculada pela Equação 9, e os resultados são apresentados na Tabela 2. Variações nas condições meteorológicas em curto, médio e longo prazo explicaram, em média, 43% da variabilidade das concentrações de  $\text{O}_3$  nas estações de monitoramento investigadas. O restante da variabilidade das concentrações de  $\text{O}_3$  seria explicado por fatores não meteorológicos, como as taxas de emissão dos precursores  $\text{NO}_x$  e HC.

Como limitação, cabe reconhecer que o método utilizado neste trabalho não levou em conta o transporte vertical nem horizontal de  $O_3$  na atmosfera, que são fatores meteorológicos que podem influenciar na concentração desse poluente (BOIAN; ANDRADE, 2012). Entretanto, a fraca correlação entre as séries temporais de concentração de  $O_3$  e de velocidade do vento sugere que a contribuição do transporte de poluentes é pouco significativa nesse contexto.

As componentes de longo prazo  $O_{quim_e}$ , calculadas para cada estação, permitem avaliar o quanto as concentrações de  $O_3$  seriam diferentes do observado,  $O_e$ , caso as condições meteorológicas fossem as mesmas ao longo de todo o período de estudo. A magnitude de  $O_{quim_e}$  é pequena em comparação com  $O_e$ , já que

$O_{quim_e}$  foi calculada com base no resíduo de regressões multilíneas.

Para facilitar a visualização das componentes de longo prazo  $O_e$  e  $O_{quim_e}$  na mesma escala, adotamos o procedimento de Wise e Comrie (2005) na Figura 5, somando a média de  $O_e$  à série temporal  $O_{quim_e}$ . Além disso, aplicamos a função exponencial aos valores das séries temporais para apresentar os resultados na forma de concentrações, já que o filtro KZ foi aplicado ao logaritmo das concentrações de  $O_3$ .

Vê-se na Figura 5 que as concentrações de  $O_3$  explicadas pela disponibilidade de precursores químicos,  $O_{quim_e}$ , são muito próximas das concentrações efetivamente observadas,  $O_e$ . Particularmente, os resultados

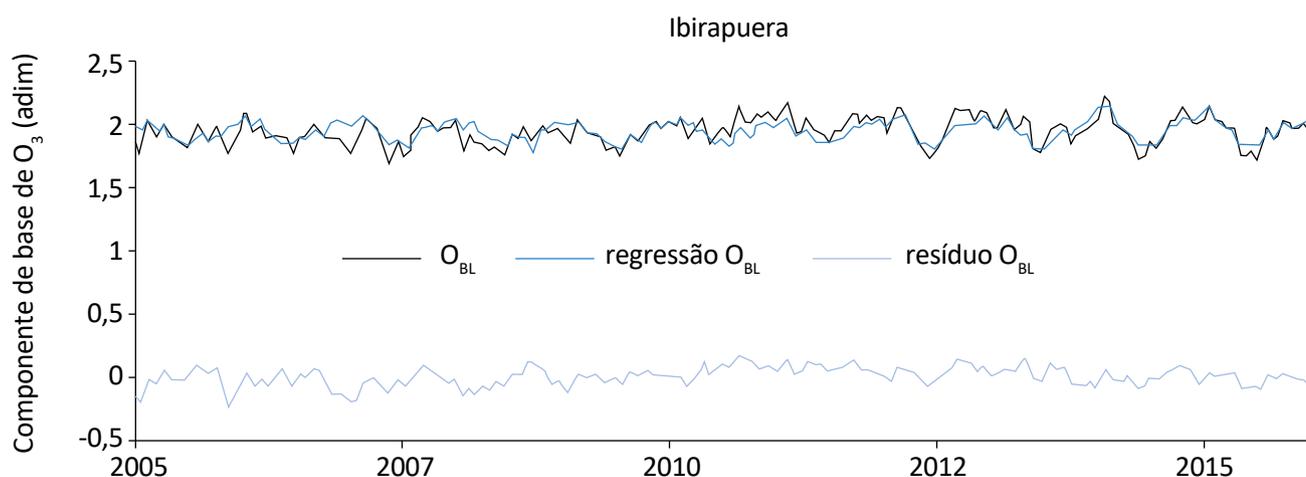


Figura 4 – Resultado da regressão multilinear aplicada aos dados da estação Ibirapuera. A linha azul representa a previsão da componente de base de concentração de ozônio ( $O_3$ ),  $O_{BL}$  (linha preta), em função da temperatura e da radiação solar, de acordo com o modelo multilinear adotado (Equação 5 e Tabela 1). A linha vermelha corresponde ao resíduo do modelo multilinear. Esse resíduo pode ser interpretado como uma série temporal de fatores não meteorológicos que influenciam na concentração de  $O_3$ , como variações nas taxas de emissão de precursores químicos.

Tabela 2 – Porcentagem de variância explicada pelos modelos multilíneares aplicados a cada estação, representando a influência de fatores meteorológicos sobre as concentrações de ozônio ( $O_3$ ) observadas.

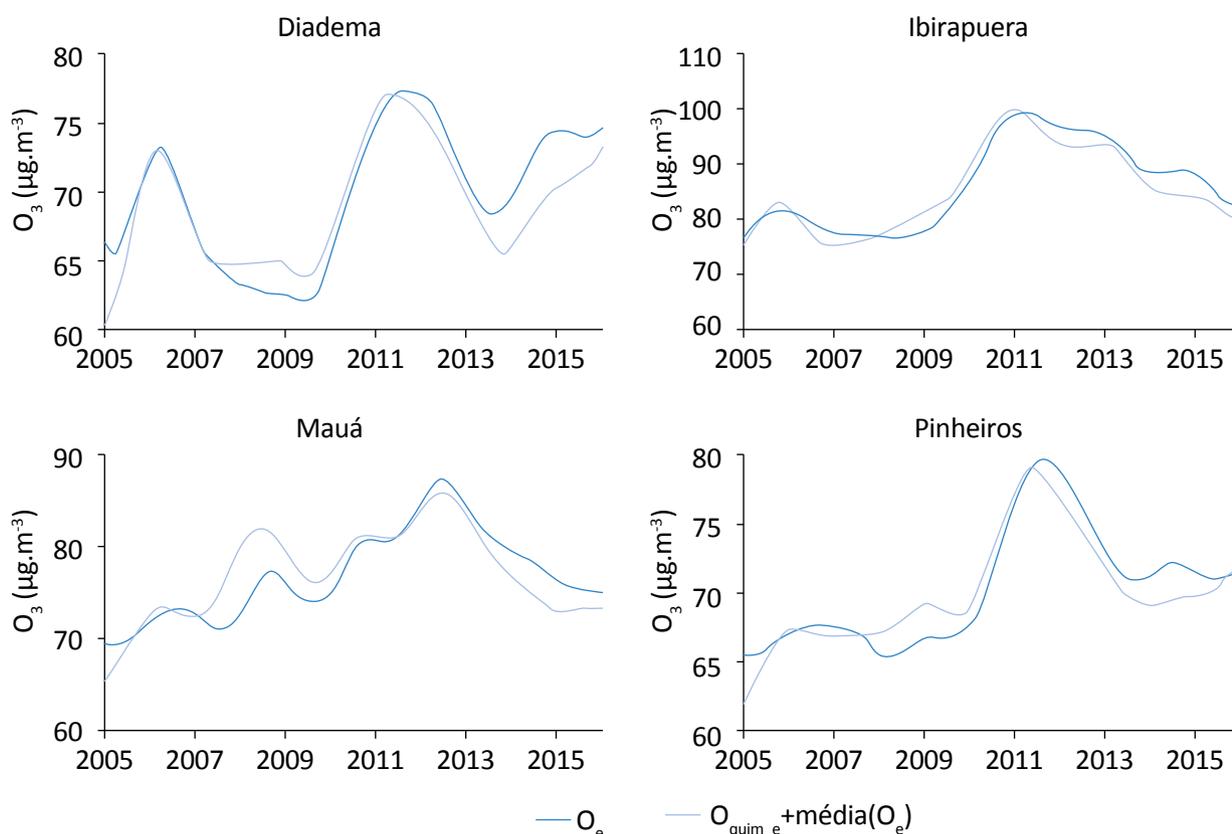
	Variância explicada (%)
Diadema	43
Ibirapuera	39
Mauá	52
Pinheiros	40

indicam que os picos de concentração de  $O_3$  constatados em 2006 e no período de 2010 a 2012 podem ser explicados majoritariamente pela variabilidade nas emissões de precursores e que variações nas condições meteorológicas tiveram pouco impacto sobre os picos de concentração verificados. O fato de esse comportamento ser comum a todas as estações evidencia o caráter regional desse problema ambiental.

Tanto em 2006 quanto no período de 2010 a 2012, o consumo de gasolina foi superior ao de etanol (Figura 6), por conta das flutuações de preço desses combustíveis (CETESB, 2017; SALVO; GEIGER, 2014). Essa variação no tipo de combustível consumido provocou mudanças na razão HC/NOx, da qual a produção de  $O_3$  depende. No regime de produção limitado por HC, que é o caso de áreas urbanas, como São Paulo, a produção de  $O_3$  aumenta com a razão HC/NOx, isto é, com diminuições na emissão de NOx e/ou aumentos

na emissão de HC (ALVIM *et al.*, 2017; ORLANDO *et al.*, 2010). Em comparação com a gasolina, a combustão de etanol produz menor emissão de NOx e HC aromáticos e maior emissão de HC aldeídos (GRAHAM *et al.*, 2008), que são espécies que atuam na produção de  $O_3$  de maneira eficiente (ALVIM *et al.*, 2017; ORLANDO *et al.*, 2010). Assim, alterações no perfil e na magnitude das emissões de precursores podem influenciar a produção de  $O_3$  em diferentes sentidos, de modo que as consequências não são triviais de se prever, evidenciando que a produção química de  $O_3$  é um problema que depende de muitas variáveis e de maneira não linear.

Considerando que a principal fonte de precursores de  $O_3$  na RMSP é a emissão veicular (BRITO *et al.*, 2015; CETESB, 2019), o comportamento apresentado nas Figuras 5 e 6 sugere que os picos de concentração observados em 2006 e no período de 2010 a 2012 podem



**Figura 5 – Componentes de longo prazo das séries temporais originais de concentração de ozônio ( $O_3$ ) ( $O_e$ ) e das séries temporais que consideram somente a influência da disponibilidade de precursores químicos sobre as concentrações de  $O_3$  ( $O_{\text{quim}_e}$ ), isto é, excluída a influência da meteorologia.**

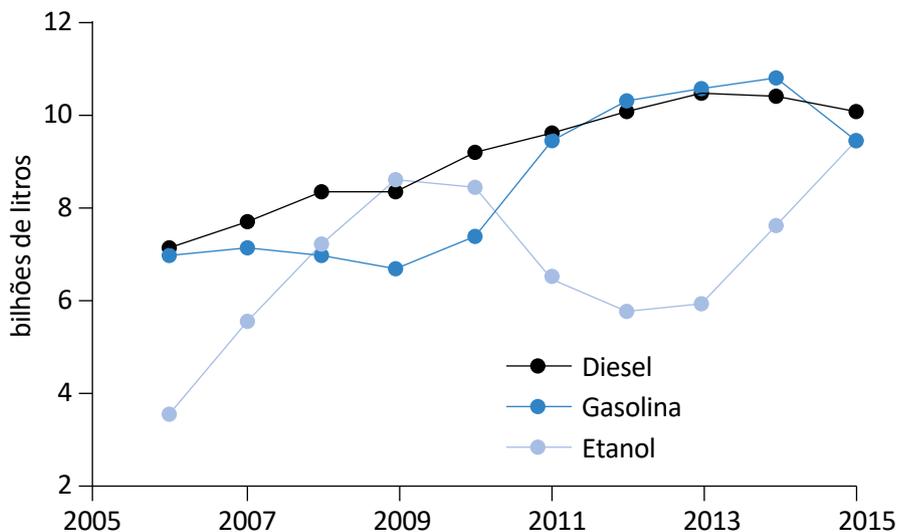
estar ligados à diminuição no consumo de etanol em relação à gasolina. Esse resultado é coerente com um estudo de simulação computacional realizado na RMSP que indicou que o aumento do consumo de etanol levaria à diminuição das concentrações de  $O_3$  (MARTINS; ANDRADE, 2008a).

Por outro lado, os resultados do presente trabalho contradisseram, de certa forma, um estudo baseado em observações na RMSP entre 2008 e 2011, que revelou que, naquele período, a diminuição do consumo de etanol causou redução nas concentrações de  $O_3$  em escalas de tempo de curto prazo (dias a semanas) (SALVO; GEIGER, 2014). Logo, percebe-se que o impacto das mudanças no consumo de combustíveis sobre as concentrações de  $O_3$  na RMSP ainda não é consenso na comunidade científica e requer mais investigações, baseadas tanto em observações quanto em simulações computacionais.

Na Figura 5, nota-se que em alguns períodos houve diferenças entre as curvas  $O_{quim_e}$  e  $O_e$ . Entre 2007 e 2009, a série temporal  $O_{quim_e}$  superou as concentra-

ções observadas em todas as estações, revelando que, se dependesse apenas da disponibilidade de precursores, a produção fotoquímica de  $O_3$  teria sido maior do que a constatada, mas as condições meteorológicas foram desfavoráveis para essa produção. De fato, as médias anuais de radiação solar global diminuíram em 2008 e 2009 em comparação às dos outros anos (Figura 3). Por outro lado, entre 2013 e 2015 as concentrações de  $O_3$  ( $O_e$ ) superaram a série temporal de  $O_3$  com efeitos meteorológicos removidos ( $O_{quim_e}$ ), sugerindo que condições meteorológicas favoráveis teriam atuado no sentido de intensificar a produção de  $O_3$  acima do que seria previsto com base na disponibilidade de precursores químicos.

De modo geral, avaliamos que o filtro KZ é uma ferramenta promissora para separar a influência de fatores meteorológicos e de fatores químicos que influenciam a produção de  $O_3$  na RMSP. Recomenda-se a aplicação dessa ferramenta em estudos de longo prazo na RMSP, utilizando séries temporais mais longas e maior número de estações de monitoramento.



Fonte: com base em Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2017).

**Figura 6 – Evolução do consumo aparente de combustíveis no estado de São Paulo entre 2006 e 2015. O volume de diesel reportado reflete aquele que foi utilizado em veículos, excluindo, portanto, usos em outras aplicações, como construção civil, máquinas e tratores**

## CONCLUSÕES

As médias anuais de concentração de NO e NO<sub>2</sub> entre 2005 e 2015 indicaram tendência de diminuição em três estações de monitoramento da CETESB na RMSP. Esse resultado é coerente com estudos anteriores e está relacionado à adoção de políticas públicas que promoveram o controle das emissões veiculares, como o PROCONVE e o Programa de Controle da Poluição do Ar por Motociclos e Veículos Similares. As médias anuais de concentração de O<sub>3</sub> não acompanharam a diminuição na concentração de seus precursores NOx nem apresentaram tendência linear no período de estudo. Foram observadas diferenças na concentração de O<sub>3</sub> entre as quatro estações de monitoramento analisadas, tendo a estação Ibirapuera apresentado as maiores concentrações, entretanto a variabilidade nas concentrações de O<sub>3</sub> foi semelhante em todas as estações, com picos de concentração em 2006 e entre 2010 e 2012. Essa semelhança indica que os fatores que influenciam na produção de O<sub>3</sub> na RMSP atuam em escala regional.

As concentrações de O<sub>3</sub> observadas nas estações de monitoramento são consequência da atuação de dois fatores de natureza distinta: fatores meteorológicos, principalmente relacionados à disponibilidade de radiação solar para a produção fotoquímica de O<sub>3</sub>; e fatores químicos, pertinentes à disponibilidade dos precursores NOx e HC. Variações interanuais nas condições meteorológicas podem mascarar a influência das emissões antrópicas de precursores sobre as concentrações de O<sub>3</sub>. Uma técnica de análise espectral denominada de filtro KZ, associada a uma regressão multilinear, foi aplicada às séries temporais de concentração de O<sub>3</sub> para isolar a contribuição dos fatores meteorológicos. Os resultados mostraram que a variabilidade nas condições meteorológicas explicou de 39 a 52% da variância das concentrações de O<sub>3</sub> no período de estudo. A influência das condições meteorológicas pode ser visualizada, por

exemplo, entre 2008 e 2009, quando a incidência de radiação solar foi relativamente baixa e as concentrações de O<sub>3</sub> ficaram aquém do que poderia ser produzido considerando a disponibilidade de precursores.

A série temporal de O<sub>3</sub> meteorologicamente ajustada, isto é, excluindo a variabilidade por causa das condições meteorológicas e mantendo apenas a variabilidade em razão de fatores químicos, apresentou comportamento semelhante ao da componente de longo prazo da série temporal original de O<sub>3</sub>, indicando que os picos de concentração observados em 2006 e entre os anos de 2010 e 2012 podem ser explicados majoritariamente pela variabilidade nas emissões de precursores. Inventários de emissão veicular apontam que nesses anos houve oscilação no consumo de gasolina e de etanol no estado de São Paulo, em função de flutuações no preço relativo desses combustíveis. Os picos de concentração de O<sub>3</sub> coincidiram com o aumento do consumo de gasolina em relação ao etanol. É sabido que o perfil das emissões provenientes da combustão de gasolina e de etanol apresenta particularidades, de modo que mudanças no consumo de combustíveis podem afetar a razão HC/NOx e influenciar a produção de O<sub>3</sub>. Mais estudos são necessários para elucidar essa questão.

Por fim, recomenda-se que as análises de tendência de longo prazo nas concentrações de O<sub>3</sub> em cidades brasileiras considerem a variabilidade das condições meteorológicas, de maneira a isolar a contribuição de fatores químicos para a produção de O<sub>3</sub>. Além do filtro KZ, outros métodos estatísticos podem ser utilizados para remover a influência das condições meteorológicas das séries temporais de concentração, permitindo melhor compreensão sobre a influência das emissões antrópicas na produção de O<sub>3</sub> e sobre a proposição de medidas efetivas para o controle desse poluente secundário em áreas urbanas.

## REFERÊNCIAS

- HMADI, M.; JOHN, K. Statistical evaluation of the impact of shale gas activities on ozone pollution in North Texas. *Science of the Total Environment*, v. 536, p. 457-467, 2015. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.114>
- ALVIM, D.S.; GATTI, L.V.; CORRÊA, S.M.; CHIQUETTO, J.B.; DE SOUZA ROSSATTI, C.; PRETTO, A.; SANTOS, M.H.; YAMAZAKI, A.; ORLANDO, J.P.; SANTOS, G.M. Main ozone-forming VOCs in the city of Sao Paulo: observations, modelling and impacts. *Air Quality, Atmosphere & Health*, v. 10, p. 421-435, 2017. <http://doi.org/10.1007/s11869-016-0429-9>

- ANDRADE, M. de F.; KUMAR, P.; FREITAS, E.D.; YNOUE, R.Y.; MARTINS, J.; MARTINS, L.D.; NOGUEIRA, T.; PEREZ-MARTINEZ, P.; MIRANDA, R.M.; ALBUQUERQUE, T.; GONÇALVES, F.L.T.; OYAMA, B.; ZHANG, Y. Air quality in the megacity of São Paulo: Evolution over the last 30 years and future perspectives. *Atmospheric Environment*, v. 159, p. 66-82, 2017. <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2017.03.051>
- ANDRADE, M. de F.; MIRANDA, R.M.; FORNARO, A.; KERR, A.; OYAMA, B.; ANDRE, P.A.; SALDIVA, P. Vehicle emissions and PM(2.5) mass concentrations in six Brazilian cities. *Air Quality, Atmosphere & Health*, v. 5, p. 79-88, 2012. <http://doi.org/10.1007/s11869-010-0104-5>
- BOIAN, C.; ANDRADE, M.F. Characterization of ozone transport among metropolitan regions. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 27, n. 2, p. 229-242, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-77862012000200009>
- BRITO, J.; WURM, F.; YÁÑEZ-SERRANO, A.M.; ASSUNÇÃO, J.V.; GODOY, J.M.; ARTAXO, P. Vehicular Emission Ratios of VOCs in a Megacity Impacted by Extensive Ethanol Use: Results of Ambient Measurements in São Paulo, Brazil. *Environmental Science and Technology*, v. 49, n. 19, p. 11381-11387, 2015. <http://doi.org/10.1021/acs.est.5b03281>
- CALFAPIETRA, C.; FARES, S.; MANES, F.; MORANI, A.; SGRIGNA, G.; LORETO, F.: Role of Biogenic Volatile Organic Compounds (BVOC) emitted by urban trees on ozone concentration in cities: A review. *Environmental Pollution*, v. 183, p. 71-80, 2013. <http://doi.org/10.1016/j.envpol.2013.03.012>
- CAMALIER, L.; COX, W.; DOLWICK, P. The effects of meteorology on ozone in urban areas and their use in assessing ozone trends. *Atmospheric Environment*, v. 41, n. 33, p. 7127-7137, 2007. <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2007.04.061>
- CARVALHO, V.S.B.; FREITAS, E.D.; MARTINS, L.D.; MARTINS, J.A.; MAZZOLI, C.R.; ANDRADE, M. de F. Air quality status and trends over the Metropolitan Area of São Paulo, Brazil as a result of emission control policies. *Environmental Science & Policy*, v. 47, p. 68-79, 2015. <http://doi.org/10.1016/j.envsci.2014.11.001>
- COELHO, C.A.S.; OLIVEIRA, C.P.; AMBRIZZI, T.; REBOITA, M.S.; CARPENEDO, C.B.; CAMPOS, J.L.P.S.; TOMAZIELLO, A.C.N.; PAMPUCH, L.A.; CUSTÓDIO, M.S.; DUTRA, L.M.M.; ROCHA, R.P.; REHBEIN, A. The 2014 southeast Brazil austral summer drought: regional scale mechanisms and teleconnections. *Climate Dynamics*, v. 46, n. 11, p. 3737-3752, 2016. <http://doi.org/10.1007/s00382-015-2800-1>
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Classificação expedita da representatividade espacial das estações de monitoramento da qualidade do ar da CETESB no Estado de São Paulo*. São Paulo: CETESB, 2016. Disponível em: <<http://www.cetesb.sp.gov.br/>>. Acesso em: 02 junho. 2018.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Emissões veiculares no Estado de São Paulo em 2016*. São Paulo: CETESB, 2017.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Qualidade do ar no Estado de São Paulo, São Paulo*. São Paulo: CETESB, 2019. Disponível em: <<https://cetesb.sp.gov.br/ar/publicacoes-relatorios/>>. Acesso em: 10 agosto. 2019.
- DOMINUTTI, P.A.; NOGUEIRA, T.; BORBON, A.; ANDRADE, M.F.; FORNARO, A. One-year of NMHCs hourly observations in Sao Paulo megacity: meteorological and traffic emissions effects in a large ethanol burning context. *Atmospheric Environment*, v. 142, p. 371-382, 2016. <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.08.008>
- DUNCAN, B.N.; YOSHIDA, Y.; OLSON, J.R.; SILLMAN, S.; MARTIN, R.V.; LAMSAL, L.; HU, Y.; PICKERING, K.E.; RETSCHER, C.; ALLEN, D.J.; CRAWFORD, J.H. Application of OMI observations to a space-based indicator of NOx and VOC controls on surface ozone formation. *Atmospheric Environment*, v. 44, n. 18, p. 2213-2223, 2010. <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2010.03.010>
- GRAHAM, L.A.; BELISLE, S.L.; BAAS, C.L. Emissions from light duty gasoline vehicles operating on low blend ethanol gasoline and E85. *Atmospheric Environment*, v. 42, n. 19, p. 4498-4516, 2008. <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2008.01.061>
- GRIMM, A.M.; AMBRIZZI, T. *Teleconnections into South America from the Tropics and Extratropics on Interannual and Intraseasonal Timescales, in Past Climate Variability in South America and Surrounding Regions*. Estados Unidos: Springer, 2009.

- HE, C.; MURRAY, F.; LYONS, T. Monoterpene and isoprene emissions from 15 Eucalyptus species in Australia. *Atmospheric Environment*, v. 34, n. 4, p. 645-655, 2000. [https://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00219-8](https://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00219-8)
- HUBER, P.J. *Robust Statistics*. Hoboken: John Wiley & Sons, 1981.
- INSTITUTO DE ASTRONOMIA, GEOFÍSICA E CIÊNCIAS ATMOSFÉRICAS DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO (IAG-USP). *Boletim Climatológico anual da Estação Meteorológica do IAG/USP*. São Paulo: IAG/USP, 2008. Disponível em: <<http://www.estacao.iag.usp.br/Boletins/2008.pdf>>. Acesso em: 23 março. 2019.
- INSTITUTO DE ASTRONOMIA, GEOFÍSICA E CIÊNCIAS ATMOSFÉRICAS DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO (IAG-USP). *Boletim Climatológico anual da Estação Meteorológica do IAG/USP*. São Paulo: IAG/USP, 2013. Disponível em: <<http://www.estacao.iag.usp.br/Boletins/2013.pdf>>. Acesso em: 23 março. 2019.
- INSTITUTO DE ASTRONOMIA, GEOFÍSICA E CIÊNCIAS ATMOSFÉRICAS DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO (IAG-USP). *Boletim Climatológico anual da Estação Meteorológica do IAG/USP*. São Paulo: IAG/USP, 2014. Disponível em: <<http://www.estacao.iag.usp.br/Boletins/2014.pdf>>. Acesso em: 23 março. 2019.
- JHUN, I.; COULL, B.A.; ZANOBETTI, A.; KOUTRAKIS, P. The impact of nitrogen oxides concentration decreases on ozone trends in the USA. *Air Quality, Atmosphere & Health*, v. 8, n. 3, p. 283-292, 2015. <http://doi.org/10.1007/s11869-014-0279-2>
- KLEINMAN, L.I. The dependence of tropospheric ozone production rate on ozone precursors. *Atmospheric Environment*, v. 39, n. 3, p. 575-586, 2005. <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2004.08.047>
- LOU THOMPSON, M.; REYNOLDS, J.; COX, L.H.; GUTTORP, P.; SAMPSON, P.D. A review of statistical methods for the meteorological adjustment of tropospheric ozone. *Atmospheric Environment*, v. 35, n. 3, p. 617-630, 2001. [http://doi.org/10.1016/S1352-2310\(00\)00261-2](http://doi.org/10.1016/S1352-2310(00)00261-2)
- MARTINS, L.D.; ANDRADE, M.F. Emission Scenario Assessment of Gasohol Reformulation Proposals and Ethanol Use in the Metropolitan Area of São Paulo. *The Open Atmospheric Science Journal*, v. 2, p. 166-175, 2008a.
- MARTINS, L.D.; ANDRADE, M.F. Ozone formation potentials of volatile organic compounds and ozone sensitivity to their emission in the megacity of São Paulo, Brazil, *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 195, n. 1-4, p. 201-213, 2008b. <http://doi.org/10.1007/s11270-008-9740-x>
- MARTINS, L.D.; VASCONCELLOS, P.C.; CARVALHO, L.R.F.; ANDRADE, M.F. Estimated impact of biogenic hydrocarbon emissions on periods of the winters of 1999-2000. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 21, n. 2, p. 190-200, 2006.
- MIRAGLIA, S.G.E.K.; GOUVEIA, N. Custos da poluição atmosférica nas regiões metropolitanas brasileiras. *Ciência e Saúde Coletiva*, v. 19, n. 10, p. 4141-4147, 2014. <http://doi.org/10.1590/1413-812320141910.09232014>
- MIRAGLIA, S.G.E.K.; NASCIMENTO SALDIVA, P.H.; BÖHM, G.M. An evaluation of air pollution health impacts and costs in São Paulo, Brazil. *Environmental Management*, v. 35, n. 5, p. 667-676, 2005. <http://doi.org/10.1007/s00267-004-0042-9>
- MIRANDA, R.M.; ANDRADE, M.F.; DUTRA RIBEIRO, F.N.; MENDONÇA FRANCISCO, K.J.; PÉREZ-MARTÍNEZ, P.J. Source apportionment of fine particulate matter by positive matrix factorization in the metropolitan area of São Paulo, Brazil. *Journal of Cleaner Production*, v. 202, p. 253-263, 2018. <http://doi.org/10.1016/j.jclepro.2018.08.100>
- ORLANDO, J.P.; ALVIM, D.S.; YAMAZAKI, A.; CORRÊA, S.M.; GATTI, L.V. Ozone precursors for the São Paulo Metropolitan Area. *Science of the Total Environment*, v. 408, n. 7, p. 1612-1620, 2010. <http://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.11.060>
- PEREIRA, G.M.; TEINILÄ, K.; CUSTÓDIO, D.; SANTOS, A.G.; XIAN, H.; HILLAMO, R.; ALVES, C.A.; ANDRADE, J.B.; ROCHA, G.O.; KUMAR, P.; BALASUBRAMANIAN, R.; ANDRADE, M.F.; VASCONCELLOS, P.C. Particulate pollutants in the Brazilian city of São Paulo: 1-year investigation for the chemical composition and source apportionment. *Atmospheric Chemistry & Physics*, v. 17, n. 19, p. 11943-11969, 2017. <http://doi.org/10.5194/acp-17-11943-2017>

- PÉREZ-MARTÍNEZ, P.J.; ANDRADE, M.F.; MIRANDA, R.M. Traffic-related air quality trends in São Paulo, Brazil. *JGR Atmospheres*, v. 120, n. 12, p. 6290-6304, 2015. <http://doi.org/10.1002/2014JD022812>
- RAO, S.T.; ZURBENKO, I.G.; NEAGU, R.; PORTER, P.S.; KU, J.Y.; HENRY, R.F. Space and Time Scales in Ambient Ozone Data. *Bulletin of the American Meteorological Society*, v. 78, n. 10, p. 2153-2166, 1997. [http://doi.org/10.1175/1520-0477\(1997\)078<2153:SATSIA>2.0.CO;2](http://doi.org/10.1175/1520-0477(1997)078<2153:SATSIA>2.0.CO;2)
- REBOITA, M.S.; KRUSCHE, N.; AMBRIZZI, T.; PORFÍRIO, R.; ROCHA, D. Entendendo o Tempo e o Clima na América do Sul O Sol como Fonte de Energia. *Terrae Didactica*, v. 8, n. 1, p. 34-50, 2012. <http://doi.org/10.20396/td.v8i1.8637425>
- SALVO, A.; GEIGER, F.M. Reduction in local ozone levels in urban São Paulo due to a shift from ethanol to gasoline use. *Nature Geoscience*, v. 7, n. 6, p. 450-458, 2014. <http://doi.org/10.1038/NGEO2144>
- SÁNCHEZ-CCOYLO, O.R.; YNOUE, R.Y.; MARTINS, L.D.; ANDRADE, M.F. Impacts of ozone precursor limitation and meteorological variables on ozone concentration in São Paulo, Brazil. *Atmospheric Environment*, v. 40, supl. 2, p. 552-562, 2006. <http://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2006.04.069>
- SANTOS, T.C. dos. Relação de variáveis atmosféricas com a qualidade do ar no Estado de São Paulo. São Paulo: UNIFEI, 2016.
- SANTOS, U.P.; GARCIA, M.L.S.B.; BRAGA, A.L.F.; PEREIRA, L.A.A.; LIN, C.A.; ANDRÉ, P.A.; ANDRÉ, C.D.S.; SINGER, J.D.M.; SALDIVA, P.H.N. Association between traffic air pollution and reduced forced vital capacity: A study using personal monitors for outdoor workers. *PLoS One*, v. 11, n. 10, p. 1-12, 2016. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0163225>
- SETH, A.; FERNANDES, K.; CAMARGO, S.J. Two summers of São Paulo drought: Origins in the western tropical Pacific. *Geophysical Research Letters*, v. 42, n. 24, p. 10816-10823, 2015. <http://doi.org/10.1002/2015GL066314>
- SILLMAN, S. The relation between ozone, NOx and hydrocarbons in urban and polluted rural environments. *Atmospheric Environment*, v. 33, n. 12, p. 1821-1845, 1999. [http://doi.org/10.1016/S1352-2310\(98\)00345-8](http://doi.org/10.1016/S1352-2310(98)00345-8)
- SILVA FILHO, D.F.; TOSETTI, L.L. Valoração das árvores no Parque do Ibirapuera - SP: Importância da infraestrutura verde urbana. *Rev. LABVERDE*, n. 1, p. 11-25, 2010. <http://doi.org/10.11606/issn.2179-2275.v0i1p11-25>
- SINDELAROVA, K.; GRANIER, C.; BOUARAR, I.; GUENTHER, A.; TILMES, S.; STAVRAKOU, T.; MÜLLER, J.F.; KUHN, U.; STEFANI, P.; KNORR, W. Global data set of biogenic VOC emissions calculated by the MEGAN model over the last 30 years. *Atmospheric Chemistry and Physics*, v. 14, n. 17, p. 9317-9341, 2014. <http://doi.org/10.5194/acp-14-9317-2014>
- TAKANO, A.P.C.; JUSTO, L.T.; SANTOS, N.V.; MARQUEZINI, M.V.; ANDRÉ, P.A.; ROCHA, F.M.M.; PASQUALUCCI, C.A.; BARROZO, L.V.; SINGER, J.M.; ANDRÉ, C.D.S.; SALDIVA, P.H.N.; VERAS, M.M. Pleural anthracosis as an indicator of lifetime exposure to urban air pollution: An autopsy-based study in Sao Paulo. *Environmental Research*, v. 173, p. 23-32, 2019. <http://doi.org/10.1016/j.envres.2019.03.006>
- WANG, M.; AARON, C.P.; MADRIGANO, J.; HOFFMAN, E.A.; ANGELINI, E.; YANG, J.; LAINE, A.; VETTERLI, T.M.; KINNEY, P.L.; SAMPSON, P.D.; SHEPPARD, L.E.; SZPIRO, A.A.; ADAR, S.D.; KIRWA, K.; SMITH, B.; LEDERER, D.J.; DIEZ-ROUX, A.V.; VEDAL, S.; KAUFMAN, J.D.; BARR, R.G. Association Between Long-term Exposure to Ambient Air Pollution and Change in Quantitatively Assessed Emphysema and Lung Function. *Jama*, v. 322, n. 6, p. 546-556, 2019. <http://doi.org/10.1001/jama.2019.10255>
- WISE, E.K.; COMRIE, A.C. Extending the kolmogorov-zurbenko filter: Application to ozone, particulate matter, and meteorological trends. *Journal of Air & Waste Management Association*, v. 55, n. 8, p. 1208-1216, 2005. <http://doi.org/10.1080/10473289.2005.10464718>



# INFLUÊNCIA DOS SISTEMAS METEOROLÓGICOS PRECIPITANTES SOBRE A PRODUÇÃO DE SERAPILHEIRA EM MANGUEZAL DA COSTA AMAZÔNICA

## INFLUENCE OF PRECIPITATING METEOROLOGICAL SYSTEMS ON THE PRODUCTION OF LITTERFALL IN AMAZON COAST MANGROVE

**Hyago Elias Nascimento Souza** 

Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Federal do Pará (UFPA). Técnico A (engenheiro ambiental) na Universidade do Estado do Pará – Belém (PA), Brasil.

**Maria Isabel Vitorino** 

Doutora em Meteorologia pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Professora adjunta da UFPA – Belém (PA), Brasil.

**Steel Silva Vasconcelos** 

Doutor em Recursos e Conservação Florestal pela University of Florida. Pesquisador na Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária Amazônia Oriental – Belém (PA), Brasil.

**Eduardo Ribeiro Marinho** 

Mestre em Ciências Ambientais pela UFPA. Professor de Química – Belém (PA), Brasil.

**Carlos José Capela Bispo** 

Mestre em Ciências Ambientais pela UFPA. Docente na Universidade do Estado do Pará – Belém (PA), Brasil.

### Endereço para correspondência:

Hyago Elias Nascimento Souza – Avenida Dezesseis de Novembro, 581, Cidade Velha – CEP 66023-220 – Belém (PA), Brasil – E-mail: eng.hyagosouza@gmail.com

**Recebido em:** 31/10/2019

**Aceito em:** 30/01/2020

## RESUMO

Manguezais são ecossistemas com significativa relevância ambiental e socioeconômica, e o conhecimento da relação ecológica desse ecossistema com a atmosfera é de fundamental importância para sua preservação e para o uso sustentável dos recursos naturais. Diante disso, este estudo tem como objetivos analisar os sistemas meteorológicos precipitantes e sua variação pluviométrica sazonal sobre a costa amazônica, bem como examinar sua influência na variabilidade da produção de serapilheira de floresta de mangue. Delimitaram-se três parcelas amostrais com 12 coletores de serapilheira de 1 m<sup>2</sup> no manguezal do Sítio Experimental de Cuiarana. Classificaram-se as coletas realizadas mensalmente em folha, lenhoso, material reprodutivo e miscelânea. Utilizaram-se dados de precipitação pluvial com base na Torre Micrometeorológica e na técnica *CPC MORPHing Technique* (CMORPH). Utilizaram-se as análises *two-way* e *one-way* de variância (ANOVA) ( $p < 0,05$ ) e análise de regressão linear ( $p < 0,05$ ). Os resultados indicam que a variação temporal da precipitação é modulada por diferentes sistemas meteorológicos. A produção total anual de serapilheira foi de  $9,4 \pm 0,06$  Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>, da qual 67% compunha-se de fração folha. As análises da fração folha total e folha da espécie *L. racemosa* apresentaram correlação significativa com a precipitação ( $r^2 = 0,36$  e  $r^2 = 0,72$ ;  $p < 0,05$ ), respectivamente. Diante dos resultados, conclui-se que a produção de serapilheira do manguezal possui direta relação com os sistemas precipitantes.

**Palavras-chave:** precipitação; *Rhizophora mangle*; *Avicennia germinans*; *Laguncularia racemosa*; *CPC MORPHing Technique*.

## ABSTRACT

Mangroves are ecosystems with significant environmental and socioeconomic relevance and knowledge of the ecological relationship between this ecosystem and the atmosphere is of fundamental importance for its preservation and sustainable use of natural resources. In this sense, this study aims to analyze the precipitating meteorological systems and their seasonal rainfall variation on the Amazon coast and their influence on the variability of litterfall production in the mangrove forest. 3 plots were delimited with 12 collectors of 1 m<sup>2</sup> litterfall in the experimental site of Cuiarana. The collections were performed monthly and were classified into leaf, woody, reproductive material and miscellaneous. Rainfall data from the Micrometeorological Tower and *CPC MORPHing technique* (CMORPH) were used. Two-way and one-way ANOVA ( $p < 0,05$ ) and linear regression analysis ( $p < 0,05$ ) were used. The results indicate that the temporal variation of precipitation is modulated by different meteorological systems. In the production of litterfall there was significant difference between the monthly production values and between the fractions of litterfall. The total annual production of litterfall was  $9.4 \pm 0.06$  Mg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>, where 67% was composed by the leaf fraction. The analyses of the fraction Total leaf and leaf of the species *L. racemosa* showed significant correlation with precipitation ( $r^2 = 0,36$  and  $r^2 = 0,72$ ;  $p < 0,05$ ), respectively. In view of the results, it is concluded that the production of mangrove litterfall has a direct relationship with the precipitating systems.

**Keywords:** precipitation; *Rhizophora mangle*; *Avicennia germinans*; *Laguncularia racemosa*; *CPC MORPHing Technique*.

## INTRODUÇÃO

Manguezais são ecossistemas com significativa relevância em seus aspectos ecológicos, tais como produção de biomassa, manutenção das áreas costeiras, seu papel como berçários naturais para fauna terrestre e marinha, e como indicadores de mudanças climáticas (KAMRUZZAMAN *et al.*, 2019; FERNANDES *et al.*, 2018; OSLAND *et al.*, 2017). Além disso, esse ecossistema também fornece serviços cruciais para a humanidade, desde alimentação, proteção costeira e apoio à pesca, bem como estoque de carbono e mitigação das mudanças climáticas (CURNICK *et al.*, 2019; SIMARD *et al.*, 2019).

Além desses aspectos, os manguezais estão diretamente relacionados à cultura e crenças da população costeira e ao desenvolvimento econômico local, contribuindo com o turismo, a recreação e o lazer (FRIESS, 2016; MUSADAD, IBRAHIM, 2019).

Contudo, esses serviços oferecidos pelos manguezais estão sendo afetados negativamente pelo desenvolvimento das regiões costeiras e pelo uso inadequado dos recursos naturais (SIMARD *et al.*, 2019). Como resultado, muitos desses atrativos, pelos quais os manguezais são reconhecidos, são comprometidos ou perdidos, desencadeando significativos impactos ambientais, socio culturais e econômicos para a região (LYMBURNER *et al.*, 2020).

Assim, o amplo conhecimento sobre o ecossistema manguezal é de fundamental importância na sua preservação e no uso sustentável dos seus recursos naturais. As informações científicas de caráter ecológico e socioambiental auxiliam na elaboração de políticas públicas voltadas ao manejo e à conservação desse ecossistema nas áreas costeiras (THOMPSON, 2018; MUSADAD, IBRAHIM, 2019).

A costa amazônica brasileira possui uma área significativa das florestas de mangue do Brasil. Entre os estados do Pará e Maranhão, a linha de costa é conhecida como Costa de Manguezais de Macromaré da Amazônia. Essas florestas apresentam-se bem-conservadas e relativamente bem-protegidas por restingas abrigadas no interior dos estuários (SOUZA FILHO; MARTINS; COSTA, 2006).

Florestas de mangue em regiões equatoriais apresentam elevada produtividade, decorrente principalmente das condições meteorológicas, como altas taxas de precipitação pluviométrica, radiação solar e tempe-

ratura. A produção de serapilheira destaca-se como importante componente dessa produtividade do manguezal (KAMRUZZAMAN *et al.*, 2019; RIBEIRO *et al.*, 2019; COUGO *et al.*, 2015).

O entendimento da variação pluviométrica e dos sistemas meteorológicos precipitantes contribui para o entendimento da produção de serapilheira, sua variabilidade e sua exportação para áreas adjacentes por meio da dinâmica de marés (PRASAD *et al.*, 2019). As espécies arbóreas do manguezal estão inseridas em um complexo sistema de ciclagem de nutrientes, que, por intermédio da produção de serapilheira, fornecem ao ecossistema elementos nutritivos que auxiliam na sua manutenção (LARCHER *et al.*, 2014; MCHENGA; ALI, 2017; HOQUE *et al.*, 2015).

A serapilheira é todo material vegetal e animal depositado (*litterfall*) e acumulado (*litter*) sobre o solo das florestas, constituído geralmente de folhas, tecidos lenhosos, material reprodutivo (flores, frutos e sementes) e miscelânea (material não identificado), além de animais mortos e fezes (GOLLEY, 1983; FERNANDES; NASCIMENTO; CARVALHO, 2007; SILVA *et al.*, 2011).

A produção de serapilheira sofre variações ao longo do tempo (FERNANDES; NASCIMENTO; CARVALHO, 2007; MEHLIG, 2006; SILVA *et al.*, 2011), geralmente associadas à dinâmica sazonal da precipitação pluviométrica que atua na região. Tal associação entre produção de serapilheira e sazonalidade da precipitação pluviométrica se deve à influência das condições climáticas da região sobre as características fenológicas do mangue (OSLAND *et al.*, 2017).

Dessa forma, admite-se que a dinâmica sazonal de precipitação local assume importante papel na determinação da variabilidade de produção da serapilheira no ecossistema de manguezal (HOQUE *et al.*, 2015; MCHENGA; ALI, 2017; OSLAND *et al.*, 2017). Contudo, existem poucos estudos científicos referentes a essa relação ecológica nos manguezais da Amazônia, o que prejudica a tomada de decisões em políticas públicas e ações no manejo e conservação desse ecossistema.

Diante desse cenário, este estudo teve como objetivos analisar a variação pluviométrica sazonal e os sistemas precipitantes sobre a costa amazônica, bem como a sua influência na variabilidade da produção de serapilheira em uma floresta de mangue durante um ciclo anual.

## MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada no Sítio Experimental de Cuiarana, pertencente à Universidade Federal do Pará (UFPA) e à Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA), localizado na Comunidade de Cuiarana (00°39'36"S e 47°15'35"W), município de Salinópolis, costa amazônica do estado do Pará.

O manguezal da área de estudo apresenta feição de floresta de mangue, com presença de espécies arbóreas típicas dos manguezais brasileiros: *Rhizophora mangle* (mangue vermelho), *Avicennia germinans* (mangue preto) e *Laguncularia racemosa* (mangue branco), pertencentes, respectivamente, às famílias Rhizophoraceae, Acanthaceae e Combretaceae. Nessa feição, observa-se também um trecho de floresta de mangue anã, com altura média de 2 m. A mesma área ainda apresenta a feição Apicum, caracterizada como planície hipersalina, com textura areno-lamosa (SOUZA *et al.*, 2019; FERNANDES *et al.*, 2018; SOUZA *et al.*, 2014).

A região apresenta um sistema de macromarés (4 a 6 m de altura máxima), com regime semidiurno (BARBOSA *et al.*, 2015). O relevo do manguezal é entrecortado por canais (*creeks*) que acompanham o nível da maré. Esses canais contribuem para maior entrada de água do mar na floresta de mangue durante as marés de sizígia e quadratura (SOUZA *et al.*, 2019; SOUZA FILHO; MARTINS; COSTA, 2006).

Para descrever a precipitação mensal na região de Cuiarana durante o período do experimento, utilizaram-se dados mensais de precipitação pluviométrica (mm) obtidos com um pluviômetro instalado a 12 m de altura na Torre Micrometeorológica da UFRA, localizada dentro do Sítio Experimental de Cuiarana, a aproximadamente 400 m da floresta de mangue estudada. Essa torre registra dados de precipitação pluviométrica a cada 10 min, permitindo o cálculo mensal de chuva para a região.

Para descrever a variabilidade anual de precipitação (mm) em Cuiarana, utilizaram-se dados mensais de sensoriamento remoto obtidos pela técnica *CPC MORPHing technique* (CMORPH) para a região de Cuiarana, entre os anos de 1998 a 2016. O quadrante utilizado foi 1.619 com grade (resolução) de 8x8 km, obtendo-se e calculando-se a pluviosidade mensal para cada ano com base na soma dos dados de preci-

tação disponíveis a cada 30 min no National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). Os dados do NOAA estão disponíveis em <ftp://ftp.cpc.ncep.noaa.gov/precip/global\_CMORPH/30min\_8km>. As estimativas de precipitação seguiram os métodos descritos por Joyce *et al.* (2004), proporcionando uma análise climatológica da precipitação pluviométrica em Cuiarana.

Para descrever o acúmulo médio anual da precipitação (mm) em Cuiarana, calcularam-se dados anuais de precipitação entre os anos de 1998 a 2016. Para a análise da variação sazonal, calcularam-se as médias de precipitação, tendo como referência as estações do ano no Hemisfério Sul, ou seja, verão em dezembro, janeiro e fevereiro (DJF), outono em março, abril e maio (MAM), inverno em junho, julho e agosto (JJA), primavera em setembro, outubro e novembro (SON) (MOURA; VITORINO, 2012; SOUZA *et al.*, 2009).

Nesse contexto, também se calcularam as anomalias de precipitação durante o período de coleta de serapilheira entre os anos de 1998 a 2016. Os valores positivos de precipitação (mm) indicam chuvas acima da média (anuais e mensais) e os negativos, chuvas abaixo da média (AMANAJÁS; BRAGA, 2012; MARENGO *et al.*, 2001).

Para obtenção da produção de serapilheira, delimitaram-se três parcelas amostrais de 20 m x 20 m (0,2 ha), denominadas de A, B e C, no interior da floresta de mangue no Sítio Experimental de Cuiarana. Dentro de cada parcela, instalaram-se aleatoriamente quatro coletores de serapilheira com rede de *nylon*, suspensos sobre varas de madeira à altura de 1,5 m do solo. Todos os coletores tinham área de coleta de 1 m<sup>2</sup>. Realizaram-se as coletas da serapilheira mensalmente, acondicionando-se todo o material depositado no coletor em sacos plásticos e submetendo-o a secagem prévia ao sol. As coletas se iniciaram em agosto de 2017 e finalizaram em julho de 2018.

Classificaram-se e separaram-se as amostras nas seguintes frações:

- folha (por espécie);
- lenhoso;
- material reprodutivo (flor, fruto + estípula);

- miscelânea (material vegetal e animal não identificado, incluindo fezes).

Após a classificação, as amostras separadas foram secas em estufa de circulação forçada de ar a 65°C até atingir peso constante e, posteriormente, pesadas em balança com precisão de 0,01 g (FERNANDES; NASCIMENTO; CARVALHO, 2007; SILVA *et al.*, 2011).

Para comparar o aporte de produção de serapilheira de cada fração em cada mês e entre meses, utilizou-se

o método estatístico de análise de variância (ANOVA) *two-way repeated measures* ( $p < 0,05$ ). E, para comparar a produção anual de cada fração, utilizou-se ANOVA *one-way* ( $p < 0,05$ ) (LITTELL; HENRY; AMMERMAN, 1998). Para correlacionar os valores mensais de produção de serapilheira de cada fração com os valores médios mensais de precipitação, empregaram-se análises de regressão linear ( $p < 0,05$ ) (FERNANDES; NASCIMENTO; CARVALHO, 2007). Para estas análises, fez-se uso dos *softwares* Statistical Package for the Social Sciences (SPSS) versão 13.0 e o PAST versão 10.0.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

O total pluviométrico médio anual no período de 1998 a 2016 foi 2.787 mm para a região de Cuiarana, com maiores máximos de precipitação para as estações de verão (DJF) e outono (MAM). Ao se analisar a precipitação durante DJF, evidenciam-se máximos pluviométricos médios anuais com valores sazonais acima de 950 mm. Já durante MAM, observa-se intensificação do máximo pluviométrico médio anual acima de 1.600 mm, como apresenta a Tabela 1.

Essas condições de precipitação em ambos os trimestres são moduladas por dois sistemas meteorológicos atuantes na costa amazônica, as linhas de instabilidade (LI) e os vórtices ciclônicos de altos níveis (VCAN), como descritos por Camponogara e Silva Dias (2011) e Cohen, Silva Dias e Nobre (1989). Ademais, no trimestre de MAM ocorre a atuação da zona de convergência intertropical (ZCIT), intensificando os máximos pluviométricos na região (AMANAJÁS; BRAGA, 2012; SOUZA *et al.*, 2009; MOURA; VITORINO; ADAMI, 2018; MOURA; VITORINO, 2012).

Para as estações de inverno (JJA) e primavera (SON), observaram-se os menores máximos de precipitação média anual na área de estudo, com máximos pluviométricos acima de 220 e 19 mm, respectivamente (Tabela 1). Durante esses dois períodos observa-se a atuação das LI, porém Alcântara *et al.* (2011) ressaltam que a maior frequência ocorre em JJA, associada aos Distúrbios Ondulatórios de Leste (DOL) e ao mecanismo de Brisa Marítima (BM) (COHEN; SILVA DIAS; NOBRE, 1989; COHEN; SILVA DIAS; NOBRE, 1995).

Sodré *et al.* (2015) explicam que, para SON, o Sistema Convectivo de Mesoescala Circular (SCMC) atua em

conjunto com as LI. Esses dois sistemas adentram no continente influenciados principalmente pela BM e pelos ventos alísios atuantes na costa amazônica, como observam Souza *et al.* (2019) e Germano *et al.* (2017). Ambos precipitam após a linha de costa, proporcionando menores volumes de chuva no litoral amazônico (COHEN; SILVA DIAS; NOBRE, 1995).

A grande variabilidade sazonal da precipitação pluviométrica observada na região de Cuiarana caracteriza três períodos bem-definidos: um período chuvoso (DJF e MAM), um período menos chuvoso ou de transição (JJA) e um período seco (SON). Essa sazonalidade de precipitação é similar ao que demonstram Amanajás e Braga (2012) no estado do Pará e estudos meteorológicos de Souza *et al.* (2009) e Moraes *et al.* (2005).

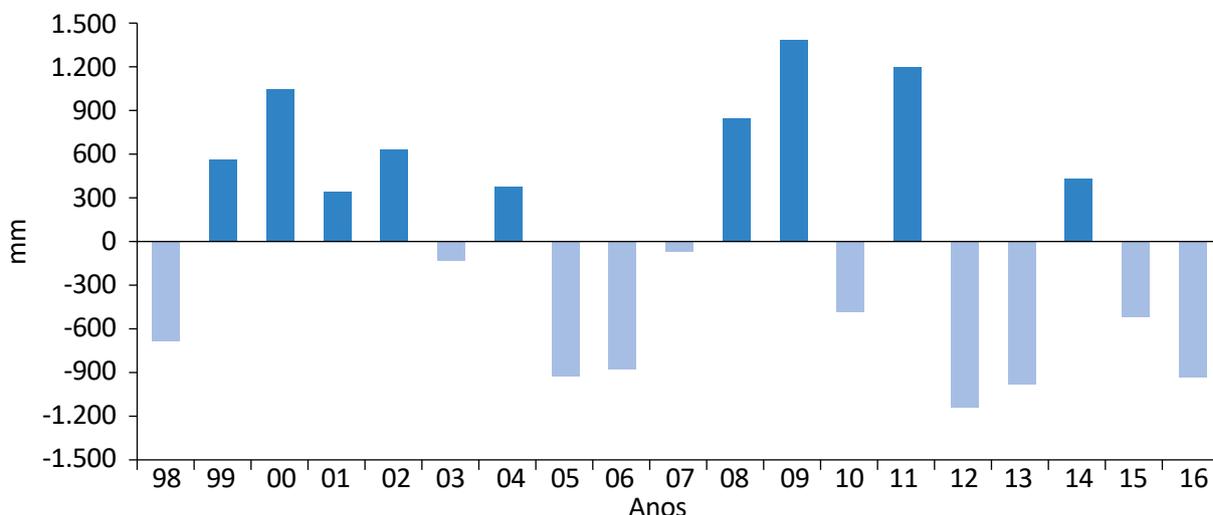
Entre os anos de 1998 a 2016, observou-se grande variabilidade das anomalias de precipitação para a região de Cuiarana (Figura 1). Anomalias representam acumulado de chuva abaixo (negativo) ou acima (positivo) da média anual (1998-2016). Na Figura 1, a variabilidade de precipitação ao longo dos anos indica principalmente a ocorrência de eventos El Niño-Oscilação Sul (ENOS), demonstrando a influência desse mecanismo oceano-atmosfera de grande escala na costa da Amazônia (CPTEC INPE, 2018).

Durante o período de coleta de serapilheira, os trimestres de DJF e MAM apresentaram pluviosidade acima e abaixo da média anual, com 1.220 mm e 1.465 mm, respectivamente. Em março de 2018, registrou-se anomalia negativa de -317,6 mm na área de estudo, como demonstra a Figura 2, no entanto diversos estudos sobre a pluviosidade na Amazônia caracterizam o mês

**Tabela 1 – Variação sazonal da precipitação pluviométrica entre dezembro de 1998 e novembro de 2016 na região de Cuiarana, costa amazônica.**

Anos / Período	Precipitação Pluviométrica (mm)			
	DJF	MAM	JJA	SON
1999	882,5	1.929,4	345,8	37,8
2000	1.490,6	1.916,2	270,8	92,2
2001	1.956,4	1.137,2	221,4	41,4
2002	976,6	2.030,4	190,2	7,6
2003	1.206,0	1.418,4	196,8	0,4
2004	1.488,2	1.437,8	263,8	1,6
2005	442,0	1.280,8	69,0	0,6
2006	626,0	1.127,0	235,8	16,2
2007	593,8	1.768,0	62,0	3,8
2008	975,6	2.393,8	456,6	2,4
2009	1.595,2	2.189,2	361,0	1,2
2010	682,4	1.300,6	264,4	26,8
2011	1.599,0	2.249,0	189,0	65,0
2012	542,8	940,2	104,4	25,4
2013	421,2	989,2	382,8	17,8
2014	874,8	2.085,2	268,4	1,6
2015	314,0	1.798,0	150,8	1,2
2016	654,2	1.063,4	70,2	0,8
Média Anual	962,3	1614,1	228,0	19,1

DJF: dezembro, janeiro e fevereiro; MAM: março, abril e maio; JJA: junho, julho e agosto; SON: setembro, outubro e novembro. Fonte: disponível em: <[https://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/janowiak/cmorph\\_description.html](https://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/janowiak/cmorph_description.html)>. Acesso em: 20 out. 2018.



Fonte: disponível em: <[https://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/janowiak/cmorph\\_description.html](https://www.cpc.ncep.noaa.gov/products/janowiak/cmorph_description.html)>. Acesso em: 20 out. 2018.

**Figura 1 – Anomalia de precipitação (mm) entre os anos de 1998 a 2016 na região de Cuiarana, costa amazônica.**

de março como período mais chuvoso da região costeira (ALBUQUERQUE *et al.*, 2010; AMANAJÁS; BRAGA, 2012; MARENGO *et al.*, 2001; REBOITA *et al.*, 2010).

Essa anomalia negativa registrada em março provavelmente foi influenciada pela variação negativa do índice de oscilação sul (IOS) em fevereiro e pelo índice positivo do modo meridional do Atlântico (MMA) em março de 2018, apresentados na Figura 2. Chiang e Vimont (2004) ressaltam que a variação desses índices durante o trimestre de MAM desfavoreceu a precipitação no litoral amazônico durante o mês de março, o que explica a elevada anomalia negativa de precipitação registrada em Cuiarana.

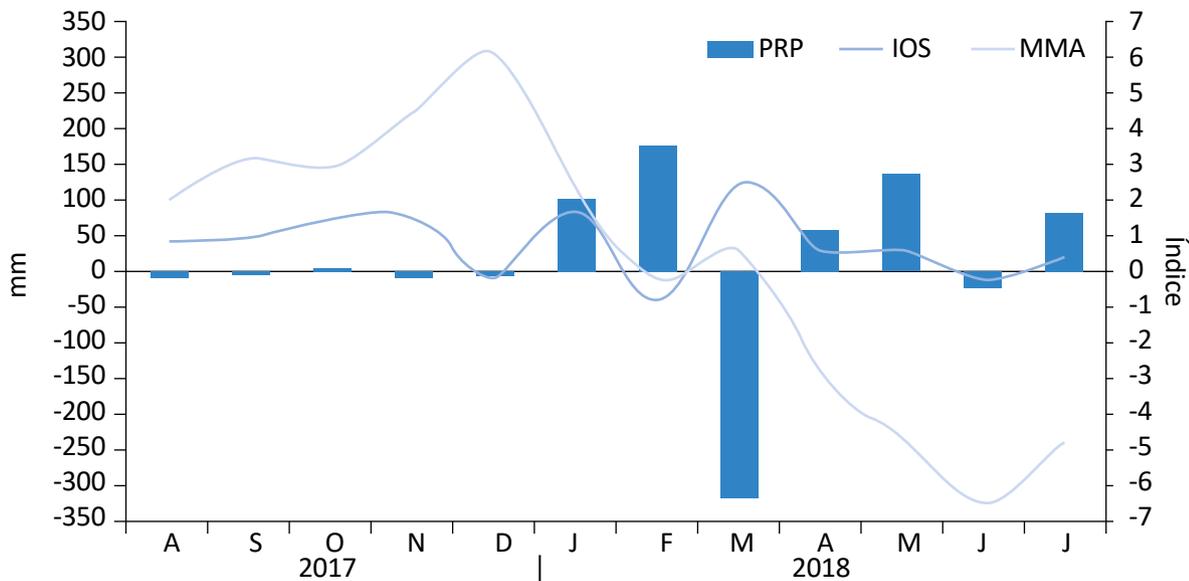
Para os trimestres de JJA e SON, a precipitação pluviométrica média anual foi de 278,3 mm e 81,6 mm, respectivamente. Esses valores também foram diferentes da média anual, com um trimestre de JJA mais chuvoso e um trimestre de SON mais seco em relação a essa média, durante a coleta de serapilheira em Cuiarana.

Houve diferença significativa entre os valores de produção mensal e entre as frações de serapilheira (grau

de liberdade/*degree of freedom* —  $df = 33$ , Fisher-Snedecor —  $F = 2.900$ ,  $p = 0,001$ ). Observaram-se diferenças significativas entre os meses da fração folha (total das três espécies) ( $p < 0,05$ ), mas não nas frações lenhoso, material reprodutivo (flor, fruto + estípula) e miscelânea ( $p > 0,05$ ). Entre as frações, verificaram-se diferenças significativas em todos os meses ( $p < 0,05$ ), exceto nos de SON de 2017 e abril de 2018 (Tabela 2).

A observação de cada fração da serapilheira e a comparação do aporte entre as frações contribui para o entendimento de cada uma delas na ciclagem de nutrientes. Laanbroek *et al.* (2018) destacam que as folhas da espécie *A. germinans* apresentam maiores teores de nitrogênio, potássio e magnésio comparados aos das espécies *R. mangle* e *L. racemosa*. Em contrapartida, a espécie *L. racemosa* apresenta altos teores de fósforo e ferro. As folhas da espécie *R. mangle* são caracterizadas por apresentarem baixos teores de nitrogênio e altos teores de lignina, além de serem ricas em taninos (CUZZUOL; ROCHA, 2012).

As frações lenhoso e material reprodutivo também apresentam características químicas distintas, e essas



Fonte: disponível em: <<https://www.cpc.ncep.noaa.gov/data/indices/>> e <<https://www.esrl.noaa.gov/psd/data/timeseries/monthly/AMM/>>. Acesso em: 20 out. 2018.

**Figura 2 – Anomalia de precipitação (PRP) (mm), índice de oscilação sul (IOS) e modo meridional do Atlântico (MMA) durante o período de coleta de serapilheira (agosto de 2017 a julho de 2018) no manguezal do Sítio Experimental de Cuiarana.**

diferentes composições químicas contribuem para variações nas formas e tempos de decomposição da serapilheira. (BERNINI *et al.*, 2006; CUZZUOL; ROCHA, 2012; LAANBROEK *et al.*, 2018; SOUZA *et al.*, 2014).

Da produção anual total de serapilheira (folhas + lenhoso + reprodutivo + miscelânea) com  $9,4 \pm 0,06 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , 67% foram compostos pela fração folha total ( $6,32 \pm 0,06 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ ). Pesquisas em diferentes manguezais do mundo apontam que a fração folha geralmente apresenta o maior aporte na serapilheira (KAMRUZZAMAN *et al.*, 2019; FERNANDES; NASCIMENTO; CARVALHO, 2007; HOQUE *et al.*, 2015; LARCHER *et al.*, 2014; MCHENGA; ALI, 2017). Essa produção anual total de serapilheira está de acordo com o histograma de produtividade de *litterfall* apresentado por Ribeiro *et al.* (2019) para as Américas.

A espécie *R. mangle* apresentou a maior produção de folhas, seguida das espécies *A. germinans* e *L. racemosa* ( $4,51 \pm 0,04$ ,  $1,01 \pm 0,02$  e  $0,81 \pm 0,01 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , respectivamente). O material reprodutivo foi a segunda fração com maior produção anual  $2,1 \pm 0,02 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ , seguido pelas frações lenhoso  $0,94 \pm 0,01 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$  e miscelânea  $0,04 \pm 0,00 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ . Essa distribuição de produção

anual das frações também foi registrada em manguezais de outros países por Jarero *et al.* (2017) no México, Mchenga e Ali (2017) na Tanzânia e Hoque *et al.* (2015) na Malásia, porém com espécies distintas das encontradas em Cuiarana.

Houve diferença significativa da fração folha entre as espécies ( $df = 2$ ,  $F = 46,212$ ,  $p < 0,001$ ) e entre as frações folha total, lenhoso e material reprodutivo (flor, fruto + estípula) + miscelânea ( $df = 2$ ,  $F = 42,894$ ,  $p < 0,001$ ) (Figura 3).

Ao avaliar quatro anos ininterruptos de produção de serapilheira em um manguezal da península de Ajuruteua (costa amazônica) com *R. mangle* e *A. germinans* e precipitação média anual de 3.000 mm, Fernandes, Nascimento e Carvalho (2007) obtiveram valores bem similares aos encontrados neste estudo:  $9,2 \pm 0,32$ ,  $9,6 \pm 0,4$ ,  $10,8 \pm 0,28$  e  $9,6 \pm 0,19 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ .

A Tabela 3 apresenta outros valores de produção anual de serapilheira e precipitação em regiões do planeta. O estudo sobre estrutura de manguezais em escala global de Simard *et al.* (2019) indica a importância dos sistemas meteorológicos precipitantes, como os ciclones tropicais na altura do dossel e produtividade dos man-

**Tabela 2 – Variação temporal das frações de serapilheira folha (total das três espécies), lenhoso, material reprodutivo (flor, fruto + estípula) e miscelânea no manguezal de Cuiarana, costa amazônica. Dados médios  $\pm$  erro padrão ( $n = 3$ )\*.**

Meses	Produção de serapilheira ( $\text{g m}^2$ )			
	Folha Total	Lenhoso	M. Reprodutivo	Miscelânea
Ago./17	$95,19 \pm 7,07$ A a	$7,81 \pm 4,27$ B a	$14,29 \pm 0,39$ BC a	$1,15 \pm 0,914$ BD a
Set./17	$49,37 \pm 22,88$ A ab	$11,04 \pm 2,49$ A a	$11,48 \pm 5,22$ A a	0,00
Out./17	$48,80 \pm 19,56$ A ab	$5,24 \pm 3,55$ A a	$15,98 \pm 3,32$ A a	0,00
Nov./17	$48,67 \pm 17,72$ A ab	$0,52 \pm 0,34$ A a	$16,04 \pm 2,89$ A a	0,00
Dez./17	$59,77 \pm 8,14$ A ab	$3,55 \pm 1,24$ B a	$17,75 \pm 8,05$ B a	0,00
Jan./18	$21,01 \pm 0,98$ A b	$9,27 \pm 2,26$ B a	$14,72 \pm 4,04$ AB a	0,00
Fev./18	$24,13 \pm 3,15$ A b	$5,81 \pm 0,82$ B a	$10,94 \pm 0,87$ B a	0,00
Mar./18	$50,20 \pm 10,40$ A ab	$11,89 \pm 1,38$ BC a	$29,61 \pm 8,61$ ABC a	$0,06 \pm 0,033$ C a
Abr./18	$35,06 \pm 3,05$ A b	$16,02 \pm 8,44$ A a	$23,69 \pm 7,02$ A a	0,00
Mai./18	$63,17 \pm 13,32$ A ab	$8,74 \pm 3,37$ B a	$23,87 \pm 6,62$ B a	$2,30 \pm 1,259$ B a
Jun./18	$68,27 \pm 2,40$ A ab	$8,66 \pm 5,14$ B a	$15,47 \pm 3,84$ B a	$0,15 \pm 0,154$ B a
Jul./18	$68,81 \pm 4,52$ A ab	$5,33 \pm 0,85$ B a	$15,74 \pm 3,43$ B a	0,00

\*Médias com letras iguais (letras maiúsculas entre as frações em cada mês e letras minúsculas entre os meses em cada fração) não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade.

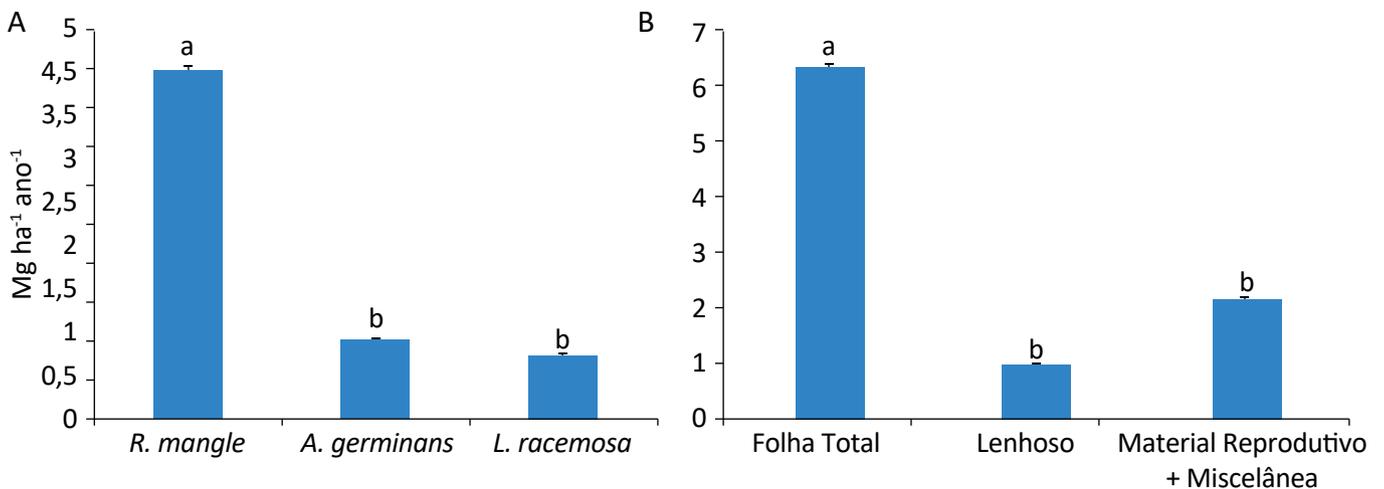
guezais em diferentes continentes. Osland *et al.* (2017) reforçam a forte relação entre manguezal e atmosfera na distribuição, abundância e riqueza de espécies.

Diante dos resultados de precipitação e produção de serapilheira, a Figura 4 apresenta o acumulado mensal de precipitação (mm) e a produção mensal das diferentes frações de serapilheira no manguezal de Cuiarana.

Observa-se que as espécies arbóreas apresentaram padrões distintos de produção de serapilheira foliar ao longo do ano. *R. mangle* e *A. germinans* apresentaram maior produção de folhas no trimestre JJA, soman-

do 160,6 e 49,4 g m<sup>-2</sup>, respectivamente, com pico de produção em agosto de 2017 (Figura 4B). Fernandes, Nascimento e Carvalho (2007) e Mehlig (2006) também registraram, nesse mesmo período, alta produção de folhas dessas espécies em seus estudos na região de Bragança, costa amazônica. A espécie *L. racemosa* apresentou maior produção de folha no trimestre de SON, somando 37,9 g m<sup>-2</sup>, com pico de produção em novembro (Figura 4B).

Com isso, as três espécies observadas apresentaram sua alta produção foliar durante o período menos



\*Médias com letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5 % de probabilidade.

Figura 3 – (A) Produção anual de serapilheira da fração folha por espécie; (B) produção anual de serapilheira das frações folha total, lenhoso e material reprodutivo (flor, fruto + estípula) + miscelânea. Dados médios ± erro padrão (n = 12)\*.

Tabela 3 – Produção de serapilheira (Mg ha<sup>-1</sup> ano<sup>-1</sup>) e precipitação média anual (mm) em manguezais.

Região	Latitude	Precipitação mm	Serapilheira Mg ha <sup>-1</sup> ano <sup>-1</sup>	Referência
Costa amazônica, Brasil	00°39'S	2.787	9,4	Este estudo
Paraná, Brasil	25°29'S	2.733	4,1	Larcher <i>et al.</i> (2014)
Zanzibar, Tanzânia	06°19'S	1.398	7,8	Mchenga e Ali (2017)
Sarawak, Malásia	03°59'N	3.794	16,4	Hoque <i>et al.</i> (2015)
Sundarbans, Bangladesh	21°30'N	2.000	10,1	Kamruzzaman <i>et al.</i> (2019)
Querala, Índia	10°01'N	2.390	16,5	Rani <i>et al.</i> (2016)
Ilha de Okinawa, Japão	26°27'N	2.482	11,7	Kamruzzaman <i>et al.</i> (2016)
Jalisco, México	19°40'N	700	7,8	Jarero <i>et al.</i> (2017)

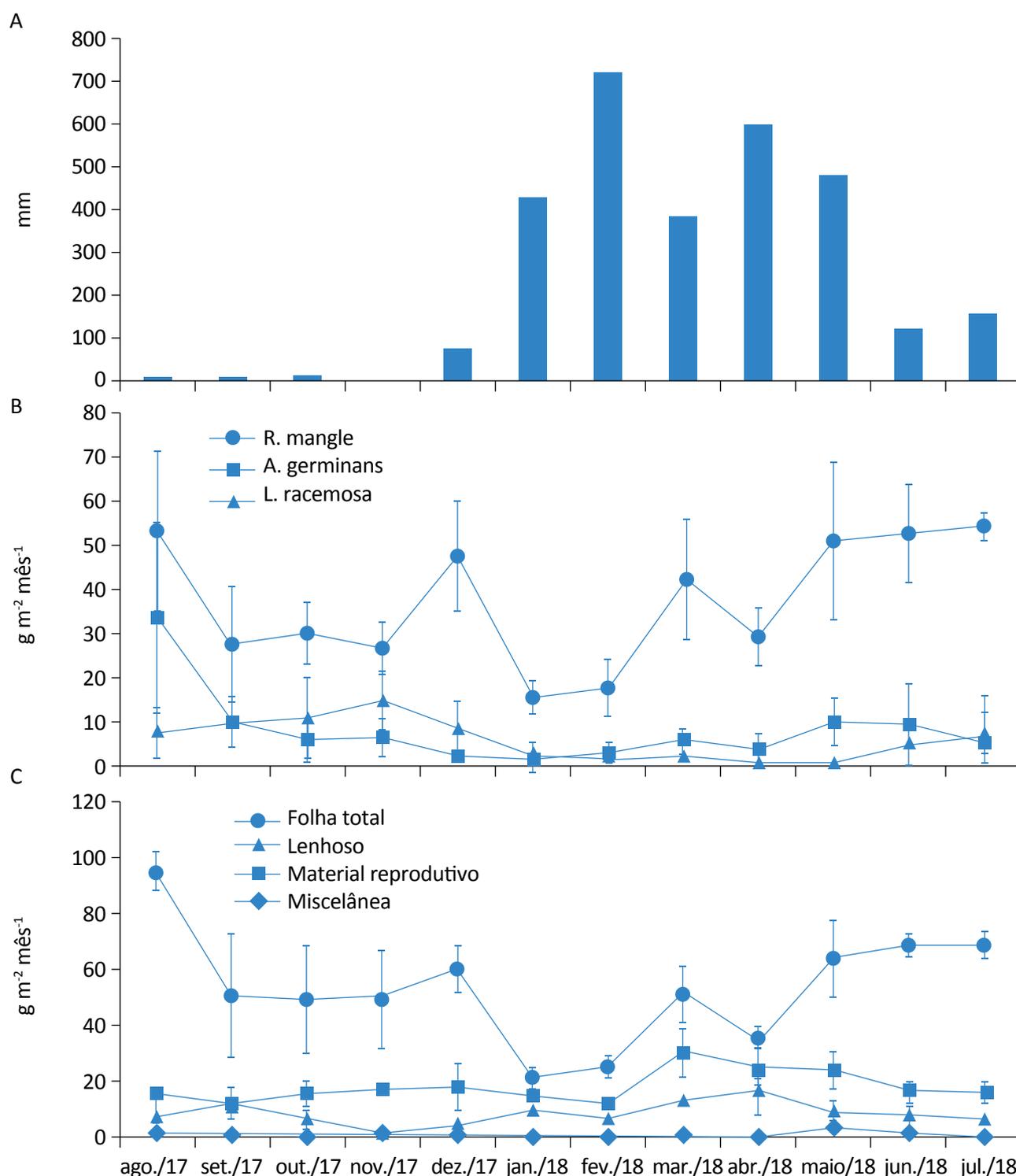


Figura 4 – (A) Acumulado mensal de precipitação (mm) para o Sítio Experimental de Cuiarana; (B) produção de serapilheira ( $\text{g m}^{-2} \text{mês}^{-1}$ ) da fração folha por espécies; (C) Produção de serapilheira ( $\text{g m}^{-2} \text{mês}^{-1}$ ) das frações folha total, lenhoso, material reprodutivo (flor, fruto + estípula) e miscelânea. Produção de serapilheira são dados médios  $\pm$  erro padrão ( $n = 3$ ).

chuvoso e seco em Cuiarana. Janzen (1967) já sugeria que, em períodos menos chuvosos, as florestas tropicais tendem a ter maior abscisão foliar (queda natural de folhas), o que também observaram em seu estudo Silva *et al.* (2011). Mehlig (2006) explica que essa relação entre precipitação e produção de folhas também ocorre em manguezais da Amazônia, registrando alta produção durante meses menos chuvosos na região de Bragança, costa amazônica.

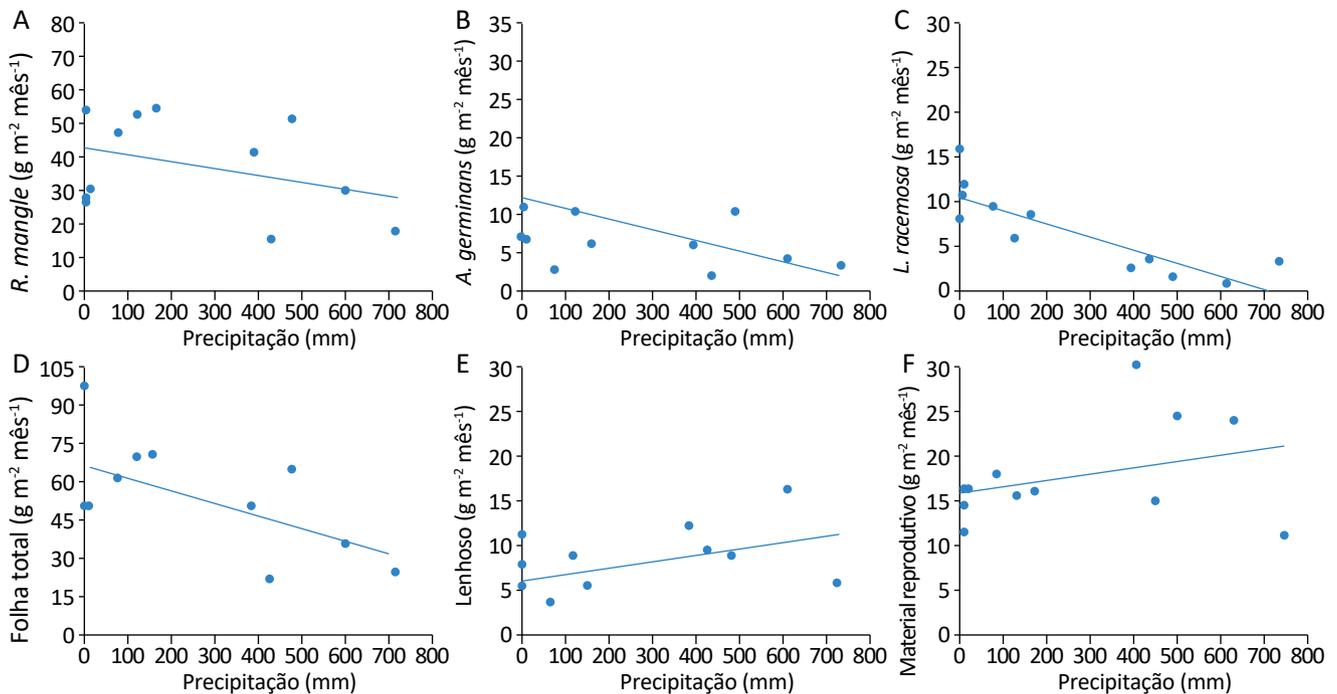
A fração lenhoso e a fração material reprodutivo (flor, fruto + estípula) apresentaram maior aporte acumulado no trimestre de MAM, somando 36,7 e 77,2 g m<sup>-2</sup>, respectivamente. Observaram-se picos de produção em abril e setembro para a fração lenhoso e em março para a fração material reprodutivo (Figura 4C). Kamruzzaman *et al.* (2016) comentam que a produção da fração lenhoso é bastante elevada em manguezais na Ásia durante a temporada de tufões, sugerindo a relação dessa fração com o referido sistema meteorológico.

Como apontam Fernandes, Nascimento e Carvalho (2007), a produção de estípula ocorreu ao longo de todo o ano, porém observaram-se flores com maior produção durante as estações com menores precipi-

tações (JJA e SON). Identificaram-se frutos em elevada produção nos períodos com maiores precipitações (DJF e MAM). Mehlig (2006) também observou essa tendência na fração material reprodutivo, para as mesmas espécies de mangue deste estudo, na região de Bragança, costa amazônica. Essa tendência também foi verificada em diferentes espécies de mangues em outros continentes (MCHENGA; ALI, 2017; HOQUE *et al.*, 2015; KAMRUZZAMAN *et al.*, 2019).

A fração miscelânea apresentou-se com pouca variabilidade, no entanto, registrou-se maior produção dela no trimestre de MAM, somando 2,4 g m<sup>-2</sup> (Figura 4C). A presença de fezes foi bastante prevalente nessa fração. Silva, Santos e Fernandes (2017) explicam que, no trimestre de MAM, a atividade herbívora de insetos é frequente no manguezal amazônico, o que sugere que as fezes encontradas são geradas pela presença dessa fauna na floresta de mangue. Cuzzuol e Rocha (2012) acrescentam que a espécie *A. germinans* geralmente é a mais consumida pela fauna herbívora no manguezal.

A Figura 5 apresenta os resultados da análise de regressão linear. A fração folha total apresentou correlação significativa com a precipitação ( $r^2 = 0,36$ ;  $p < 0,05$ ). No



**Figura 5 – Correlação entre as taxas de precipitação (mm) e a produção dos componentes de serapilheira (g m<sup>-2</sup> mês<sup>-1</sup>) folha de (A) *R. mangle*, folha de (B) *A. germinans*, folha de (C) *L. racemosa*, (D) folha total, (E) lenhoso e (F) material reprodutivo (flor, fruto + estípula) no Sítio Experimental de Cuiarana.**

entanto, quando se analisou a fração folha por espécie, apenas *L. racemosa* apresentou correlação significativa ( $r^2 = 0,72$ ;  $p < 0,001$ ), possivelmente pela sua alta produção de folhas durante o período seco em Cuiarana. As espécies *R. mangle* e *A. germinans* apresentaram baixa correlação ( $r^2 = 0,12$ ;  $p > 0,05$ , e  $r^2 = 0,17$ ;  $p > 0,05$ ), respectivamente, por produzirem a maior quantidade de folhas no período menos chuvoso de Cuiarana.

Todas as correlações da fração folha tiveram tendências negativas com a precipitação, o que também observaram Fernandes, Nascimento e Carvalho (2007) para as mesmas espécies no manguezal de Bragança, costa amazônica. Como demonstra a Figura 2, a anomalia negativa de chuva registrada em março afetou diretamente o acumulado de precipitação desse mês, havendo aumento de produção de folhas pelas espécies *R. mangle* e *A. germinans*, como mostra a Figura 4. Esse cenário sugere que folhas são muito sensíveis às

variações da precipitação da região, afetando diretamente a produção de serapilheira.

Entretanto, as frações lenhoso e material reprodutivo (flor, fruto + estípula) tiveram tendências positivas com a precipitação de Cuiarana, mas não apresentaram correlação significativa ( $r^2 = 0,20$ ;  $p > 0,05$ , e  $r^2 = 0,10$ ;  $p > 0,05$ ), respectivamente. Mehlig (2006) apresentou tendências similares para as mesmas frações e espécies de mangue.

Estudos sugerem (PRASAD *et al.*, 2019; SIMARD *et al.*, 2019; OSLAND *et al.*, 2017; FERNANDES; NASCIMENTO; CARVALHO, 2007; MEHLIG, 2006) que a alta produção de frutos no manguezal em meses mais chuvosos pode contribuir para a dispersão dos propágulos e sementes das espécies, utilizando a precipitação e a dinâmica de marés como mecanismos para a reprodução e ciclagem de nutrientes.

## CONCLUSÃO

A variação da produção de serapilheira em manguezal da costa amazônica possui direta relação com os sistemas precipitantes atuantes na costa. Essa interação entre atmosfera e manguezal sugere a contribuição para o processo de ciclagem de nutrientes desse ecossistema, modulando a variação da produtividade de serapilheira em suas diferentes frações ao longo do ano.

Ademais, mecanismos de escala global como eventos ENOS e Dipolo do Atlântico modulam o regime pluviométrico na região costeira da Amazônia. Esses sistemas

podem gerar anomalias positivas ou negativas de precipitação, que alteram a produção da fração folha da serapilheira do manguezal.

Essas informações são de significativa contribuição na proposição de ações e políticas públicas de preservação e uso dos recursos naturais do manguezal. Esta pesquisa ainda demonstra a fragilidade que esse ecossistema possui em relação aos sistemas precipitantes e sugere novos estudos que demonstrem os impactos da relação manguezal e atmosfera sobre a sociedade amazônica.

## REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, M.F.; SOUZA, E.B.; OLIVEIRA, M.C.F.; SOUZA JÚNIOR, J.A. Precipitação nas mesorregiões do estado do Pará: Climatologia, variabilidade e tendências nas últimas décadas (1978-2008). *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 6, p. 151-168, 2010. <http://dx.doi.org/10.5380/abclima.v6i0.25606>
- ALCÂNTARA, C.R.; DIAS, M.A.S.; SOUZA, E.P.; COHEN, J.C. Verification of the role of the low level jets in Amazon squall lines. *Atmospheric Research*, v. 100, n. 1, p. 36-44, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2010.12.023>
- AMANAJÁS, J.C.; BRAGA, C.C. Padrões espaço-temporal pluviométricos na Amazônia Oriental utilizando análise multivariada. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 27, n. 4, p. 423-434, 2012. <https://doi.org/10.1590/S0102-77862012000400006>
- BARBOSA, I.C.C.; MÜLLER, R.C.S.; ALVES, C.N.; BERRÊDO, J.F.; SOUZA FILHO, P.W. Composição Química de Sedimento de Manguezal do Estuário Bragantino (PA)-Brasil. *Revista Virtual de Química*, v. 7, n. 4, p. 1087-1101, 2015. <http://dx.doi.org/10.5935/1984-6835.20150060>

- BERNINI, E.; SILVA, M.A.B.D.; CARMO, T.M.S.D.; CUZZUOL, G.R.F. Chemical composition of sediments and leaves of mangrove species at the São Mateus river estuary, Espírito Santo State, Brazil. *Brazilian Journal of Botany*, v. 29, n. 4, p. 689-699, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-84042006000400018>
- CAMPONOGARA, G.; SILVA DIAS, M.A.F. Precipitação diária e estrutura vertical da atmosfera em Belém, PA. *Ciência e Natura*, p. 263-266, 2011. <http://dx.doi.org/10.5902/2179460X9435>
- Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos - CPTEC. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE. Acesso em: 20 de outubro de 2018. Disponível em: <http://clima1.cptec.inpe.br/>
- CHIANG, J.C.H.; VIMONT, D.J. Analogous meridional modes of atmosphere–ocean variability in the tropical Pacific and tropical Atlantic. *Journal of Climate*, v. 17, n. 21, p. 4143-4158, 2004. <https://doi.org/10.1175/JCLI4953.1>
- COHEN, J.C.P.; SILVA DIAS, M.A.F.; NOBRE, C.A. Aspectos Climatológicos das Linhas de Instabilidade na Amazônia. *CLIMANÁLISE - Boletim de Monitoramento e Análise Climática*, v. 4, p. 34-40, 1989.
- COHEN, J.C.P.; SILVA DIAS, M.A.F.; NOBRE, C.A. Environmental conditions associated with Amazonian squall lines: A case study. *Monthly Weather Review*, v. 123, p. 3163-3174, 1995. [https://doi.org/10.1175/1520-0493\(1995\)123%3C3163:ECAWAS%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0493(1995)123%3C3163:ECAWAS%3E2.0.CO;2)
- COUGO, M.; SOUZA-FILHO, P.; SILVA, A.; FERNANDES, M.; SANTOS, J.; ABREU, M.; NASCIMENTO, W.; SIMARD, M. Radarsat-2 backscattering for the modeling of biophysical parameters of regenerating mangrove forests. *Remote Sensing*, v. 7, n. 12, p. 17097-17112, 2015. <https://doi.org/10.3390/rs71215873>
- CURNICK, D.; PETTORELLI, N.; AMIR, A.; BALKE, T.; BARBIER, E.; CROOKS, S.; DAHDOUN-GUEBAS, F.; DUNCAN, C.; ENDSOR, C.; FRIESS, D.A.; QUARTO, A.; ZIMMER, M.; YIP LEE, S. The value of small mangrove patches. *Science*, v. 363, n. 6424, p. 239, 2019. <http://dx.doi.org/10.1126/science.aaw0809>
- CUZZUOL, G.R.F.; ROCHA, A.C. Interaction of the water regime with nutrients relations in a mangrove ecosystem. *Acta Botanica Brasilica*, v. 26, n. 1, p. 11-19, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-33062012000100003>
- FERNANDES, D.; VITORINO, M.; SOUZA, P.J.; JARDIM, M. Efeito da radiação solar sobre a regeneração natural de manguezal em Cuairana, Salinópolis, Pará. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 49, p. 108-122, 2018. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820180333>
- FERNANDES, M.E.B.; NASCIMENTO, A.A.M.; CARVALHO, M.L. Estimativa da produção anual de serapilheira dos bosques de Mangueno Furo Grande, Bragança-Pará. *Revista Árvore*, v. 31, n. 5, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622007000500019>
- FRIESS, D.A. Ecosystem services and disservices of mangrove forests: insights from historical colonial observations. *Forests*, v. 7, n. 9, p. 183, 2016. <https://doi.org/10.3390/f7090183>
- GERMANO, M.F.; VITORINO, M.I.; COHEN, J.C.P.; COSTA, G.B.; SOUTO, J.I.D.O.; REBELO, M.T.C.; SOUSA, A.M.L. Analysis of the breeze circulations in Eastern Amazon: an observational study. *Atmospheric Science Letters*, v. 18, n. 2, p. 67-75, 2017. <https://doi.org/10.1002/asl.726>
- GOLLEY, F.B. Nutrient cycling and nutrient conservation. In: *Tropical forest ecosystems: structure and function*. Amsterdam: Elsevier, 1983. p. 137-156.
- JARERO E.G.R; PEÑA M.P.; URIARTE E.L.; ZATARAIN A.M. Litterfall production and retrospective analysis of satellite images of mangrove coverage in the coast of Jalisco, Mexico. *UTSOE-Journal Multidisciplinary Science*, v. 4, n. 8, p. 11-21, 2017. Disponível em: [http://www.utsoe-journal.mx/Journal\\_T\\_VIII.pdf](http://www.utsoe-journal.mx/Journal_T_VIII.pdf)
- HOQUE, M.M.; MUSTAFA KAMAL, A.H.; IDRIS, M.H.; HARUNA AHMED, O.; RAFIQUH HOQUE, A.T.M.; MASUM BILLAH, M. Litterfall production in a tropical mangrove of Sarawak, Malaysia. *Zoology and Ecology*, v. 25, n. 2, p. 157-165, 2015. <https://doi.org/10.1080/21658005.2015.1016758>

- JANZEN, D.H. Synchronization of sexual reproduction of trees within the dry season in Central America. *Evolution*, v. 21, n. 3, p. 620-637, 1967. <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.1967.tb03416.x>
- JOYCE, R.J.; JANOWIAK, J.E.; ARKIN, P.A.; XIE, P. CMORPH: A method that produces global precipitation estimates from passive microwave and infrared data at high spatial and temporal resolution. *Journal of Hydrometeorology*, v. 5, p. 487-503, 2004. [https://doi.org/10.1175/1525-7541\(2004\)005%3C0487:CAMTPG%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1525-7541(2004)005%3C0487:CAMTPG%3E2.0.CO;2)
- KAMRUZZAMAN, M.; KAMARA, M.; SHARMA, S.; HAGIHARA, A. Stand structure, phenology and litterfall dynamics of a subtropical mangrove *Bruguiera gymnorrhiza*. *Journal of Forestry Research*, v. 27 n. 3, p. 513-523, 2016. <https://doi.org/10.1007/s11676-015-0195-9>
- KAMRUZZAMAN, M.; BASAK, K.; PAUL, S.K.; AHMED, S.; OSAWA, A. Litterfall production, decomposition and nutrient accumulation in Sundarbans mangrove forests, Bangladesh. *Forest Science and Technology*, v. 15, n. 1, p. 24-32, 2019. <https://doi.org/10.1080/21580103.2018.1557566>
- LAANBROEK, H.J.; ZHANG, Q.F.; LEITE, M.; VERHOEVEN, J.T.; WHIGHAM, D.F. Effects of *Rhizophora* mangrove leaf litter and seedlings on carbon and nitrogen cycling in salt marshes—potential consequences of climate-induced mangrove migration. *Plant and Soil*, v. 426, n. 1-2, p. 383-400, 2018. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3611-z>
- LARCHER, L.; BOEGER, M.R.T.; NOGUEIRA, G.; REISSMANN, C. B. Produção de serapilheira em dois manguezais do estado do Paraná, Brasil. *Acta Biológica Catarinense*, v. 1, n. 1, p. 53-64, 2014. <http://dx.doi.org/10.21726/abc.v1i1.84>
- LITTELL, R.C.; HENRY, P.R.; AMMERMAN, C.B. Statistical analysis of repeated measures data using SAS procedures. *Journal of Animal Science*, v. 76, n. 4, p. 1216-1231, 1998. <https://doi.org/10.2527/1998.7641216x>
- LYMBURNER, L.; BUNTING, P.; LUCAS, R.; SCARTH, P.; ALAM, I.; PHILLIPS, C.; TICEHURST, C.; HELD, A. Mapping the multi-decadal mangrove dynamics of the Australian coastline. *Remote Sensing of Environment*, v. 238, 111185, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2019.05.004>
- MARENGO, J.A.; LIEBMANN, B.; KOUSKY, V.E.; FILIZOLA, N.P.; WAINER, I.C. Onset and end of the rainy season in the Brazilian Amazon Basin. *Journal of Climate*, v. 14, n. 5, p. 833-852, 2001. [https://doi.org/10.1175/1520-0442\(2001\)014%3C0833:OAEOTR%3E2.0.CO;2](https://doi.org/10.1175/1520-0442(2001)014%3C0833:OAEOTR%3E2.0.CO;2)
- MCHENGA, I.S.S.; ALI, A.I. Mangrove litter production and seasonality of dominant species in Zanzibar, Tanzania. *Journal of East African Natural History*, v. 106, n. 1, p. 5-18, 2017. <http://dx.doi.org/10.2982/028.106.0103>
- MEHLIG, U. Phenology of the red mangrove, *Rhizophora mangle* L., in the Caeté Estuary, Pará, equatorial Brazil. *Aquatic Botany*, v. 84, n. 2, p. 158-164, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2005.09.007>
- MORAES, B.C.; COSTA, J.M.N.; COSTA, A.C.L.; COSTA, M.H. Variação espacial e temporal da precipitação no estado do Pará. *Acta Amazonica*, v. 35, n. 2, p. 207-217, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672005000200010>
- MOURA, M.N.; VITORINO, M.I. Variabilidade da precipitação em tempo e espaço associada à Zona de Convergência Intertropical. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 27, n. 4, p. 475-483, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-77862012000400010>
- MOURA, M.N.; VITORINO, M.I.; ADAMI, M. Análise de componentes principais da precipitação pluvial associada à produtividade de soja na Amazônia legal. *Revista Brasileira de Climatologia*, v. 22, 2018.
- MUSADAD, M.; IBRAHIM, M.I. Strategies for developing mangrove ecotourism in Riau Province, Indonesia. *Journal of Business on Hospitality and Tourism*, v. 5, n. 1, p. 86-95, 2019. <https://dx.doi.org/10.22334/jbhost.v5i1.142>
- OSLAND, M.J.; FEHER, L.C.; GRIFFITH, K.T.; CAVANAUGH, K.C.; ENWRIGHT, N.M.; DAY, R.H.; STAGG, C.L.; KRAUSS, K.W.; HOWARD, R.J.; GRACE, J.B.; ROGERS, K. Climatic controls on the global distribution, abundance, and species richness of mangrove forests. *Ecological Monographs*, v. 87, n. 2, p. 341-359, 2017. <https://doi.org/10.1002/ecm.1248>

- PRASAD, M.H.K.; GANGULY, D.; PANEERSELVAM, A.R.; RAMESH, R. Seagrass litter decomposition: an additional nutrient source to shallow coastal waters Purvaja. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 191, n. 5, p. 1-13, 2019. <https://doi.org/10.1007/s10661-018-7127-z>
- RANI, V.; SREELEKSHMI, S.; PREETHY, C.M.; BIJOY NANDAN, S. Phenology and litterfall dynamics structuring Ecosystem productivity in a tropical mangrove stand on South West coast of India. *Regional Studies in Marine Science*, v. 8, parte 3, p. 400-407, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.rsma.2016.02.008>
- REBOITA, M.S.; GAN, M.A.; ROCHA, R.P.; AMBRIZZI, T. Regimes de precipitação na América do Sul: uma revisão bibliográfica. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 25, n. 2, p. 184-204, 2010.
- RIBEIRO, R.D.A.; ROVAI, A.S.; TWILLEY, R.R.; CASTAÑEDA-MOYA, E. Spatial variability of mangrove primary productivity in the neotropics. *Ecosphere*, v. 10, n. 8, e02841, 2019. <https://doi.org/10.1002/ecs2.2841>
- SILVA, A.K.L.; VASCONCELOS, S.S.; CARVALHO, C.J.R.; CORDEIRO, I.M.C.C. Litter dynamics and fine root production in *Schizolobiumparahyba* var. *amazonicum* plantations and regrowth forest in Eastern Amazon. *Plant and Soil*, v. 347, p. 377-386, 2011. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0857-0>
- SILVA, L.L.; SANTOS, R.C.O.; FERNANDES, M.E.B. Linking *Avicennia germinans* (Acanthaceae) architecture to gall richness and abundance in Brazilian Amazon mangroves. *Biotropica*, v. 49, n. 6, p. 784-791, 2017. <https://doi.org/10.1111/btp.12455>
- SIMARD, M.; FATOYINBO, L.; SMETANKA, C.; RIVERA-MONROY, V.H.; CASTAÑEDA-MOYA, E.; THOMAS, N.; VAN DER STOCKEN, T. Mangrove canopy height globally related to precipitation, temperature and cyclone frequency. *Nature Geoscience*, v. 12, p. 40-45, 2019. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0279-1>
- SODRÉ, G.R.; VITORINO, M.I.; COHEN, J.C.P.; MORAES, B.C. Estudo observacional da convecção de mesoescala em diferentes superfícies no estado do Pará. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 8, n. 5, p. 1281-1293, 2015. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v8.5.p1281-1293>
- SOUZA, E.B.; LOPES, M.N.G.; ROCHA, E.J.P.; SOUZA, J.R.S.; CUNHA, A.C.; SILVA, R.R.; FERREIRA, D.B.S.; SANTOS, D.M.; CARMO, A.M.C.; SOUSA, J.R.A.; GUIMARÃES, P.L.; MOTA, M.A.S.; MAKINO, M.; SENNA, R.C.; SOUSA, A.M.L.; MOTA, G.V.; KUHN, P.A.F.; SOUZA, P.F.S.; VITORINO, M.I. Precipitação sazonal sobre a Amazônia oriental no período chuvoso: observações e simulações regionais com o RegCM3. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 24, n. 2, p. 111-124, 2009. <https://dx.doi.org/10.1590/S0102-77862009000200001>
- SOUZA, H.E.N.; VITORINO, M.I.; VASCONCELOS, S.S.; MARINHO, E.R.; BISPO, C.J.C. Variação temporal do Vento e sua interação com a produção de Serapilheira em Manguezal da Amazônia. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 12, n. 6, p. 2204-2217, 2019. <https://doi.org/10.26848/rbgf.v12.6.p2204-2217>
- SOUZA, M.; MOTA, M.; RUIVO, M.L.; CASTRO, R.; BERREDO, J.; SOUZA, P.; SOUZA, A. Atributos químicos do solo de manguezais sob condições de variação sazonal. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 33, p. 60-72, 2014.
- SOUZA FILHO, P.W.M.; MARTINS, E.S.F.; COSTA, F.R. Using mangroves as a geological indicator of coastal changes in the Bragança macrotidal flat, Brazilian Amazon: a remote sensing data approach. *Ocean & Coastal Management*, v. 49, n. 7-8, p. 462-475, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2006.04.005>
- THOMPSON, B.S. The political ecology of mangrove forest restoration in Thailand: Institutional arrangements and power dynamics. *Land Use Policy*, v. 78, p. 503-514, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.07.016>



# RESPOSTAS FISIOLÓGICAS DE GENÓTIPOS DE AMENDOIM À DEFICIÊNCIA HÍDRICA

## PHYSIOLOGICAL RESPONSES OF PEANUT GENOTYPES TO WATER DEFICIT

**Willians César Carrega** 

Pós-doutorando na Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP) – Jaboticabal (SP), Brasil.

**Juciléia Irian dos Santos** 

Engenheira Agrônoma na Secretaria de Agricultura e Abastecimento do Estado de São Paulo – Guapiara (SP), Brasil.

**Anne Elise Cesarin** 

Docente na Universidade de Franca (UNIFRAN) – Franca (SP), Brasil.

**Gianmarco José**

**Tironi Gallardo** 

Gerente Técnico de Vendas na Nutrien Ag Solutions – Santiago, Chile.

**Allan Lopes Bacha** 

Doutorando na Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP) – Jaboticabal (SP), Brasil.

**Ignácio José de Godoy** 

Pesquisador Científico no Instituto Agrônomo de Campinas (IAC) – Campinas (SP), Brasil.

**Pedro Luis da Costa**

**Aguiar Alves** 

Docente na Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP) – Jaboticabal (SP), Brasil.

### Endereço para correspondência:

Willians César Carrega – Via de Acesso Prof. Paulo Donato Castellane, s/n – Bairro Rural – CEP 14884-900 – Jaboticabal (SP), Brasil – E-mail: willianscesar@hotmail.com

**Recebido em:** 30/10/2019

**Aceito em:** 17/12/2019

## RESUMO

Entre os fatores ambientais, a deficiência hídrica tem efeito em diversos processos morfológicos e fisiológicos das plantas, podendo afetar o crescimento e o desenvolvimento das culturas, refletindo na produtividade. Diante disso, objetivou-se avaliar as características fisiológicas de genótipos de amendoim submetidos à deficiência hídrica. Realizou-se um experimento em blocos inteiramente casualizados, com os tratamentos dispostos em esquema fatorial  $12 \times 2$ , tendo como tratamentos 12 genótipos e duas condições hídricas, em cinco repetições. Para avaliar o efeito do estresse, aos 25 dias após a emergência (DAE), as plantas de amendoim permaneceram sob deficiência hídrica por quatro dias, enquanto as testemunhas foram mantidas a 70% da capacidade de campo. Aos 29 DAE, foram realizadas as avaliações de fotossíntese, transpiração, teor relativo de água, teor de cera epicuticular e massa seca das plantas. A taxa fotossintética foi menor para todos os genótipos sob deficiência hídrica, exceto para a linhagem 870, que demonstrou maior tolerância à seca. Para a transpiração, as cultivares Runner IAC 886, IAC OL3, IAC OL4 e as linhagens 573, 599, 870 não foram afetados pela deficiência hídrica. Entre os genótipos, há variação na quantidade de ceras epicuticulares sob condições hídricas. Com relação ao comportamento anatomofisiológico dos genótipos, concluiu-se que as linhagens 573 e 870 são altamente tolerantes à deficiência hídrica, as cultivares IAC OL3, IAC OL4, Runner IAC 886 e as linhagens 599 e 967 são moderadamente tolerantes e IAC 503, IAC 505 e IAC Tatu-ST e as linhagens 322 e 506 são mais sensíveis ao estresse hídrico durante a fase de florescimento.

**Palavras-chave:** água; *Arachis hypogaea* L.; cera epicuticular; fotossíntese; multivariada; transpiração.

## ABSTRACT

Among the environmental factors, water deficit affects several morphological and physiological processes in plants, which may affect crops' growth and development, reflecting on the yield. Thus, the aim of this research was to evaluate the physiological responses of peanut genotypes submitted to water deficit. The experimental design was a completely randomized block with treatments in a  $12 \times 2$  factorial arrangement, with twelve genotypes and two hydric conditions, with 5 replications. To evaluate the effect of stress, at 25 days after emergence (DAE) peanut plants were kept under water deficiency for four days, while the controls were kept at 70% of field capacity. At 29 DAE, photosynthesis, transpiration rate, relative water and epicuticular wax content were evaluated. The photosynthetic rate was lower for all water deficit genotypes, except for the 870 strain, which showed higher drought tolerance. Water deficit did not affect the transpiration rate of Runner IAC 886, IAC OL3, IAC OL4 cultivars and 573, 599, 870 breeding lines. Among the genotypes, there is variation in the amount of the epicuticular waxes under water-deficit conditions. In relation

to anatomico-physiological aspects from the genotypes, it was concluded that lines 573 and 870 are highly tolerant to water deficiency; cultivars IAC OL3, IAC OL4, Runner IAC 886, and 599 and 967 lines are moderately tolerant, and IAC 503, IAC 505 and IAC Tatu-ST, and lines 322 and 506 are more sensitive to water stress during phase of flowering.

**Keywords:** water; *Arachis hypogaea* L.; epicuticular wax; photosynthesis; multivariate; transpiration.

## INTRODUÇÃO

O amendoim (*Arachis hypogaea* L.) é uma leguminosa da família Fabaceae que possui elevada importância em âmbito mundial, sendo a quarta maior cultura oleaginosa. Com produção estimada em 45 milhões de toneladas (USDA, 2019), é utilizado principalmente na extração de óleo comestível, na ração animal e na indústria de confeitaria (RODRIGUES *et al.*, 2016).

Atualmente o cenário agrícola tem passado por alterações ambientais sobretudo em razão das mudanças climáticas. De acordo com dados divulgados pela Administração Nacional da Aeronáutica e Espaço (NASA, 2019), tem ocorrido aumento severo na temperatura global, que provoca anos atípicos, ou seja, épocas com chuvas normais (circunstância ideal para o cultivo), épocas com chuvas muito intensas e épocas com secas severas. Essas mudanças climáticas afetam os cultivos agrícolas, prejudicando o desenvolvimento das plantas e reduzindo a produtividade das culturas, o que gera instabilidade econômica no setor agrícola.

A deficiência hídrica em qualquer fase do ciclo, dependendo da sua intensidade, pode levar as plantas a desenvolver mecanismos de adaptação à seca, que poderão ser de natureza morfológica, fisiológica, anatômica e bioquímica, interferindo negativamente no crescimento e na produtividade do amendoim. Segundo Songsri *et al.* (2008), em áreas onde a seca é recorrente, as perdas no rendimento do amendoim podem variar entre 22 e 53% e aumentar a contaminação por aflatoxinas de 2 a 17% (GIRDTHAI *et al.*, 2010). Estas perdas decorrentes da seca são anualmente estimadas em US\$ 520 milhões (KAMBIRANDA *et al.*, 2011). Diante disso, a seleção de cultivares tolerantes à seca é uma alternativa para manter o rendimento do amendoim sob deficiência hídrica (POLANIA *et al.*, 2017). De acordo com Shen *et al.* (2015), muitas pesquisas têm reportado a tolerância de amendoim à seca. Portanto, muitos programas de melhoramento de amendoim estão buscando aperfeiçoar a produtividade de genótipos sob deficiência hídrica (THANGTHONG *et al.*, 2018).

O amendoim é uma oleaginosa conhecida por apresentar tolerância ao estresse hídrico, principalmente pela sua habilidade em viver em ambientes com baixa disponibilidade de água (PEREIRA *et al.*, 2012; NOGUEIRA; SANTOS, 2000). Essa habilidade é um mecanismo de adaptação que as plantas apresentam para assegurar a sobrevivência da espécie. Sob deficiência hídrica, podem ocorrer vários transtornos fisiológicos e bioquímicos nas plantas, causados pelas flutuações no ambiente abiótico (TAIZ *et al.*, 2017). Carrega (2017) afirma que há uma série de processos capazes de contribuir para minimizar a perda de água pelas plantas, como: fechamento estomático, ajustamento da parede celular, ajustamento osmótico, menor produção de folhas, redução da área foliar, aumento na densidade e profundidade de raízes e espessamento da cutícula.

Entre os mecanismos adaptativos, a cutícula (constituída de cutina e ceras) desempenha papel fundamental na fisiologia das plantas, sendo responsável por regular a perda de água, íons e nutrientes entre as células epidérmicas e a atmosfera (BUSCHHAUS; HERZ; JETTER, 2007; GUHLING *et al.*, 2005). As propriedades físicas e químicas da cera cuticular determinam funções vitais para as plantas (BUSCHHAUS; HERZ; JETTER, 2007), como fotossíntese e transpiração.

A compreensão dos mecanismos utilizados pelas plantas para tolerar a deficiência hídrica é de suma importância para a tomada de decisão durante a implantação de um sistema de cultivo. Como a cultura do amendoim apresenta determinada tolerância ao estresse hídrico, é necessário saber quais mecanismos estão envolvidos no processo adaptativo dessa planta, visando selecionar genótipos com maior tolerância à seca. De posse dessas informações, há a possibilidade de cultivá-la em regiões com menor disponibilidade hídrica, bem como fornecer subsídios para o aumento da sua produção nacional. Diante disso, o objetivo deste trabalho foi avaliar o comportamento fisiológico de genótipos de amendoim submetidos à deficiência hídrica.

## MATERIAIS E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em delineamento em blocos inteiramente casualizados, com os tratamentos dispostos em esquema fatorial  $12 \times 2$ , com cinco repetições. Constituíram os tratamentos 12 genótipos de amendoim (cultivares: IAC 503, IAC 505, Runner IAC 886, IAC OL3, IAC OL4 e IAC Tatu-ST; e linhagens: 322, 506, 573, 599, 870 e 967), submetidos a duas condições hídricas (com e sem deficiência hídrica).

A seleção dessas cultivares para o presente estudo foi baseada na ausência de informações sobre as respostas ao déficit hídrico. No programa de melhoramento de amendoim, essa linha de pesquisa tem sido pouco explorada. Por isso, para este estudo, foram selecionadas as cultivares comerciais mais representativas na principal região produtora de amendoim no país. Além disso, selecionaram-se também linhagens que ainda estão em fase de melhoramento, mas que têm potencial para serem lançadas como cultivares no futuro.

A semeadura foi realizada em caixas plásticas com capacidade volumétrica para 2 L, preenchidas com substrato composto de mistura de solo (latossolo vermelho escuro) e areia (2:1 v/v). Em cada caixa, foram depositadas 15 sementes, previamente tratadas com inseticida tiametoxam (200 mL do produto comercial — p.c./100 kg de sementes) e fungicida carboxina + tiram (200 SC — 350 mL do p.c./100 kg de sementes). Após a emergência das plantas, realizou-se o desbaste, deixando-se duas plantas por caixa.

Aos 25 dias após a emergência (DAE), as plantas foram submetidas aos tratamentos (com e sem deficiência hídrica) por quatro dias. Nesse período, as plantas sob deficiência hídrica ficaram em estufa plástica de polietileno transparente, sendo esta aberta no dia de ausência de chuvas, enquanto no tratamento controle (sem deficiência hídrica) as plantas foram mantidas a 70% da capacidade de

campo. Para ambas as situações, o monitoramento da umidade do solo foi realizado por meio de sensores (HidroFarm, Falker, modelo HFM 2010/ HFM 2030) colocados nos substratos. Os dados da umidade dos substratos no decorrer do período de estresse hídrico estão expressos na Tabela 1.

Após o término do período de deficiência hídrica (29 DAE), procederam-se às avaliações da fotossíntese e transpiração em quatro folíolos (IRGA - LICOR, modelo LI-6400), sendo as leituras realizadas nas condições ambientes vigentes (temperatura do ar 25°C, umidade relativa do ar 30% e concentração de  $\text{CO}_2$  de  $400 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ , utilizando intensidade de luz equivalente a  $1.500 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ ). Para a fotossíntese e a transpiração, os resultados foram expressos em  $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$  e  $\text{mmol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ , respectivamente, de acordo com Evans e Santiago (2014), e, para os cálculos, determinaram-se as áreas foliares totais dos quatro folíolos. Na sequência, foi determinado o teor relativo de água (TRA) nas folhas dos amendoizeiros (terceira folha da haste principal), segundo procedimento descrito por Weatherley (1950).

Após as avaliações fisiológicas, fez-se a quantificação das ceras epicuticulares de 30 folíolos jovens, coletados na parte superior da haste principal de cada genótipo, seguindo metodologia descrita por Silva Fernandes, Baker e Martin (1964), e os valores foram expressos em  $\mu\text{g cm}^{-2}$ .

Ao término do período experimental, aos 29 DAE, foi determinada a massa seca da parte aérea das plantas após secagem em estufa de circulação forçada de ar, a 70°C, até atingir massa constante.

Os resultados obtidos foram submetidos à análise de variância pelo teste F e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, utilizando o

**Tabela 1 – Umidade média dos substratos com genótipos de amendoim sob duas condições hídricas, durante o período de imposição do estresse.**

Tratamentos	Umidade do substrato (%)			
	26 DAE	27 DAE	28 DAE	29 DAE
Sem estresse hídrico	19,05 ± 0,42	18,47 ± 0,30	18,90 ± 0,10	19,07 ± 0,18
Com estresse hídrico	14,17 ± 0,87	9,07 ± 0,70	7,43 ± 0,72	6,13 ± 0,96

DAE: dias após a emergência.

software Agrostat (BARBOSA; MALDONADO JÚNIOR, 2015). Por meio das características avaliadas, realizou-se a análise de agrupamento pelo método Ward, por

meio da distância euclidiana e da análise de componentes principais (ACP), com auxílio do software Estatística (2016).

## RESULTADOS

Observaram-se diferenças significativas entre as condições hídricas e entre os genótipos e a interação entre as condições hídricas e os genótipos de amendoim para todos os parâmetros avaliados (Tabela 2).

Para facilitar a compreensão dos resultados, a análise fatorial foi separada nas Figuras 1 e 2, demonstrando as diferenças de cada genótipo com e sem deficiência hídrica. Na Tabela 3 está a comparação entre todos os genótipos sob deficiência hídrica e sob disponibilidade hídrica.

Para as cultivares IAC 503 (Figura 1A), IAC 505 (Figura 1B) e linhagem 967 (Figura 2F), verificou-se que as plantas sob menor disponibilidade hídrica apresentaram reduções no TRA, fotossíntese e transpiração, mas não demonstraram diferenças significativas entre os teores de cera epicuticular e massa seca da parte aérea.

IAC OL3 (Figura 1C), IAC OL4 (Figura 1D) e linhagem 599 (Figura 2D) sob estresse hídrico exibiram reduções na fotossíntese, no teor de cera e na massa seca da parte aérea, sem que houvesse redução significativa no TRA nem na transpiração.

Para a cultivar Runner IAC 886 (Figura 1E) e a linhagem 573 (Figura 2C), observou-se que a deficiência hídrica afetou apenas a atividade fotossintética, sem causar redução na massa seca da parte aérea das plantas. Para os demais parâmetros, TRA, transpiração, teor de cera epicuticular e massa seca da parte aérea, não foram constatadas diferenças significativas.

Quando as plantas da cultivar IAC Tatu-ST (Figura 1F) e da linhagem 322 (Figura 2A) estavam sob deficiência hídrica, notaram-se reduções para todos os parâmetros avaliados, exceto para a massa seca da parte aérea.

A linhagem 506 (Figura 2B) sob deficiência hídrica foi o único genótipo que apresentou diferença significativa para o teor de cera epicuticular, com maior teor quando comparada com o tratamento hidratado. Independentemente disso, as demais características (fotossíntese, transpiração e massa seca da parte aérea) foram afetadas de modo negativo pelo estresse causado pela menor disponibilidade hídrica.

Para a linhagem 870 (Figura 2E), verificou-se que a deficiência hídrica não promoveu alterações significativas no TRA, na fotossíntese, na transpiração, no teor de cera nem na massa seca da parte aérea, demonstrando assim alto nível de tolerância à deficiência hídrica.

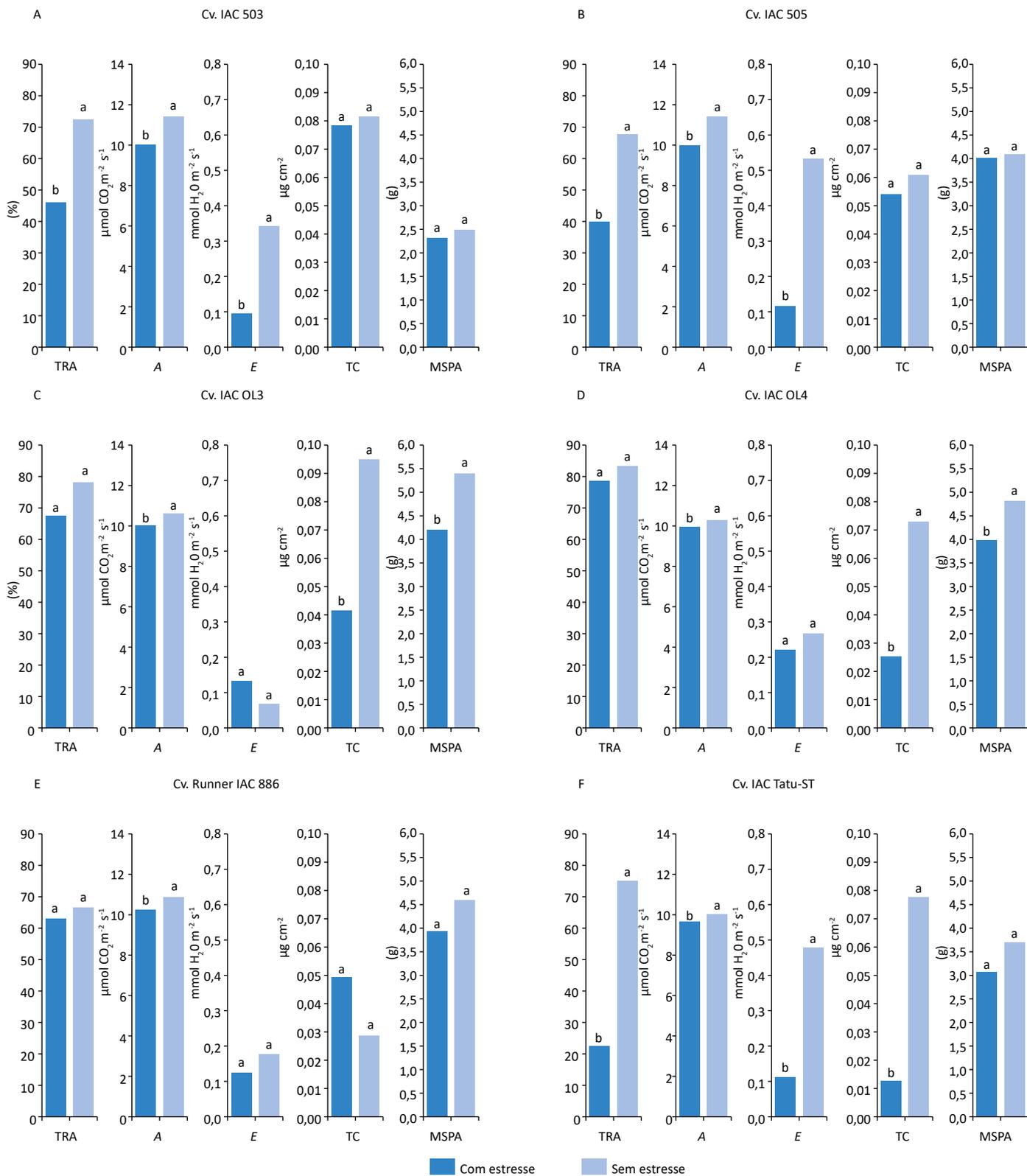
Comparando os genótipos com disponibilidade hídrica, percebeu-se que todos apresentaram TRA acima de 64%, sendo a linhagem 322 a mais afetada (64,24%) e tendo as linhagens 967 e 870 os maiores valores para o TRA, com 84,94 e 85,20%, respectivamente. Entre os genótipos sob deficiência hídrica, observou-se que a cultivar IAC Tatu-ST foi a mais afetada, com 22,82%, seguida da linhagem 322 e das cultivares IAC 505 e IAC 503, com 34,81, 39,17 e 45,62% (Tabela 3).

Para a fotossíntese das plantas sem deficiência hídrica, as cultivares IAC 503 e IAC 505 tiveram melhor desempenho. As linhagens 870, 599 e 573 e as cultivares IAC Tatu-ST e IAC OL4 foram as mais

**Tabela 2 – Resumo da análise de variância para o teor relativo de água (TRA), fotossíntese (A), transpiração (E), teores de cera epicuticular (TC) e massa seca da parte aérea (MSPA) de genótipos de amendoim submetidos a condições hídricas.**

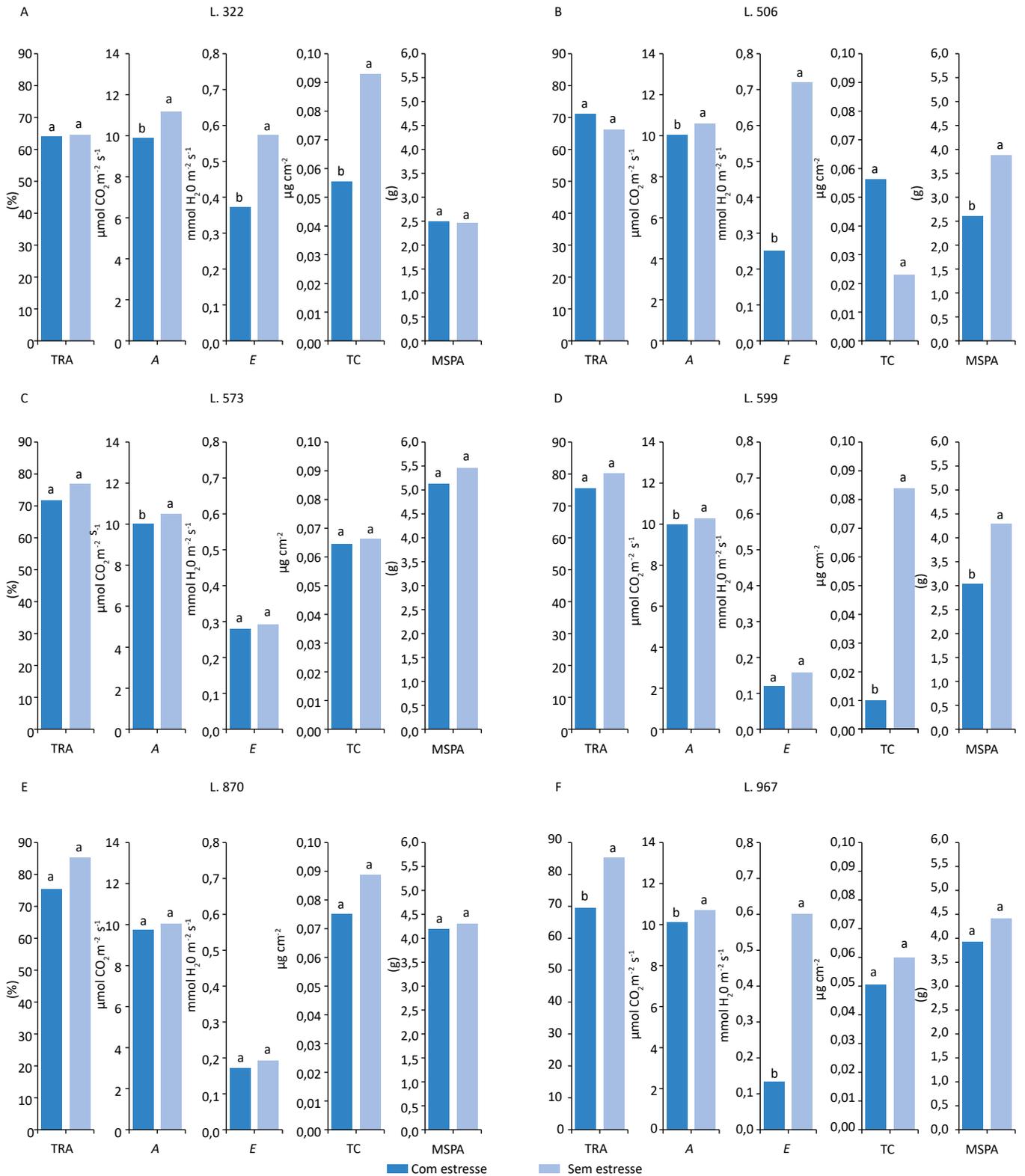
	TRA	A	E	TC	MSPA
F (H)	12,68*	14,50*	55,51*	37,95*	21,68*
F (G)	76,99*	319,55*	381,64*	5,03*	51,09*
F (HxG)	6,87*	10,29*	34,98*	7,78*	2,57*
CV (%)	12,16	2,09	19,57	27,38	11,39

F: fator de significância; H: condição hídrica; G: genótipos; CV, coeficiente de variância; \*1% de probabilidade.



TRA: teor relativo de água; A: fotossíntese; E: transpiração; TC: teor de cera epicuticular; MSPA: massa seca da parte aérea.

**Figura 1 – Comportamento fisiológico de seis cultivares de amendoim submetidos à deficiência hídrica.**



TRA: teor relativo de água; A: fotossíntese; E: transpiração; TC: teor de cera epicuticular; MSPA: massa seca da parte aérea.

**Figura 2 – Comportamento fisiológico de seis linhagens de amendoim submetidos à deficiência hídrica.**

afetadas, exibindo menor taxa fotossintética, com 10,05; 10,27; 10,50; 10,11 e 10,29  $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ . Quando as plantas foram submetidas à deficiência hídrica, apesar de os valores serem inferiores quando comparados com os das plantas hidratadas, não houve diferença significativa entre os genótipos estudados.

Analisando a transpiração dos genótipos, verificou-se grande variação, e, entre aqueles sob disponibilidade hídrica, constatou-se que a linhagem 506 foi a que apresentou maior transpiração (0,72  $\mu\text{mol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ),

enquanto as cultivares IAC OL3, IAC Runner 886 e a linhagem 870 tiveram menor perda de água para o ambiente, com 0,07, 0,17 e 0,19  $\mu\text{mol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ , demonstrando maior tolerância entre os genótipos. Sob condição limitante de água, todos os genótipos apresentaram reduções na transpiração, e a cultivar IAC 503 foi a que mais tolerou a deficiência hídrica.

Para o teor de cera epicuticular, entre os genótipos sob disponibilidade hídrica, as cultivares IAC 503 e IAC OL3 e as linhagens 322, 599 e 870 tiveram os maiores teores quando comparadas com a cultivar Runner IAC

**Tabela 3 – Efeito da deficiência hídrica sobre características fisiológicas de 12 genótipos de amendoim aos 29 dias após a emergência.**

Genótipos	TRA		A		E		TC		MSPA	
	CDH	SDH	CDH	SDH	CDH	SDH	CDH	SDH	CDH	SDH
cv. IAC 503	45,62 cd	72,38 ab	10,05 a	11,43 a	0,09 d	0,34 d	0,0584 ab	0,0817 ab	2,31 d	2,48 c
cv. IAC 505	39,17 cd	67,27 ab	9,85 a	11,34 a	0,11 cd	0,53 bc	0,0294 bcd	0,0606 abcd	3,99 ab	4,04 b
cv. IAC 886	62,62 abc	66,58 ab	10,14 a	10,77 bc	0,12 cd	0,17 fg	0,0485 abcd	0,0283 cd	3,89 ab	4,56 ab
cv. IAC OL3	67,42 ab	77,95 ab	10,01 a	10,59 cde	0,13 cd	0,07 g	0,0412 abcd	0,0948 a	4,22 ab	5,36 a
cv. IAC OL4	78,31 a	83,01 ab	9,93 a	10,29 cdef	0,22 bc	0,27 def	0,0250 bcd	0,0741 ab	3,96 ab	4,80 ab
cv. IAC Tatu-ST	22,82 d	75,65 ab	9,69 a	10,11 ef	0,11 cd	0,48 c	0,0119 cd	0,0775 ab	3,10 abcd	3,71 b
L. 322	34,81 cd	64,24 b	9,84 a	11,17 ab	0,37 a	0,57 bc	0,0535 abc	0,0464 bcd	2,49 d	2,44 c
L. 506	70,78 ab	65,99 ab	10,04 a	10,58 cde	0,25 b	0,72 a	0,0562 ab	0,0227 d	2,62 cd	3,88 b
L. 573	71,64 ab	76,77 ab	9,99 a	10,50 cdef	0,28 ab	0,29 de	0,0642 ab	0,0662 abc	5,13 a	5,47 a
L. 599	75,49 a	79,68 ab	9,94 a	10,27 def	0,12 cd	0,16 ef	0,0103 d	0,0839 ab	3,04 bcd	4,29 ab
L. 870	75,38 a	85,20 a	9,77 a	10,05 f	0,17 bcd	0,19 efg	0,0751 a	0,0885 a	4,19 ab	4,31 ab
L. 967	68,96 ab	84,94 a	10,05 a	10,66 cd	0,13 cd	0,60 b	0,0501 abcd	0,0593 abcd	3,91 ab	4,37 ab
F	16,09**	3,42**	1,61 <sup>ns</sup>	19,87**	55,51**	331,64**	5,66**	7,16**	8,33**	15,91**
C.V. (%)	12,16		2,24		19,57		24,41		11,39	

Médias seguidas de mesma letra minúscula na coluna não diferem entre si pelo teste de Tukey; \*\*1% de probabilidade; <sup>ns</sup>não significativo; TRA: teor relativo de água (%); A, fotossíntese ( $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ); E: transpiração ( $\mu\text{mol H}_2\text{O m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ ); TC: teor de cera epicuticular ( $\mu\text{g.cm}^{-2}$ ); MSPA, : mssa seca da parte aérea (g); CDH, : co deficiência hídrica; SDH, : semdeficiência hídrica; cv., : cultivares; L., : Linhagem; C.V., : coeficiente de variação; F: fator de significância.

886 e com a linhagem 506. Sob deficiência hídrica, verificou-se semelhança entre todos os genótipos, com a cultivar IAC Tatu-ST e a linhagem 599 alcançando os menores teores de cera quando comparadas com as linhagens 573 e 870.

Independentemente da condição hídrica, a linhagem 573 demonstrou maior massa seca da parte aérea quando comparada aos demais genótipos, e a cultivar IAC 503 e a linhagem 322 foram as de menor massa seca da parte aérea.

O dendrograma resultante da análise de agrupamento evidenciou, com base nos parâmetros avaliados, distinção entre os efeitos dos tratamentos com e sem deficiência hídrica, formando dois grandes grupos (Figura 3). O primeiro grupo (G1) foi composto de plantas com disponibilidade hídrica, com exceção das linhagens 870 e 573, e o segundo grupo (G2), de plantas com deficiência hídrica, com exceção do cultivar Runner IAC 886.

Em cada grande grupo (G1 e G2), destacaram-se as cultivares mais semelhantes, subdivididas em quatro subgrupos (S1, S2, S3, S4). No grupo G1, o subgrupo S1, constituído das cultivares IAC 503, IAC 505 e IAC Tatu-ST e das linhagens 322, 506 e 967, reuniu genótipos com disponibilidade hídrica (Figura 3), mas foram considerados os mais sensíveis em função dos menores valores para os teores de cera epicuticular e massa seca da parte aérea.

O subgrupo S2 (G1), constituído das cultivares IAC OL3 e IAC OL4 e das linhagens 573, 599 e 870, com disponibilidade hídrica, e das linhagens 573 e 870 com deficiência hídrica, foi semelhante entre si. Nesse subgrupo (S2), a presença das linhagens 870 e 573 em ambas as condições hídricas indicou comportamento parecido desses materiais tanto com disponibilidade de água quanto sem tal disponibilidade, revelando assim maior tolerância desses materiais genéticos à deficiência hídrica em comparação aos demais estudados.

No grupo G2, o subgrupo S3, constituído das cultivares IAC OL3, IAC OL4 e Runner IAC 886 e das linhagens 599 e 967, com deficiência hídrica, e da cultivar Runner IAC 886, com disponibilidade hídrica, foi considerado moderadamente tolerante à deficiência hídrica. A presença da cultivar Runner IAC 886 com

disponibilidade hídrica no subgrupo S3 apontou similitude dessa cultivar com os genótipos estressados desse grupo.

O subgrupo S4 (G2), constituído das cultivares IAC 503, IAC 505 e IAC Tatu-ST e das linhagens 322 e 506, com deficiência hídrica, apresentou semelhanças entre seus genótipos. Eles foram considerados os materiais mais suscetíveis ao estresse. Além disso, tiveram agrupamento similar ao observado no subgrupo S1, com exceção da linhagem 967 (Figura 3).

Além da análise de agrupamento pelo método de Ward (Figura 3), realizou-se também a ACP, visando reduzir o número de variáveis da matriz original dos dados envolvidos no modelamento feito preliminarmente. Na ACP, como a matriz utilizada foi a de correlação, os componentes retidos foram aqueles que apresentaram os autovalores maiores que 1,0, conforme mencionado por Silveira, Vieira e Righi (2018). Diante disso, selecionaram-se dois componentes principais, com valores correspondentes a 2,1 e 1,5 (Figura 4). Segundo Barros *et al.* (2018), os valores dos componentes principais são baseados na variância acumulada a aproximadamente 70%. No presente estudo, os dois primeiros componentes somaram 70,4% da variância dos dados originais, podendo, assim, ser utilizados para constatar semelhanças e diferenças no conjunto amostral (Figura 4).

Com base na ACP, observou-se separação entre os parâmetros teor de cera epicuticular, TRA e massa da parte aérea da fotossíntese e transpiração. Além disso, constatou-se separação entre os genótipos com deficiência hídrica dos genótipos com disponibilidade hídrica, com exceção das linhas 870 e 573, com deficiência hídrica, que se correlacionaram positivamente aos genótipos com disponibilidade hídrica, apresentando, assim, maior tolerância (Figura 5).

De modo geral, a taxa fotossintética foi menor para todos os genótipos sob deficiência hídrica, exceto para a linhagem 870, que demonstrou maior tolerância à seca. Em relação à transpiração, os genótipos Runner IAC 886, IAC OL3 e IAC OL4 e as linhagens 573, 599 e 870 não foram afetados pelo estresse hídrico. Entre os genótipos, há variação na quantidade de ceras epicuticulares sob condições hídricas. Todos os genótipos apresentaram maiores teores de ceras epicuticulares

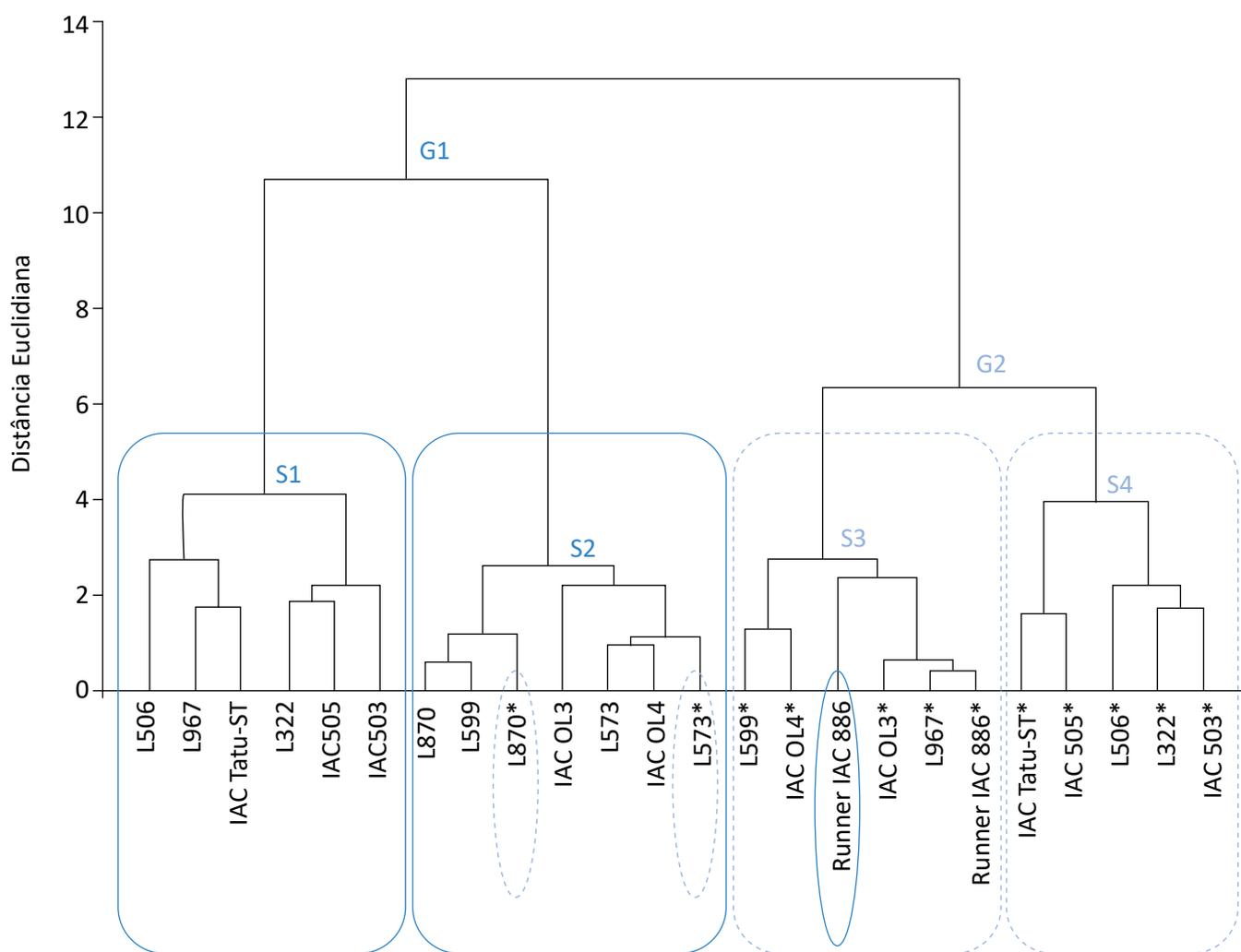
sob disponibilidade hídrica, exceto a linhagem 506 e a cultivar Runner IAC 886. A camada de cera na superfície foliar não atuou como um dos principais mecanismos na tolerância contra a deficiência hídrica dos genótipos de amendoim estudados. Com base no TRA,

percebeu-se que todos os genótipos, com exceção das cultivares IAC 503, IAC 505 e IAC Tatu-ST e da linhagem 506, sob quatro dias de estresse, demonstraram potencial para a realização das suas atividades metabólicas normais.

## DISCUSSÃO

Segundo Larcher (2006), em plantas sob deficiência hídrica ocorre inicialmente alteração nas propriedades das membranas celulares, causando a diminuição em

sua turgescência. Com isso, ocorre o fechamento estomático, resultando em diminuição na transpiração das plantas de amendoim (HARO; CARREGA, 2019),



\*Genótipos submetidos à deficiência hídrica.

**Figura 3 – Análise de agrupamento pelo método de Ward dos grupos G1 e G2, separados por subgrupos (S1-S4) para as variáveis: massa seca de parte aérea, fotossíntese, transpiração, teor relativo de água e teor de cera epicuticular, para os 12 genótipos em condições de disponibilidade e deficiência hídrica.**

redução da área foliar (CARREGA, 2017), menor absorção de radiação (HARO *et al.*, 2008) e redução na taxa fotossintética das plantas (como observado em todos os genótipos sob deficiência hídrica, com exceção da linhagem 870), não somente pela menor disponibilidade de água para o processo em si, mas também pelo menor influxo de íons. Conseqüentemente, tem-se redução no processo de crescimento e desenvolvimento das plantas, acarretando menor produção de massa, levando à senescência prematura e induzindo à diminuição na produção das vagens (UPADHYAYA *et al.*, 2011; PEREIRA *et al.*, 2012; DUARTE; MELO FILHO; SANTOS, 2013; ARRUDA *et al.*, 2015).

Resultados semelhantes foram constatados por Nogueira *et al.* (2006) e Nogueira e Santos (2000) ao avaliarem plantas de amendoim submetidas à deficiência hídrica. Os autores verificaram redução na taxa trans-

piratória de genótipos de amendoim aos 30 DAS decorrente do déficit hídrico. A deficiência hídrica, dependendo da intensidade, prejudica as funções vitais das plantas e estimula reações de adaptação no ambiente sob condições estressantes. Segundo Graciano, Santos e Nogueira (2016), a ausência de água estimula o fechamento estomático das cultivares BR1 e BRS Havana, reduzindo a condutância estomática e a transpiração foliar, fato considerado como uma estratégia de adaptação a essa condição.

Carrega *et al.* (2019), estudando o efeito do estresse hídrico na germinação e no desenvolvimento radicular de genótipos de amendoim, verificaram alto nível de tolerância à deficiência hídrica para as cultivares IAC 503, Runner IAC 886, IAC OL3, IAC OL4 e IAC Tatu-ST e linhagens 322, 506, 599, 870 e 967. Pereira *et al.* (2010) também notaram diferenças nos TRA de genó-

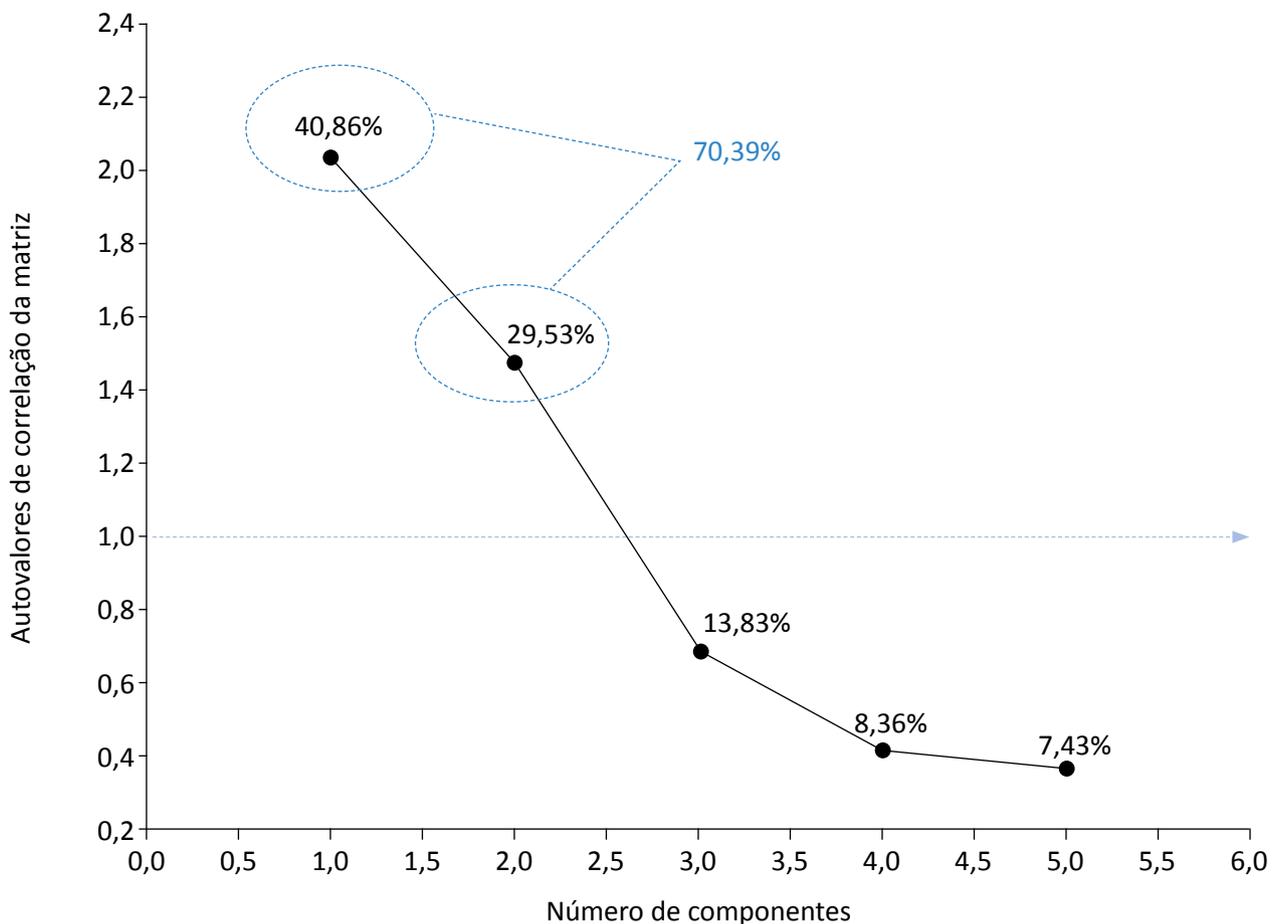


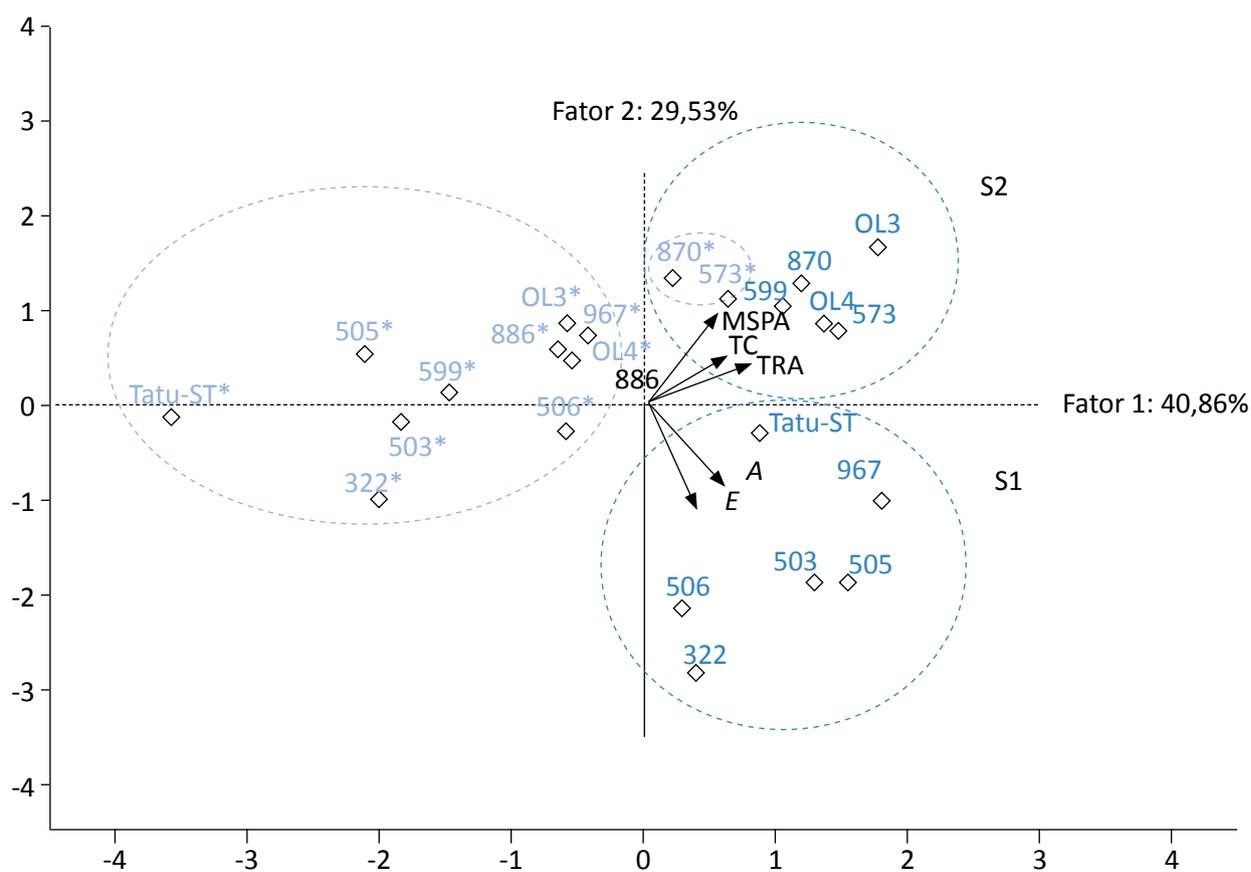
Figura 4 – Seleção dos componentes principais baseados em autovalores de correlação acima de 1,0 e variância  $\approx$  70%.

tipos de amendoim submetidos à deficiência hídrica. Eles observaram que os genótipos LVIPE-06, LBM e LBR apresentaram reduções nos teores de água, enquanto a cultivar BR1 exibiu maior teor de água.

Segundo alguns autores, cutículas mais espessas reduzem a transpiração cuticular, representando vantagens para as espécies sob deficiência hídrica (TIPTON; WHITE, 1995; BONDADA *et al.*, 1996; KOTTAPALLI *et al.*, 2009). Entretanto, no presente trabalho, observou-se menor ou igual teor de ceras em plantas de amendoim sob deficiência hídrica, à exceção da linhagem 506. Em comparação às respostas fisiológicas, a quantidade de cera não foi um dos mecanismos responsáveis pela tolerância à deficiência hídrica dos genótipos analisados, visto que os genótipos com menor quantidade de cera não apresentaram aumento na transpiração (perda de água).

Estudos com ceras epicuticulares em amendoim têm revelado resultados contraditórios, dependendo do genótipo ou da espécie (VAKHARIA, 1993; VAKHARIA *et al.*, 1997). Samdur *et al.* (2003) verificaram aumento no teor de ceras quando genótipos de amendoim foram submetidos à deficiência hídrica, contudo Souza (2009) não viu diferenças estatísticas em relação à quantidade de ceras de cultivares e espécies silvestres de amendoim sob deficiência hídrica.

Oliveira, Meirelles e Salatino (2003) constataram que nem sempre o teor de ceras epicuticulares é indício de melhor eficiência contra a perda de água. Souza (2009) relatou que a tolerância à deficiência hídrica não é consequência imediata de modificações cuticulares. De acordo com ele, outros mecanismos fisiológicos, como, por exemplo, o comportamento estomático, podem responder mais



\*Genótipos submetidos à deficiência hídrica.

**Figura 5 – Análise de componentes principais para as variáveis: massa seca da parte aérea (MSPA), fotossíntese (A), transpiração (E), teor relativo de água (TRA) e teor de cera epicuticular (TC), para os 12 genótipos em condições de disponibilidade e deficiência hídrica.**

diretamente à adaptação de genótipos de amendoim à restrição hídrica. Para Nogueira *et al.* (2006), o fechamento estomático é um dos mecanismos mais importantes, destinados a reduzir a deficiência hídrica interna, para suportar determinados períodos de seca.

Em virtude do fechamento estomático, ocorrem menor sequestro de CO<sub>2</sub> pelas plantas, reduzindo a produção de fotoassimilados, e, conseqüentemente, menor capacidade de produção de fitomassa pela cultura. Arruda *et al.* (2015), estudando o impacto da deficiência hídrica em amendoim, constataram reduções no acúmulo de massa seca de genótipos de amendoim sob deficiência hídrica, mostrando, assim, variabilidade genotípica entre as plantas de *A. hypogaea*. Graciano, Santos e Nogueira (2016), avaliando duas cultivares de amendoim, também verificaram menor produção de biomassa seca total de plantas submetidas a déficit hídrico no solo.

Além de condições de estresse, outros fatores, como a idade da planta, podem influenciar na deposição de cera epicuticular na superfície foliar. Dessa forma,

uma possível explicação para a menor quantidade de cera sob deficiência hídrica é o fato de as plantas nessa condição apresentarem restrição do desenvolvimento em comparação a plantas sob disponibilidade de água. Além disso, plantas de amendoim exibem hábito de crescimento indeterminado. Ou seja, as plantas mantêm emissões de flores e ginóforos durante todo o ciclo de cultivo. No entanto, entre os 35 e os 45 DAS, ocorre o maior pico de florescimento. Nesse momento, a restrição de água no solo afeta o desenvolvimento das estruturas vegetativas das plantas, podendo causar aborto de flores e, por conseguinte, inibição na produção de ginóforos, vagens e sementes.

O grau de tolerância à seca pode variar entre espécies e entre genótipos de uma mesma espécie, sendo a tolerância dependente da duração e da intensidade do estresse. Diante da escassez de informações, as respostas obtidas no presente estudo são de fundamental importância para o programa de melhoramento de amendoim no Brasil.

## CONCLUSÕES

Sob fatores ambientais, como a deficiência hídrica durante a fase de florescimento do amendoim, as linhagens 573 e 870 são altamente tolerantes à deficiência hídrica, IAC OL3, IAC

OL4 e Runner IAC 886 e as linhagens 599 e 967 são moderadamente tolerantes, e IAC 503, IAC 505 e IAC Tatu-ST e as linhagens 322 e 506 são mais sensíveis à deficiência hídrica.

## AGRADECIMENTOS

Os autores prestam seus agradecimentos ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), a concessão

de bolsa de estudo para o primeiro (processo nº 142.462/2013-6) e último (processo nº 306.749/2017-3) autores.

## REFERÊNCIAS

ARRUDA, I.M.; MODA-CIRINO, V.; BURATTO, J.S.; FERREIRA, J.M. Crescimento e produtividade de cultivares e linhagens de amendoim submetidas a déficit hídrico. *Pesquisa Agropecuária Tropical*, v. 45, n. 2, p. 146-154, 2015. <https://doi.org/10.1590/1983-40632015v4529652>

BARBOSA, J.C.; MALDONADO JÚNIOR, W. *Experimentação agrônômica & agroestat-sistema para análises estatísticas de ensaios agrônômicos*. Jaboticabal: Multipress, 2015.

- BARROS, T.D.F.S.; RIOS, E.S.C.; MAIA, L.D.M.; DANTAS, R.L.; DE MELO SILVA, S. Qualidade de frutos de cultivares de mamão comercializados em supermercados de Campina Grande-PB. *Agropecuária Técnica*, v. 39, n. 2, p. 129-142, 2018. <https://doi.org/10.25066/agrotec.v39i2.38109>
- BONDADA, B.R.; OOSTERHUIS, D.M.; MURPHY, J.B.; KIM, K.S. Effect of water stress on the epicuticular wax composition and ultrastructure of cotton (*Gossypium hirsutum* L.) leaf, bract, and boll. *Environmental and Experimental Botany*, v. 36, n. 1, p. 61-69, 1996. [https://doi.org/10.1016/0098-8472\(96\)00128-1](https://doi.org/10.1016/0098-8472(96)00128-1)
- BUSCHHAUS, C.; HERZ, H.; JETTER, R. Chemical composition of the epicuticular and intracuticular wax layers on adaxial sides of *Rosa canina* leaves. *Annals of botany*, v. 100, n. 7, p. 1557-1564, 2007. <https://doi.org/10.1093/aob/mcm255>
- CARREGA, W.C. *Deficiência hídrica em genótipos de amendoim*. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2017.
- CARREGA, W.C.; MARTINS, P.F.R.B.; BACHA, A.L.; CESARIN, A.E.; OLIVEIRA, T.S.; GODOY, I.J.; ALVES, P.L.C.A. Physiological response of seeds of peanut genotypes to water deficiency. *Bioscience Journal*, v. 35, n. 3, p. 741-751, 2019. <https://doi.org/10.14393/BJ-v35n3a2019-41876>
- DUARTE, E.A.; MELO FILHO, P.D.A.; SANTOS, R.C. Características agrônômicas e índice de colheita de diferentes genótipos de amendoim submetidos a estresse hídrico. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 17, n. 8, p. 843-847, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662013000800007>
- EVANS, J.R.; SANTIAGO, L.S. PrometheusWiki gold leaf protocol: gas exchange using LI-COR 6400. *Functional Plant Biology*, v. 41, n. 3, p. 223-226, 2014. <https://doi.org/10.1071/FP10900>
- GIRDTHAI, T.; JOGLOY, S.; VORASOOT, N.; AKKASAENG, C.; WONGKAEW, S.; HOLBROOK, C.C.; PATANOTHAI, A. Associations between physiological traits for drought tolerance and aflatoxin contamination in peanut genotypes under terminal drought. *Plant Breeding*, v. 129, n. 6, p. 693-699, 2010. <https://doi.org/10.1111/j.1439-0523.2009.01738.x>
- GRACIANO, E.S.A.; SANTOS, H.R.B.; NOGUEIRA, R.J.M.C. Trocas gasosas, eficiência fotoquímica e pigmentos fotossintéticos de cultivares de amendoim sob deficiência hídrica no solo. *Brazilian Journal of Applied Technology for Agricultural Science*, v. 9, n. 1, p. 27-36, 2016.
- GUHLING, O.; KINZLER, C.; DREYER, M.; BRINGMANN, G.; JETTER, R. Surface composition of myrmecophilic plants: cuticular wax and glandular trichomes on leaves of *Macaranga tanarius*. *Journal of Chemical Ecology*, v. 31, p. 2323-2341, 2005. <https://doi.org/10.1007/s10886-005-7104-1>
- HARO, R.J.; CARREGA, W.C. Efeitos do estresse hídrico na cultura do amendoim. In: SILVA, R.P.; SANTOS, A.F.; CARREGA, W.C. (orgs.). *Avanços na produção de amendoim*. Jaboticabal: Funep, 2019. p. 55-66.
- HARO, R.J.; DARDANELLI, J.L.; OTEGUI, M.E.; COLLINO, D.J. Seed yield determination of peanut crops under water deficit: Soil strength effects on pod set, the source–sink ratio and radiation use efficiency. *Field Crops Research*, v. 109, n. 1-3, p. 24-33, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2008.06.006>
- KAMBIRANDA, D.M.; VASANTHAIAH, H.K.; KATAM, R.; ANANGA, R.K.A.; BASHA, S.M.; NAIK, K. Impact of drought stress on peanut (*Arachis hypogaea* L.) productivity and food safety. In *Plants and environment. IntechOpen*, p. 249-272, 2011. <https://doi.org/10.5772/27917>
- KOTTAPALLI, K.R.; RAKWAL, R.; SHIBATO, J.; BUROW, G.; TISSUE, D.; BURKE, J.; PUPPALA, N.; BUROW, M.; PAYTON, P. Physiology and proteomics of the water-deficit stress response in three contrasting peanut genotypes. *Plant, Cell & Environment*, v. 32, n. 4, p. 380-407, 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3040.2009.01933.x>
- LARCHER, W. *Ecofisiologia Vegetal*. 3. ed. São Carlos: RiMa, 2006. 532 p.

NATIONAL AERONAUTICS AND SPACE ADMINISTRATION (NASA). *Global climate change*. Vital Signs of the Planet. California Institute of Technology, 2019. Disponível em: <<https://climate.nasa.gov/vital-signs/global-temperature/>>. Acesso em: 28 out. 2019.

NOGUEIRA, R.J.M.C.; MELO FILHO, P.D.A.; CARVALHO, R.; SANTOS, R.C. Comportamento estomático e potencial da água da folha em amendoim cv. BRS 151 L7 submetido a estresse hídrico. *Revista Brasileira de Oleaginosas e Fibrosas*, v. 10, n. 1-2, p. 985-991, 2006.

NOGUEIRA, R.J.M.C.; SANTOS, R.D. Alterações fisiológicas no amendoim submetido ao estresse hídrico. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 4, n. 1, p. 41-45, 2000. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662000000100008>

OLIVEIRA, A.F.; MEIRELLES, S.T.; SALATINO, A. Epicuticular waxes from caatinga and cerrado species and their efficiency against water loss. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 75, n. 4, p. 431-439, 2003. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652003000400003>

PEREIRA, J.D.L.; ALBUQUERQUE, M.B.; NOGUEIRA, R.J.M.C.; SANTOS, R.C.; MELO FILHO, P.D.A. Relações hídricas e ajustamento osmótico de genótipos de amendoim submetidos ao déficit hídrico. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE MAMONA, 4.; SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE OLEAGINOSAS ENERGÉTICAS, 2010. João Pessoa. *Anais...* Campina Grande: Embrapa Algodão, 2010.

PEREIRA, J.W.; MELO FILHO, P.A.; ALBUQUERQUE, M.B.; NOGUEIRA, R.M.; SANTOS, R.C. Mudanças bioquímicas em genótipos de amendoim submetidos a déficit hídrico moderado. *Revista Ciência Agronômica*, v. 43, n. 4, p. 766-773, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S1806-66902012000400019>

POLANIA, J.; RAO, I.M.; CAJIAO, C.; GRAJALES, M.; RIVERA, M.; VELASQUEZ, F.; RAATZ, B.; BEEBE, S.E. Shoot and root traits contribute to drought resistance in recombinant inbred lines of MD 23–24× SEA 5 of common bean. *Frontiers in Plant Science*, v. 8, p. 296, 2017. <https://doi.org/10.3389/fpls.2017.00296>

RODRIGUES, L.G.D.S.M.; RODRIGUES, F.M.; OLIVEIRA, E.M.; VIERA, V.B.; ARÉVALO, A.M.; VIROLI, S.L.M. Peanut (*Arachis* sp.) as a source in the Brazilian energy matrix. *Journal of Bioenergy and Food Science*, v. 3, n. 3, p. 178-190, 2016. <https://doi.org/10.18067/jbfs.v3i3.80>

SAMDUR, M.Y.; MANIVEL, P.; JAIN, V.K.; CHIKANI, B.M.; GOR, H.K.; DESAI, S.; MISRA, J.B. Genotypic differences and water-deficit induced enhancement in epicuticular wax load in peanut. *Crop Science*, v. 43, n. 4, p. 1294-1299, 2003. <https://doi.org/10.2135/cropsci2003.1294>

SHEN, Y.; ZHIGUO, E.; ZHANG, X.; LIU, Y.; CHEN, Z. Screening and transcriptome analysis of water deficiency tolerant germplasms in peanut (*Arachis hypogaea*). *Acta Physiologiae Plantarum*, v. 37, p. 103, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11738-015-1840-9>

SILVA FERNANDES, A.M.; BAKER, E.A.; MARTIN, J.T. Studies on plant cuticle: VI. The isolation and fractionation of cuticular waxes. *Annals of Applied Biology*, v. 53, n. 1, p. 43-58, 1964. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.1964.tb03779.x>

SILVEIRA, V.G.D.; VIEIRA, K.M.; RIGHI, M.B. Medindo liquidez através da análise fatorial de séries temporais. *Revista Brasileira de Finanças*, v. 16, n. 1, p. 157-177, 2018.

SONGSRI, P.; JOGLOY, S.; VORASOOT, N.; AKKASAENG, C.; PATANOTHAI, A.; HOLBROOK, C.C. Root distribution of drought-resistant peanut genotypes in response to drought. *Journal of Agronomy and Crop Science*, v. 194, n. 2, p. 92-103, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1439-037X.2008.00296.x>

SOUZA, R.J.C. *Ceras epicuticulares de genótipos de Arachis hypogaea L.: composição e efeito do estresse hídrico*. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

STATISTICA. Statistica software package (version 13.1). Tulsa: StatSoft Inc., 2016. Disponível em: <[www.statsoft.com](http://www.statsoft.com)>. Acesso em: 29 maio 2019.

TAIZ, L.; ZEIGER, E.; MØLLER, I.M.; MURPHY, A. *Fisiologia vegetal*. 6. ed. Porto Alegre: Artmed, 2017.

THANGTHONG, N.; JOGLOY, S.; JONGRUNGLANG, N.; KVIEN, C.K.; PENSUK, V.; KESMALA, T.; VORASOOT, N. Root distribution patterns of peanut genotypes with different drought resistance levels under early-season drought stress. *Journal of Agronomy and Crop Science*, v. 204, n. 2, p. 111-122, 2018. <https://doi.org/10.1111/jac.12249>

TIPTON, J.L.; WHITE, M. Differences in leaf cuticle structure and efficacy among eastern redbud and Mexican redbud phenotypes. *Journal of the American Society for Horticultural Science*, v. 120, n. 1, p. 59-64, 1995. <https://doi.org/10.21273/JASHS.120.1.59>

UPADHYAYA, H.D.; SHARMA, S.; SINGH, S.; SINGH, M. Inheritance of drought resistance related traits in two crosses of groundnut (*Arachis hypogaea* L.). *Euphytica*, v. 177, p. 55-66, 2011. <https://doi.org/10.1007/s10681-010-0256-2>

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE (USDA). *Foreign Agricultural Service World Agricultural Production*. Circular Series. USDA. Disponível em: <<https://apps.fas.usda.gov/psdonline/circulars/production.pdf>>. Acesso em: 29 maio 2019.

VAKHARIA, D.N. Changes in cuticular wax content in leaves of two groundnut cultivars during and relief of drought. *Plant Physiology & Biochemistry*, v. 20, n. 1, p. 96-98, 1993.

VAKHARIA, D.; KANDOLIYA, U.; PATEL, N.; PARAMESWARAN, M. Effect of Drought on Leaf Metabolites Relationship with Pod Yield in Groundnut. *Plant Physiology and Biochemistry-New Delhi*, v. 24, n. 1, p. 102-105, 1997.

WEATHERLEY, P. Studies in the water relations of the cotton plant. *New Phytologist*, v. 49, n. 1, p. 81-97, 1950.



# ANÁLISE E MODELAGEM DAS RELAÇÕES ENTRE NUTRIENTES E FITOPLÂNCTON EM RESERVATÓRIOS DO CEARÁ

ANALYSIS AND MODELING OF THE RELATIONS BETWEEN NUTRIENTS AND PHYTOPLANKTON IN RESERVOIRS OF CEARÁ

**Sofia Midauar**

**Gondim Rocha** 

Graduada em Engenharia Civil pela Universidade Federal do Ceará (UFC) – Fortaleza (CE), Brasil.

**Janine Brandão de**

**Farias Mesquita** 

Doutoranda em Engenharia Civil (Recursos Hídricos) pela UFC. Professora assistente da Universidade Federal do Ceará (UFC) – Crateús (CE), Brasil.

**Iran Eduardo Lima Neto** 

Professor associado do Departamento de Engenharia Hidráulica e Ambiental da UFC – Fortaleza (CE), Brasil.

**Endereço para correspondência:**

Janine Brandão de Farias Mesquita – Av. Humberto Monte, s/n, campus do Pici, bl. 713, Pici – CEP 60440-593 – Fortaleza (CE), Brasil –  
E-mail: janine@crateus.ufc.br

**Recebido em:** 22/09/2019

**Aceito em:** 10/12/2019

## RESUMO

Este trabalho objetivou analisar a relação entre os nutrientes fósforo total (P) e nitrogênio total (N) e a clorofila *a* (Cla) em um pequeno açude urbano e em açudes rurais. Realizou-se a análise dos parâmetros de qualidade da água em um açude localizado em Fortaleza (CE), por meio de estudo de campo, além do levantamento do histórico de monitoramento dos mesmos parâmetros em 35 açudes rurais, no semiárido do Nordeste brasileiro, no estado do Ceará. Geraram-se correlações empíricas entre os nutrientes e o fitoplâncton. Posteriormente, analisaram-se cenários de redução das cargas de nutrientes com a aplicação de um modelo de qualidade da água de mistura completa, cujo coeficiente de decaimento do P é para regiões semiáridas, e das equações empíricas obtidas. Verificou-se que P melhor descreveu a concentração de Cla em todos os açudes, com o ajuste de equações do tipo potência. As concentrações de P no açude urbano foram superiores às dos demais açudes, com uma média de 1,76 mg/L e a relação N:P em torno de 1; nos açudes rurais, as concentrações médias variaram entre 0,04 e 0,59 mg/L e a relação N:P variou entre 5 e 50. A análise dos cenários mostrou que diferentes níveis de redução da carga de P poderiam ser adotados em função de distintas metas de redução das concentrações de P e Cla. Concluiu-se que os modelos propostos são aplicáveis e constituem ferramentas úteis de auxílio à tomada de decisão na gestão dos recursos hídricos.

Palavras-chave: eutrofização; açude; qualidade da água; semiárido.

## ABSTRACT

This research aimed to analyze the relationships between total phosphorus (P), total nitrogen (N), and chlorophyll *a* (Cla) in a small urban reservoir and in rural reservoirs. A field study was carried out on the urban reservoir, located at Fortaleza, Ceará, to analyze the water quality parameters and then compare the results with historical data of 35 rural reservoirs located in the semiarid region of the Brazilian northeast, in the state of Ceará. Empirical correlations were developed among these nutrients and Cla. Then, different levels of nutrient load reduction were analyzed with the empirical correlations obtained and the water quality complete moisture hypothesis, whose phosphorus decay coefficient used was the one developed for semiarid regions. The results showed that P best described the concentration of Cla in all reservoirs, using power adjustment equations. It was also shown that the concentrations of P in the urban reservoir were higher than those of the rural ones, with a mean of 1,76 mg/L and a N:P correlation of approximately 1, while the rural reservoirs had mean concentrations between 0,04 – 0,59 mg/L and N:P between 5 – 50. The analysis of the different load scenarios showed that different levels of P load reduction could be adopted depending on the P and Cla concentrations desired. Finally, it was concluded that the models proposed are applicable and useful as a means to aid decision making in the management of water resources.

**Keywords:** eutrophication; dams; water quality; semiarid.

## INTRODUÇÃO

A eutrofização tem provocado sérios impactos socioeconômicos e ambientais relacionados à proliferação de algas em diversos lagos e reservatórios do planeta (SMITH; SCHINDLER, 2009; PAERL; OTTEN, 2013; IBELINGS *et al.*, 2016). No Brasil, esse problema tem sido potencializado principalmente pelas elevadas cargas de nutrientes lançadas nos corpos hídricos, além da escassez hídrica recorrente na região semiárida (VON SPERLING, 1996; BARBOSA; CIRILO, 2015; WIEGAND; PIEDRA; ARAÚJO, 2016; LOPES *et al.*, 2017; PACHECO; LIMA NETO, 2017; ARAÚJO; LIMA NETO; BECKER, 2019; MOURA *et al.*, 2019; FRAGA; ROCHA; LIMA NETO, 2020; LIRA; MEDEIROS; LIMA NETO, 2020; MESQUITA; PEREIRA; LIMA NETO, 2020).

A relação entre parâmetros de qualidade da água em lagos e reservatórios vem sendo bastante estudada ao longo dos anos, especialmente nas regiões de clima temperado e tropical, com a derivação de correlações empíricas e modelos matemáticos (CHAPRA, 2008; CUNHA; CALIJURI; LAMPARELLI, 2013; CARNEIRO *et al.*, 2014; JIAO *et al.*, 2017; WU *et al.*, 2017). Toné (2016) avaliou o coeficiente de decaimento do fósforo na região semiárida do Brasil. Seus resultados mostraram coeficientes quatro e duas vezes maiores que aqueles das regiões temperadas e tropicais, respectivamente, o que evidencia a particularidade do clima estudado.

Além disso, diversos trabalhos avaliam as influências dos nutrientes na produção de algas, com diferentes abordagens (ANDRADE *et al.*, 2019; ATIQUÊ; AN, 2020; BARROS *et al.*, 2019; LUCENA-SILVA *et al.*, 2019; MAMUN; AN, 2017; REEDER, 2017; TANG *et al.*, 2019). A literatura relata que as concentrações de fósforo total (P) e nitrogênio total (N) têm grande influência na produtividade de ecossistemas aquáticos como parte do metabolismo do fitoplâncton, incluindo cianobactérias. Por conseguinte, diversos estudos discutem a importância da relação N:P para a determinação do nutriente limitante em corpos hídricos (REDFIELD, 1958; KIM *et al.*, 2007; KOLZAU *et al.*, 2014). De maneira alternativa, outros estudos propõem correlações empíricas para predição da concen-

tração de cianobactérias ou clorofila *a* (Cla) com base nas concentrações de P e N, entre outros parâmetros (DILLON; RIGLER, 1974; RAST; LEE, 1978; BARTSCH; GAKSTATTER, 1978; FILSTRUP *et al.*, 2014; FILSTRUP; DOWNING, 2017). Tang *et al.* (2019) avaliaram as concentrações de P e Cla em 189 corpos hídricos localizados na China, a fim de estudar a influência das precipitações nas concentrações, tendo em vista o impacto desses nutrientes na qualidade da água. Já Xu, Yang e Xiong (2020) concluíram, por meio da análise de cenários utilizando modelos aditivos generalizados em um lago raso nos Estados Unidos, que a carga de P a longo prazo tem uma influência mais significativa na biomassa das algas do que cargas externas de curto prazo.

Cabe salientar, porém, que a literatura ainda carece de estudos deste tipo para lagos e reservatórios do Nordeste brasileiro, que considerem a influência dos diferentes domínios climáticos (tropical e semiárido) e os diversos graus de urbanização para a predição da relação entre nutrientes e aumento da biomassa algal, especialmente utilizando-se de indicadores empregados no monitoramento da qualidade das águas no país e no diagnóstico do grau de trofia dos corpos hídricos superficiais (ANA, 2012). Além disso, evidencia-se a carência de estudos com a aplicação de modelos matemáticos de qualidade da água adaptados às condições do semiárido brasileiro (TONÉ, 2016; TONÉ; LIMA NETO, 2020). Posto isto, o presente trabalho visa contribuir não apenas para a compreensão dos processos e da influência das peculiaridades locais, mas também para a oferta de ferramentas preditivas, com possibilidade de fácil operacionalização, para a análise de diversos cenários nos ambientes estudados.

Dessa forma, o objetivo do presente estudo é analisar as relações entre P, N e Cla em um pequeno açude urbano localizado em Fortaleza (CE), sujeito a elevadas cargas afluentes de esgotos, e comparar os resultados com os obtidos para açudes localizados na zona rural do semiárido cearense.

## MATERIAIS E MÉTODOS

### Área de estudo

Os estudos de campo foram realizados no Açude Santo Anastácio (ASA), localizado no município de Fortaleza, conforme indicado esquematicamente na Figura 1. For-

teza é uma cidade litorânea, possui precipitação média anual de 1.338 mm, com período chuvoso de janeiro a maio e clima tropical quente subúmido (CEARÁ, 2016).

O ASA é um pequeno açude, com profundidade máxima de 4 m, capacidade de 0,3 hm<sup>3</sup> e tempo de residência hidráulica em torno de 10 dias. Sua principal afluência provém de um canal de drenagem urbana com seção retangular de 5 m de largura e extensão de 2,5 km. Ao longo desse canal existem inúmeras ligações clandestinas de esgoto que mantêm o nível d'água variando entre 0,2 e 0,3 m, mesmo durante o período seco, o que normalmente ocorre de julho a dezembro.

O ASA é parte integrante de uma bacia experimental que vem sendo monitorada desde 2013, com o intuito de investigar aspectos hidrológicos e de qualidade da água de bacias hidrográficas urbanas e de compará-los com bacias rurais do semiárido, cujos dados fazem parte do monitoramento da Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará (COGERH). O ASA possui dimensões típicas de corpos hídricos urbanos, enquanto

### Análise de tendências e correlações

Além das campanhas de amostragem no ASA, foi realizado o levantamento do histórico de monitoramento dos parâmetros P, N e Cla no banco de dados da COGERH com o intuito de obter informações que possibilitassem a análise de tendências em uma ampla rede de reservatórios pertencentes ao mesmo domínio climático, nesse caso, o semiárido cearense. Foram considerados todos os reservatórios com dados disponíveis, totalizando um espaço amostral de 35 açudes, moni-

torados entre 2008 e 2017, com amostras coletadas e analisadas a cada três meses, em média, conforme detalhado na Tabela 1. Posteriormente, foram realizadas análises e comparações com o ASA, utilizando o *software* MS Excel, a fim de evidenciar a disparidade de corpos hídricos urbanos quando comparados com os rurais, observando as tendências e correlações entre os parâmetros, bem como comparando-as com diversos modelos disponíveis na

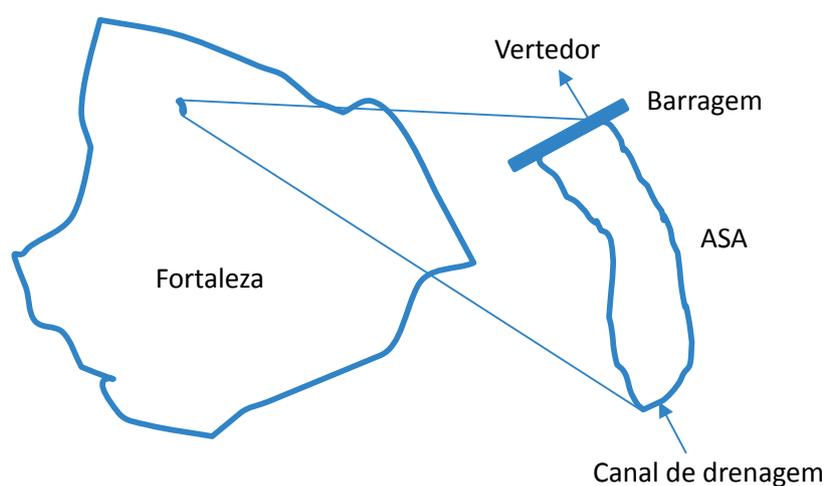


Figura 1 – Localização do Açude Santo Anastácio (ASA) na cidade de Fortaleza (CE).

**Tabela 1 – Dados dos açudes analisados no presente estudo, incluindo o Açude Santo Anastácio (ASA) e 35 açudes monitorados pela Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará (COGERH).**

Açude	Ano de construção	Capacidade [hm <sup>3</sup> ]	Período de monitoramento	Número de coletas
Santo Anastácio	1918	0,3	2016	12
Amanary	1921	11,0	2009–2017	14
Aracape do Meio	1924	31,5	2008–2017	62
Araras	1958	891,0	2009–2017	25
Ayres de Souza	1936	104,4	2008–2017	21
Banabuiú	1966	1.601,0	2008–2017	22
Capitão Mor	1988	6,0	2008–2017	22
Castanhão	2003	6.700,0	2008–2016	16
Cedro	1906	125,7	2008–2016	17
Figueiredo	2013	519,6	2014–2017	14
Forquilha	1927	50,1	2008–2017	26
Gameleira	2012	52,6	2014–2017	15
Gangorra	1999	62,5	2010–2017	21
Gavião	1973	32,9	2008–2017	57
General Sampaio	1935	322,2	2008–2017	30
Itapajé	2012	4,9	2014–2017	13
Itapebussu	2006	8,8	2009–2017	20
Itaúna	2001	77,5	2011–2017	22
Lima Campos	1932	66,4	2010–2017	19
Manoel Balbino	1985	37,2	2011–2017	18
Mundaú	1988	21,3	2008–2017	24
Olho D'Água	1998	21,0	2008–2017	23
Orós	1961	1.940,0	2008–2017	21
Pacoti	1981	380,0	2008–2017	33
Patos	1918	7,6	2009–2017	20
Pedras Brancas	1978	434,1	2008–2017	18
Pentecoste	1957	395,6	2008–2017	35
Poço da Pedra	1958	52,0	2010–2017	23
Poço Verde	1955	13,7	2008–2017	24
Riachão	1981	47,0	2008–2017	28
Sítios Novos	1999	126,0	2008–2017	34
Taquara	2012	274,0	2012–2017	17
Thomás Osterne	1982	28,8	2011–2017	17
Trici	1987	16,5	2008–2017	17
Trussu	1996	301,0	2008–2017	20
Tucunduba	1919	41,4	2008–2017	18

literatura (DILLON; RIGLER, 1974; RAST; LEE, 1978; BARTSCH; GAKSTATTER, 1978). O objetivo principal foi obter correlações empíricas que pudessem ser utilizadas para predição da concentração de Cla com base nas concentrações de P e N, conforme a Equação 1.

## Modelagem e simulação de cenários

Finalmente, combinou-se modelagem matemática às correlações empíricas obtidas neste estudo para avaliar o impacto de medidas mitigadoras nas concentrações de nutrientes e fitoplâncton dos açudes, tomando como referência analítica das concentrações a Resolução CO-NAMA nº 357, de 17 de março de 2005 (BRASIL, 2005).

Para isso, a predição da concentração de P no ASA foi realizada por meio do modelo matemático proposto por Toné (2016) adaptado de Vollenweider (1976), como mostrado na Equação 2, utilizando a hipótese de mistura completa (Equação 3), bem como com os valores médios de carga de P, concentração inicial, volume do açude e vazão de saída disponíveis em Araújo (2016).

$$K = \frac{4}{\sqrt{TR}} \quad (2)$$

Em que:

K= coeficiente de decaimento do fósforo, em s<sup>-1</sup>;

$$Cla = f(P, N) \quad (1)$$

Avaliou-se também a relação N:P para o ASA e os 35 açudes monitorados pela COGERH, visando analisar o seu efeito na forma das correlações empíricas obtidas.

TR = tempo de residência do reservatório, em anos.

$$P(t) = P_o \times e^{-\lambda t} + \frac{w}{\lambda v} (1 - e^{-\lambda t}) \quad (3)$$

Em que:

P (t) = fósforo total, em mg/m<sup>3</sup>;

P<sub>o</sub> = concentração inicial de fósforo total, em mg/m<sup>3</sup>;

λ = taxa de recuperação do corpo hídrico, em ano<sup>-1</sup>;

t = tempo, em ano;

w = carga afluente de fósforo ao lago, em mg/ano;

V = volume do reservatório, em m<sup>3</sup>.

Em seguida, utilizaram-se as equações empíricas (Equação 1) propostas no presente trabalho para a conversão dos valores de concentração de P, obtidos na modelagem, em Cla. De posse desses valores, os cenários de melhoria da qualidade da água traçados tiveram como metas os parâmetros estabelecidos na citada resolução para reservatórios de classe II.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

As Figuras 2A e 2B apresentam respectivamente os dois conjuntos de dados de P, N e Cla obtidos na primeira (3 e 4 de outubro de 2018) e na segunda (10 e 11 de outubro de 2018) campanhas de monitoramento no ASA. Observa-se que em ambos os casos os valores de Cla seguem a mesma tendência de variação de P, enquanto N parece não afetar significativamente a dinâmica fitoplanctônica no açude. Tal resultado é consistente com as observações de Cunha, Calijuri e Lamparelli (2013) e Carneiro *et al.* (2014), em que P foi o principal preditor de Cla em 38 reservatórios localizados nas regiões Sudeste e Centro-Oeste do Brasil. Resultados semelhantes também têm sido relatados para lagos e reservatórios temperados (CHAPRA, 2008; FILSTRUP *et al.*, 2014; XU; YANG; XIONG, 2020).

A Figura 3A confirma a boa correlação entre Cla e P no ASA, resultando na seguinte equação (Equação 4) empírica do tipo potência (R<sup>2</sup> = 0,6508):

$$Cla = 43,509p^{0,7537} \quad (4)$$

O coeficiente R<sup>2</sup> obtido demonstra a representatividade do modelo, apesar de a fração de fósforo assimilável pelos microrganismos para o aumento da produtividade ser o ortofosfato, resultante da mineralização do fósforo orgânico (TUNDISI; TUNDISI, 2008), isto é, uma parcela do fósforo total. O P apresenta-se como um bom preditor da concentração de Cla, possibilitando inferir que a maior parte das cargas de P são oriundas de fontes de poluição orgânica, a exemplo do esgoto doméstico (ARAÚJO, 2016; ARAÚJO; LIMA NETO, 2019). Em contrapartida, a Figura 3B indica fraca correlação entre Cla e N (R<sup>2</sup> = 0,0231), demonstrada na Equação 5:

$$Cla = 72,247N^{-0,126} \quad (5)$$

Como o P foi apontado como o principal preditor da concentração de Cla no açude, a Figura 4 mostra uma

compilação dos dados de P e Cla obtidos para o ASA e os açudes monitorados pela COGERH. Pode-se observar que as concentrações de P do ASA são substancialmente superiores às dos demais açudes, com todos os valores acima de 1 mg/L, enquanto as médias dos açudes rurais variaram entre 0,04 e 0,59 mg/L. Isso pode ser atribuído às elevadas contribuições de esgotos dispostos indevidamente no canal de drenagem urbana (ver Figura 1), diferentemente dos açudes monitorados pela COGERH, os quais estão localizados em zonas ru-

rais. Em consequência desse comportamento anômalo, ajustou-se outra correlação para os demais açudes do Ceará, dada pela Equação 6 ( $R^2 = 0,3487$ ), a seguir:

$$Cla = 166,25p^{0,8428} \quad (6)$$

Conforme Tundisi e Tundisi (2008), em muitos lagos de regiões temperadas essa correlação pode atingir coeficientes de regressão de 0,9, indicando que a maior parte de P está em estado particulado e que o fitoplâncton constitui a maior parcela desse P particulado. Nessa lógica, os meno-

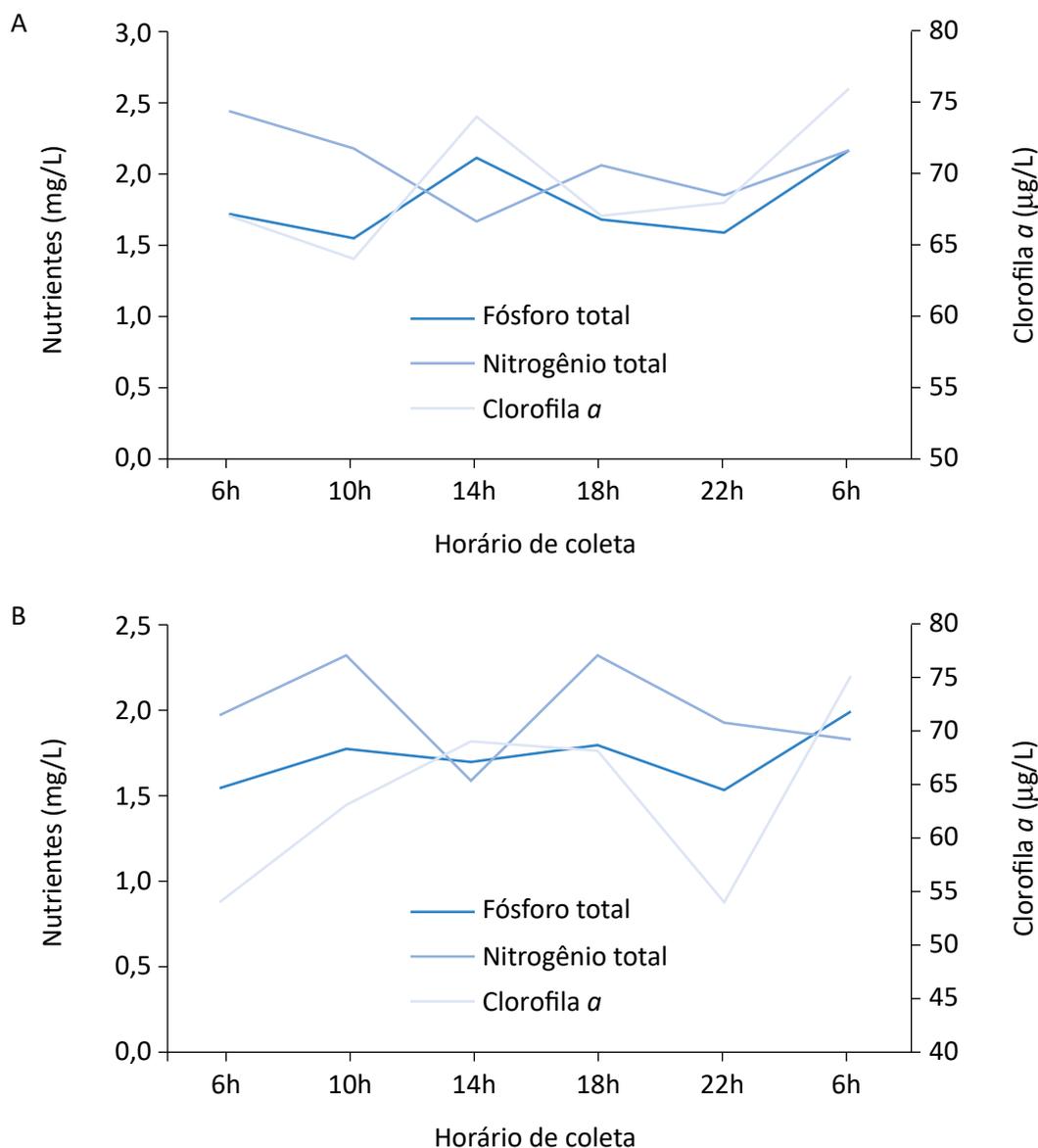


Figura 2 – Variação diária das concentrações de P, N e Cla no Açude Santo Anastácio (ASA): (A) campanha de 3 e 4 de outubro de 2018 e (B) campanha de 10 e 11 de outubro de 2018.

res valores dos coeficientes  $R^2$  obtidos no presente trabalho podem indicar que uma parte considerável de P está em outros estados, além da provável interferência da excessiva carga orgânica lançada nos ambientes em estudo (ARAÚJO,

2016; WIEGAND; PIEDRA; ARAÚJO, 2016; PACHECO; LIMA NETO, 2017; ARAÚJO; LIMA NETO, 2019; ARAÚJO; LIMA NETO; BECKER, 2020), apesar da maior capacidade de autodepuração desses corpos de água, em vista dos maio-

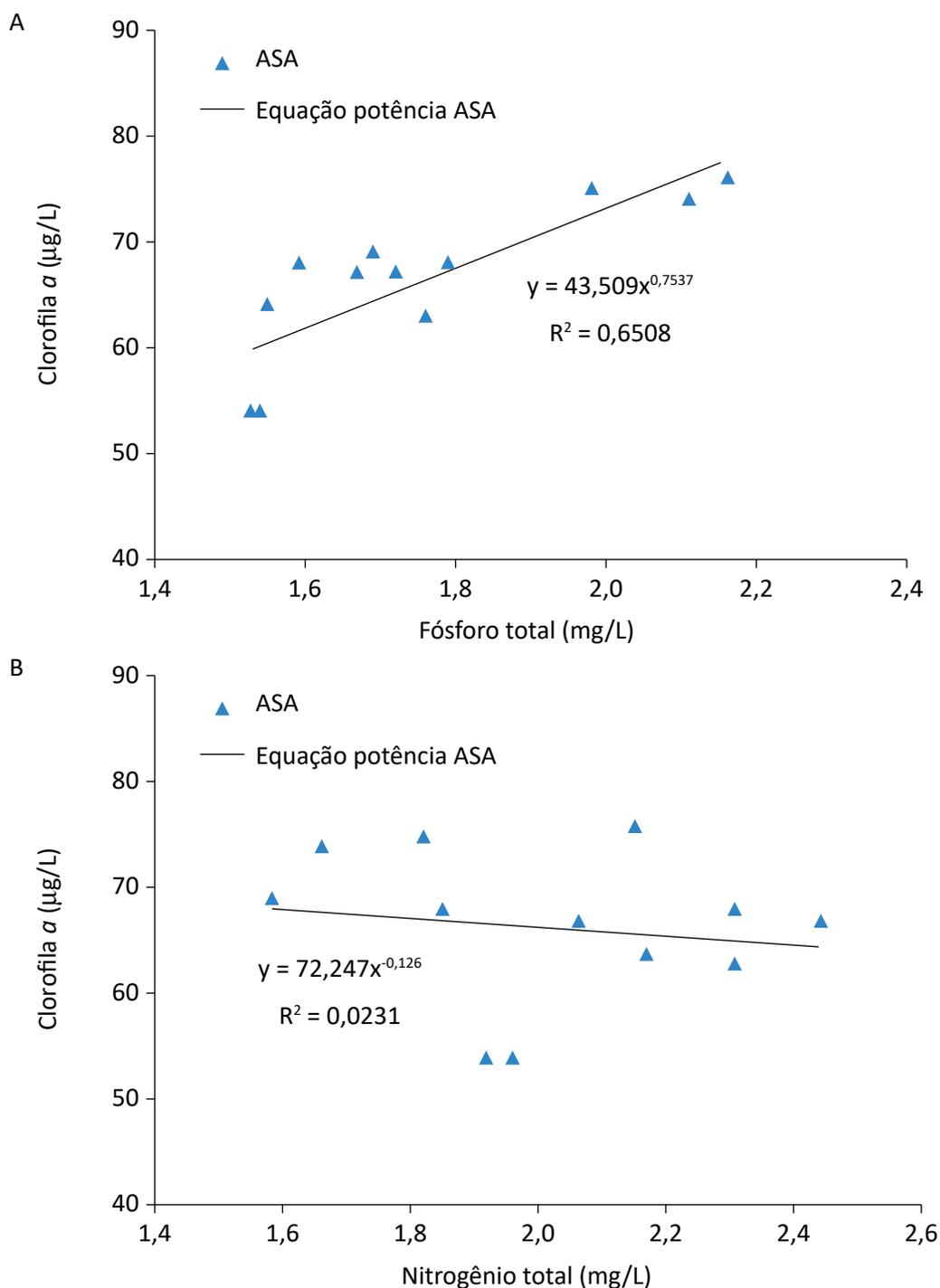


Figura 3 – Correlações empíricas entre (A) Cla e P e (B) Cla e N, obtidas para o Açude Santo Anastácio (ASA).

res coeficientes de decaimento de P constatados (TONÉ, 2016). Mesquita (2009), ao avaliar seis reservatórios da bacia do rio Seridó, localizada no estado do Rio Grande do Norte e inserida no semiárido brasileiro, verificou também uma correlação positiva entre Cla e P, com coeficientes de correlação da ordem de 0,4, e apontou como possível justificativa para estes não serem altos a influência de outras variáveis do crescimento de Cla.

Nesse contexto, Batista *et al.* (2013) estudaram as variações de Cla, P, temperatura e transparência no reservatório Orós, localizado na bacia hidrográfica do Alto Jaguaribe, região semiárida do estado do Ceará. Esse estudo verificou a influência da temperatura na concentração de Cla como fator mais determinante que o aporte de P, cenário que pode indicar uma alternativa para os menores valores de  $R^2$  obtidos no presente estudo.

Além disso, embora os coeficientes multiplicativos de P (43,509 e 166,25) das Equações 4 e 6, respectivamente, difiram entre si cerca de quatro vezes, os expoentes de P (0,7537 e 0,8428) têm a mesma ordem de grandeza. Isso pode ser verificado na Figura 4, mediante extrapolações das curvas de potência dadas pelas Equações 4 e 6. É interessante destacar também que as curvas clássicas propostas por Dillon e Rigler (1974), Rast e Lee (1978) e Bartsch e Gakstatter (1978) apresentaram coeficientes de correlação de, respectivamente, 0,1311, 0,3072 e 0,2951, os quais são inferiores aos obtidos pelas equações propostas no presente estudo

(Equações 4 e 6). Salienta-se, porém, que as correlações de Rast e Lee (1978) e Bartsch e Gakstatter (1978) apresentaram tendências semelhantes à da Equação 6. Ante esses resultados, sugere-se que as Equações 4 e 6 sejam usadas para previsão de cenários no ASA e nos demais açudes do Ceará, respectivamente.

Outro ponto analisado no presente estudo foi a relação N:P do ASA e dos 35 açudes monitorados pela COGERH. Nota-se na Figura 5 que os valores de N e P para o ASA são da mesma ordem de grandeza, enquanto para os demais açudes do Ceará a relação N:P varia entre 5 e 50, conforme as faixas de valores típicos reportadas por Wiegand, Piedra e Araújo (2016). Logo, como as concentrações de N no esgoto doméstico são tipicamente superiores às concentrações de P (VON SPERLING, 1996), infere-se que o ASA retém parcela muito superior de P do que do outro nutriente. Ainda, conforme indicado nas Figuras 3A e 3B, as concentrações de Cla apresentam melhor correlação com P do que com N, assim como observado por Mamun e An (2017) em reservatórios agrícolas coreanos. No entanto, o P encontra-se em excesso no meio, de modo que o reservatório atinge a sua capacidade máxima de produtividade e consome grande parte do N disponível, mantendo o padrão de crescimento fitoplanctônico com a captação de N na forma gasosa, nesse caso, demonstrado pela relação N:P próxima a 1, além da forte correlação de Cla com P e da fraca de Cla com N, conforme mencio-

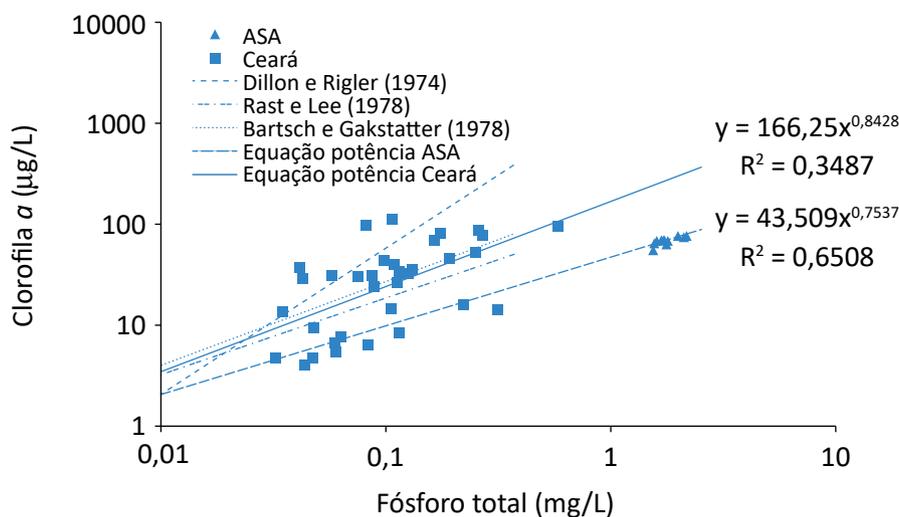


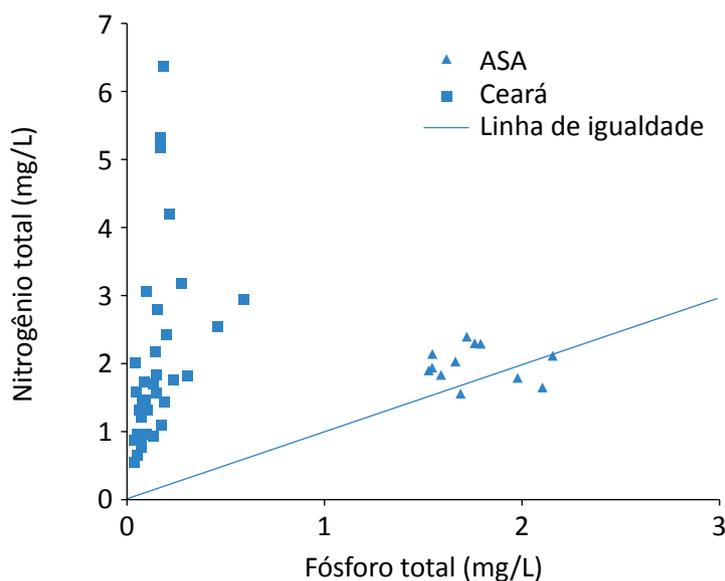
Figura 4 – Relações entre Cla e P para o Açude Santo Anastácio (ASA) e os açudes monitorados pela Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará (COGERH), destacando as curvas de potência ajustadas (Equações 4 e 6) e curvas clássicas disponíveis na literatura.

nado, sugerindo que o P não é o nutriente limitante, mas o N (THOMANN; MUELLER, 1987).

A literatura clássica considera limitação do fitoplâncton por P quando a relação N:P é superior a 16 (REDFIELD, 1958), no entanto trabalhos recentes de Schindler *et al.* (2008) e Kolzau *et al.* (2014) demonstraram que, independentemente da relação N:P, o P permanece sendo o fator limitante para a produtividade de ecossistemas terrestres. Tundisi e Tundisi (2008) falam que a definição da limitação de nutrientes (N e/ou P) é de difícil generalização, já que depende do sistema lacustre em análise e de suas inter-relações, pois a individualidade dos lagos é muito característica. Portanto, em alguns casos, o N e/ou P podem ser limitantes. Os autores dizem ainda que a relação 16N:1P não é o fator limitante ao crescimento fitoplanctônico, devendo-se analisar para essa conclusão as parcelas de N e P biodisponíveis, e não apenas o N e o P. Além disso, Filstrup e Downing (2017) também relatam que ambientes extremamente poluídos (como o ASA) podem produzir diferentes correlações entre nutrientes e Cla, justificando-se as diferenças observadas entre as Equações 4 e 6.

As Figuras 4 e 5 mostram ainda que todos os açudes avaliados estão em desacordo com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (classe II) com relação ao fósforo total ( $P > 0,03 \text{ mg/L}$ ) e que 62,9% estão em desacordo com relação à clorofila  $a$  ( $Cl_a > 30 \mu\text{g/L}$ ).

Finalmente, a Figura 6 apresenta uma aplicação prática dos resultados obtidos neste estudo por meio da combinação de modelagem matemática com as correlações empíricas para avaliar o impacto de medidas mitigadoras nas concentrações de nutrientes e fitoplâncton dos açudes, conforme já descrito. Assim, as simulações indicam a necessidade de reduções da carga de P de 98 e 55% para manter o ASA nos limites definidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (classe II) com relação aos parâmetros P e Cla, respectivamente, demonstrando que diferentes níveis de remoção de P poderiam ser adotados em função de diferentes metas a serem atingidas. Ou seja, para reduzir os custos com tratamento de água para abastecimento, utilizar-se-ia uma eficiência de remoção de P de 55%, de modo que o ASA passasse de classe III para II com relação à concentração de clorofila  $a$  ( $Cl_a = 30 \mu\text{g/L}$ ). Em contrapartida, para restaurar a qualidade da água do ASA do ponto de vista ecológico ( $P = 0,03 \text{ mg/L}$ ), seria necessário aumentar a eficiência de remoção para 98%. Araújo e Lima Neto (2019) fizeram uma avaliação de cenários de redução de cargas poluentes para o ASA. Mediante o modelo matemático aplicado pelos autores, verificou-se a necessidade de redução de 75% da concentração afluyente para atingir os limites do CONAMA para a demanda bioquímica de oxigênio (DBO), para reservatórios de classe II, similar ao realizado no presente trabalho.



**Figura 5 – Valores de N e P para o Açude Santo Anastácio (ASA) e os açudes monitorados pela Companhia de Gestão de Recursos Hídricos do Ceará (COGERH).**

## CONCLUSÕES

Este trabalho analisou as relações entre P, N e Cla no ASA, localizado em Fortaleza, e em 35 açudes localizados na zona rural do semiárido cearense. Com base nos resultados obtidos, conclui-se que o P é o principal pre-

ditor de Cla em todos os açudes analisados, demonstrado por meio das equações do tipo potência ajustadas. Já as curvas clássicas disponíveis na literatura, comparadas às obtidas no presente trabalho, apresentaram

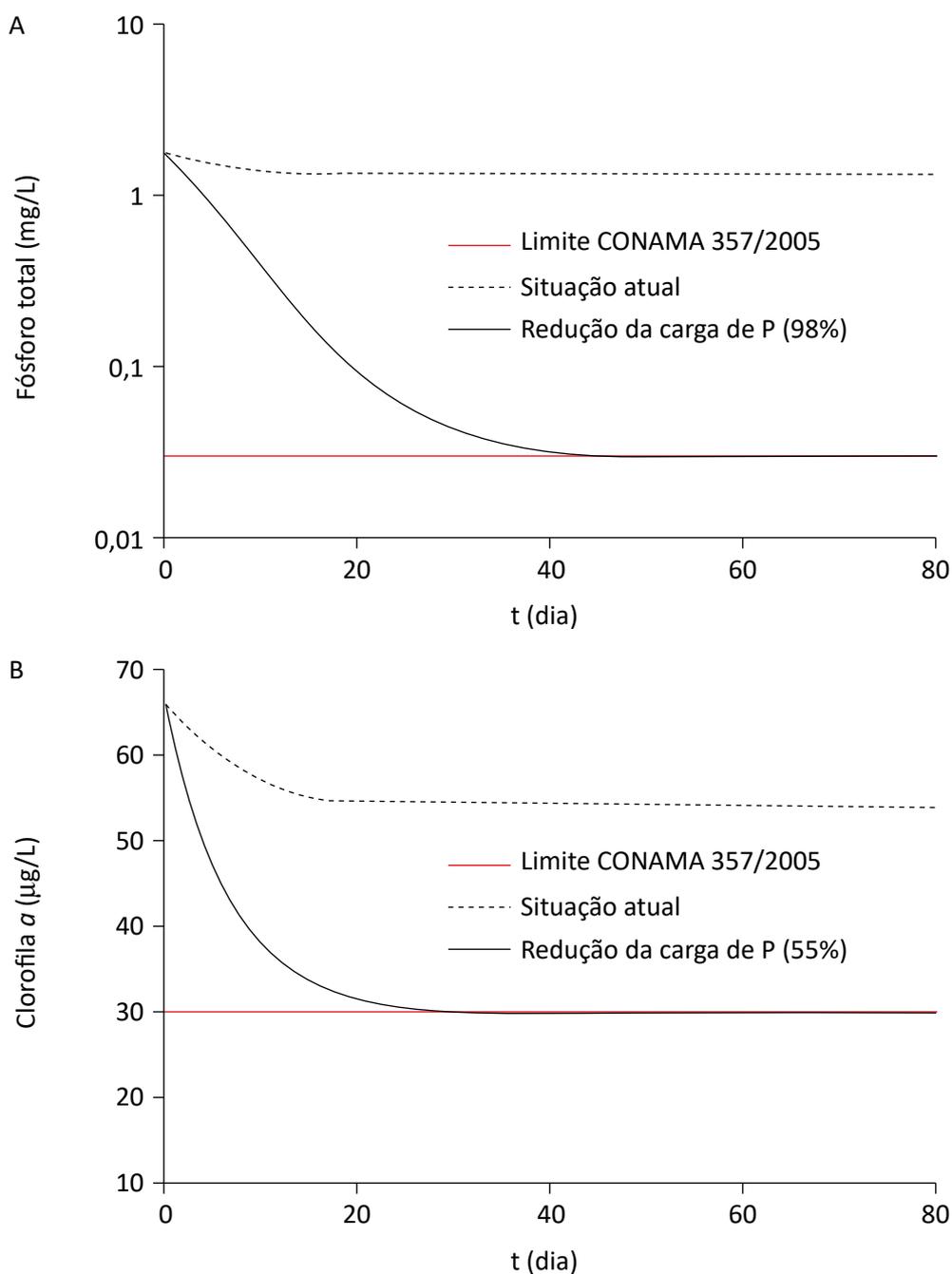


Figura 6 – Simulação do impacto de medidas mitigadoras nas concentrações de (A) P e (B) Cla do Açude Santo Anastácio (ASA), considerando a modelagem matemática e a Equação 2.

coeficientes de determinação inferiores, reforçando a aplicabilidade dos modelos empíricos para os ambientes analisados. Além disso, as concentrações de P no ASA foram significativamente superiores às dos demais açudes, o que se atribuiu às elevadas contribuições de esgotos domésticos dispostos indevidamente no canal de drenagem urbana afluente ao ASA, apontando a influência do uso e da ocupação do solo na bacia urbana, bem como das condições sanitárias insuficientes no aporte superior de poluentes ao reservatório.

A relação N:P do ASA apresentou-se em torno de 1, diferentemente dos demais açudes, em que N:P variou entre 5 e 50, sugerindo que o P não é o nutriente limitante no ASA, mas se encontra em excesso, possivelmente em vista do maior aporte e retenção de P em ambientes urbanos, em comparação aos reservatórios rurais. Também se constatou que todos os açudes analisados estão em desacordo com os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA nº 357/2005 (classe II) com relação ao fósforo total ( $P > 0,03$  mg/L) e que 63% estão em desacordo com relação à clorofila *a* ( $Cl a > 30$  µg/L). Dessa forma, combinando-se modelagem matemática com as correlações obtidas neste trabalho, verificou-se

que diferentes níveis de redução da carga de P poderiam ser adotados em função de diferentes metas de concentração a serem atingidas com relação ao atendimento à Resolução CONAMA nº 357/2005. Tal fato reforça a aplicabilidade dos modelos de qualidade da água para o estabelecimento de cenários que otimizem as análises em diversos ambientes, tais como urbanos e rurais, constituindo ferramentas de auxílio à tomada de decisão na gestão dos recursos hídricos.

O presente trabalho demonstrou que, apesar de todos os açudes analisados estarem no Nordeste brasileiro, o balanço de nutrientes e a produtividade podem ser fortemente influenciados pelas características do meio, a exemplo do ASA, caracterizado como um pequeno açude urbano, localizado em zona litorânea, com clima tropical quente subúmido e elevado aporte de poluentes, e dos demais reservatórios, localizados em região de clima semiárido, com capacidade de reserva superior e predominantemente rurais. Apesar de as concentrações de poluentes nestes últimos também ultrapassarem os limites legais, as características locais são determinantes para a manutenção do nível de poluição inferior ao dos reservatórios urbanos, mais antropizados.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP) (Project # PNE-0112-00042.01.00/16) o apoio financeiro para realização do presente estudo, bem como ao Conse-

Iho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), as bolsas de estudo concedidas à primeira e à segunda autoras, respectivamente.

## REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). *Panorama da qualidade das águas superficiais do Brasil*. Brasília: ANA, 2012. 264 p.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 21. ed. Washington, D.C.: APHA, 2005.
- ANDRADE, C.; ALCÂNTARA, E.; BERNARDO, N.; KAMPEL, M. An assessment of semi-analytical models based on the absorption coefficient in retrieving the chlorophyll-a concentration from a reservoir. *Advances in Space Research*, v. 63, n. 7, p. 2175-2188, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.asr.2018.12.023>
- ARAÚJO, G.M. *Análise e modelagem integrada da qualidade da água em um sistema urbano canal-reservatório eutrofizado, localizado em Fortaleza/CE*. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.
- ARAÚJO, G.M.; LIMA NETO, I.E. Removal of organic matter in stormwater ponds: a plug-flow model generalization from waste stabilisation ponds to shallow rivers. *Urban Water Journal*, v. 15, n. 9, p. 918-924, 2019. <https://doi.org/10.1080/1573062X.2019.1581231>

- ARAUJO, G. M.; LIMA NETO, I. E.; BECKER, H. Phosphorus dynamics in a highly polluted urban drainage channel-shallow reservoir system in the Brazilian semiarid. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 91, p. 1-8, 2019.
- ATIQUÉ, U.; AN, K.-G. Landscape heterogeneity impacts water chemistry, nutrient regime, organic matter and chlorophyll dynamics in agricultural reservoirs. *Ecological Indicators*, v. 110, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.105813>
- BARBOSA, I.B.R.; CIRILO, J.A. Contribuição média de fósforo em reservatório de abastecimento de água: parte 1. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 20, n. 1, p. 39-46, 2015. <https://doi.org/10.1590/S1413-4152201502000098008>
- BARROS, M.U.G.; WILSON, A.E.; LEITÃO, J.I.R.; PEREIRA, S.P.; BULEY, R.P.; FERNANDEZ-FIGUEROA, E.G.; CAPELO-NETO, J. Environmental factors associated with toxic cyanobacterial blooms across 20 drinking water reservoirs in a semi-arid region of Brazil. *Harmful Algae*, v. 86, p. 128-137, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.hal.2019.05.006>
- BARTSCH, A.F.; GAKSTATTER, J.H. Management decisions for lake systems on a survey of trophic status, limiting nutrients, and nutrient loadings. In: AMERICAN-SOVIET SYMPOSIUM ON USE OF MATHEMATICAL MODELS TO OPTIMIZE WATER QUALITY MANAGEMENT, 1978. *Anais...* 1978. p. 372-394
- BATISTA, A.A.; MEIRELLES, A.C.M.; ARAÚJO NETO, J.R.; ANDRADE, E.M.; PALÁCIO, H.A.Q. Parâmetros interferentes na eutrofização das águas superficiais do açude Orós, Ceará. *Revista Caatinga*, v. 26, n. 2, p. 1-8, 2013.
- BRASIL. *Resolução nº 357, de 17 de março 2005*. Brasília: Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA, 2005.
- CARNEIRO, F.M.; NABOUT, J.C.; VIEIRA, L.C.G.; ROLAND, F.; BINI, L.M. Determinants of chlorophyll-a concentration in tropical reservoirs. *Hydrobiologia*, v. 740, p. 89-99, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10750-014-1940-3>
- CEARÁ. Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. *Perfil Básico Municipal*. Fortaleza, 2016. Disponível em: <[http://www.ipece.ce.gov.br/perfil\\_basico\\_municipal/2016/Fortaleza.pdf](http://www.ipece.ce.gov.br/perfil_basico_municipal/2016/Fortaleza.pdf)>. Acesso em: 9 out. 2017.
- CHAPRA, S.C. *Surface Water-Quality Modeling*. Long Grove: McGraw-Hill, 2008.
- CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M.C.; LAMPARELLI, M.C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSItsr). *Ecological Engineering*, v. 60, p. 126-134, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2013.07.058>
- DILLON, P.J.; RIGLER, F.H. The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes. *Limnology and Oceanography*, v. 19, n. 5, p. 767-773, 1974. <https://doi.org/10.4319/lo.1974.19.5.0767>
- FRAGA, R. F.; ROCHA, S. M. G. ; LIMA NETO, I. E. Impact of flow conditions on coliform dynamics in an urban lake in the Brazilian semiarid. *Urban Water Journal*, p. 1-11, 2020.
- FILSTRUP, C.T.; DOWNING, J.A. Relationship of chlorophyll to phosphorus and nitrogen in nutrient-rich lakes. *Inland Waters*, v. 7, n. 4, p. 385-400, 2017. <https://doi.org/10.1080/20442041.2017.1375176>
- FILSTRUP, C.T.; WAGNER, T.; SORANNO, P.A.; STANLEY, E.H.; STOW, C.A.; WEBSTER, K.E.; DOWNING, J.A. Regional variability among nonlinear chlorophyll-phosphorus relationships in lakes. *Limnology and Oceanography*, v. 59, n. 5, p. 1691-1703, 2014. <https://doi.org/10.4319/lo.2014.59.5.1691>
- IBELINGS, B.W.; BORMANS, M.; FASTNER, J.; VISSER, P.M. CYANOCOST special issue on cyanobacterial blooms: Synopsis-A critical review of the management options for their prevention, control and mitigation. *Aquatic Ecology*, v. 50, n. 3, p. 595-605, 2016. <https://doi.org/10.1007/s10452-016-9596-x>
- JIAO, Y.; OUYANG, H.-L.; JIANG, Y.-J.; KONG, X.-Z.; HE, W.; LIU, W.-X.; YANG, B.; XU, F.-L. Effects of phosphorus stress on the photosynthetic and physiological characteristics of *Chlorella vulgaris* based on chlorophyll fluorescence and flow cytometric analysis. *Ecological Indicators*, v. 78, p. 131-141, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.03.010>

- KIM, H.S.; HWANG, S.J.; SHIN, J.K.; AN, K.G.; YOON, C.G. Effects of limiting nutrients and N:P ratios on the phytoplankton growth in a shallow hypereutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, v. 581, n. 1, p. 255-267, 2007. <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-006-0501-9>
- KOLZAU, S.; WIEDNER, C.; RÜCKER, J.; KÖHLER, J.; KÖHLER, A.; DOLMAN, A.M. Seasonal Patterns of Nitrogen and Phosphorus Limitation in Four German Lakes and the Predictability of Limitation Status from Ambient Nutrient Concentrations. *PLoS One*, v. 9, n. 4, 2014. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0096065>
- LIRA, C. C. S.; MEDEIROS, P. H. A.; LIMA NETO, I. E. Modelling the impact of sediment management on the trophic state of a tropical reservoir with high water storage variations. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, v. 92, p. e20181169, 2020.
- LOPES, A.M.M.B.; GOMES, L.N.L.; MARTINS, F.C.M.; CERQUEIRA, D.A.; MOTA FILHO, C.R.; VON SPERLING, E.; PÁDUA, V.L. Dinâmica de protozoários patogênicos e cianobactérias em um reservatório de abastecimento público de água no sudeste do Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 22, n. 1, p. 25-43, 2017. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522016143529>
- LUCENA-SILVA, D.; MOLOZZI, J.; SEVERIANO, J. dos S.; BECKER, V.; BARBOSA, J.E. de L. Removal efficiency of phosphorus, cyanobacteria and cyanotoxins by the “flock & sink” mitigation technique in semi-arid eutrophic waters. *Water Research*, v. 159, p. 262-273, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.04.057>
- MAMUN, M.; AN, K.-G. Major nutrients and chlorophyll dynamics in Korean agricultural reservoirs along with an analysis of trophic state index deviation. *Journal of Asia-Pacific Biodiversity*, v. 10, n. 2, p. 183-191, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.japb.2017.04.001>
- MESQUITA, J. B. F.; PEREIRA, S. P.; LIMA NETO, I. E. Modelagem da drenagem urbana e avaliação das cargas bacteriológicas na vertente marítima de Fortaleza, Ceará. *Engenharia Sanitaria e Ambiental*, v. 25, p. 205-216, 2020.
- MESQUITA, T.P.N. *Eutrofização e capacidade de carga de fósforo de seis reservatórios da bacia do rio Seridó, região semiárida do estado no RN*. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, 2009.
- MOURA, D.S.; LIMA NETO, I.E.; CLEMENTE, A.; OLIVEIRA, S.; PESTANA, C.J.; MELO, M.A.; CAPELO-NETO, J. Modeling phosphorus exchange between bottom sediment and water in tropical semiarid reservoirs. *Chemosphere*, v. 246, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125686>
- PACHECO, C.H.A.; LIMA NETO, I.E. Effect of artificial circulation on the removal kinetics of cyanobacteria in a hypereutrophic shallow lake. *Journal of Environmental Engineering*, v. 143, 2017. [https://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)EE.1943-](https://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)EE.1943-)
- PAERL, H.W.; OTTEN, T.G. Harmful cyanobacterial blooms: Causes, consequences, and controls. *Microbial Ecology*, v. 65, n. 4, p. 995-1010, 2013. <https://doi.org/10.1007/s00248-012-0159-y>
- RAST, W.; LEE, G.F. *Summary Analysis of The North American (US Portion) OCED Eutrophication Project: Nutrient Loading - Lake Response Relationships and Trophic State Indices*. 1978.
- REDFIELD, A.C. The biological control of chemical factors in the environment. *American Scientist*, v. 46, n. 3, p. 205-221, 1958.
- REEDER, B.C. Primary productivity limitations in relatively low alkalinity, high phosphorus, oligotrophic Kentucky reservoirs. *Ecological Engineering*, v. 108, parte B, p. 477-481, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.06.009>
- SCHINDLER, D.W.; HECKY, R.E.; FINDLAY, D.L.; STANTON, M.P.; PARKER, B.R.; PATERSON, M.J.; BEATY, K.G.; LYNG, M.; KASIAN, S.E.M. Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 105, n. 32, p. 11254-11258, 2008. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.0805108105>

SMITH, V.H.; SCHINDLER, D.W. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in Ecology and Evolution*, v. 24, n. 4, p. 201-207, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2008.11.009>

TANG, Q.; PENG, L.; YANG, Y.; LIN, Q.; QIAN, S.S.; HAN, B.-P. Total phosphorus-precipitation and Chlorophyll a-phosphorus relationships of lakes and reservoirs mediated by soil iron at regional scale. *Water Research*, v. 154, p. 136-146, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.01.038>

THOMANN, R.V.; MUELLER, J.A. *Principles of surface water quality modeling and control*. Nova York: Harper Collins, 1987. 644 p.

TONÉ, A.J.A. *Análise e modelagem de fósforo em reservatórios localizados em regiões semiáridas*. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2016.

TONÉ, A.J.A.; LIMA NETO, I.E. Modelagem simplificada do fósforo total em lagos e reservatórios brasileiros. *Revista DAE*, v. 68, n. 221, p. 142-156, 2020. <https://doi.org/10.36659/dae.2020.012>

TUNDISI, J.G.; TUNDISI, T.M. *Limnologia*. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

VOLLENWEIDER, R.A. Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. *Memorie Dell'istituto Italiano di Idrobiologia*, v. 33, n. 2, p. 53-83, 1976.

VON SPERLING, M. *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos: princípios do tratamento biológico de águas residuárias*. Belo Horizonte: DESA-UFMG, ABES, 1996. v. 1.

WIEGAND, M.C.; PIEDRA, J.I.G.; ARAÚJO, J.C. Vulnerabilidade à eutrofização de dois lagos tropicais de climas úmido (Cuba) e semiárido (Brasil). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 21, n. 2, p. 415-424, 2016. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522016139527>

WU, D.; YAN, H.; SHANG, M.; SHAN, K.; WANG, G. Water eutrophication evaluation based on a semi-supervised classification: A case study in Three Gorges Reservoir. *Ecological Indicators*, v. 81, p. 362-372, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.06.004>

XU, T.; YANG, T.; XIONG, M. Time scales of external loading and spatial heterogeneity in nutrients-chlorophyll a response: Implication on eutrophication control in a large shallow lake. *Ecological Engineering*, v. 142, 105636, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105636>



