



ABES ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE
ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL



R B C I A M B

Revista Brasileira de Ciências Ambientais
Junho de 2018

Nº 48

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

Submissão de artigos, dúvidas e sugestões: rbciamb@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

1- ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT OF FRESHWATER SEDIMENTS IN BRAZIL

Avaliação de risco ecológico em sedimentos continentais no Brasil

Eduardo Cimino Cervi - Cristiano Poletto

21 - ESTUDO DE TENDÊNCIA DE VAZÕES DE RIOS DAS PRINCIPAIS BACIAS HIDROGRÁFICAS BRASILEIRAS

Trend study of the streamflow in the main river basins in Brazil

Flávia Almeida Lira - Andréa de Oliveira Cardoso

38 - IMPLICAÇÕES AMBIENTAIS DO NOVO CÓDIGO FLORESTAL BRASILEIRO

Environmental implications of the new Brazilian forest code

Rodrigo César Pereira Nicolau - Fernando Shinji Kawakubo - Marcelo Polo - Ronaldo Luiz Mincato

52 - ANÁLISE DO ABASTECIMENTO HÍDRICO DE BELO HORIZONTE E REGIÃO METROPOLITANA: UMA ABORDAGEM POR MEIO DE DINÂMICA DE SISTEMAS

Analysis of Belo Horizonte and metropolitan region water supply: an approach through system dynamics

Rafaella Otoni Miranda de Freitas - Gisele Tessari Santos - Eduardo Trindade Bahia

69 - DESENVOLVIMENTO INICIAL DO MILHO (*ZEA MAYS* L.) EM SUBSTRATO CONTENDO LODO DE ESGOTO COMPOSTADO

Initial development of maize (*Zea mays* L.) in substrate with composted sewage sludge

Carla Andreia da Cunha Martins - Fabiana Soares dos Santos - Adriano Portz - André Marques dos Santos

80 - IMPACTOS AMBIENTAIS DE CAVAS DE MINERAÇÃO: UMA REVISÃO

Environmental impacts of mine pit lakes: a review

Vinícius Fagundes Bárbara - Maria Gizelda de Oliveira Tavares - Nelson Roberto Antoniosi Filho

97 - SANEAMENTO COMO FERRAMENTA PARA A SUSTENTABILIDADE DA ÁREA QUILOMBOLA VILA ESPERANÇA, LAPA, PR

Sanitation as a tool for the sustainability of quilombola Vila Esperança area, Lapa, PR, Brazil

Mirian Desplanches Mercado - Selma Aparecida Cubas - Mario Sergio Michaliszyn

114 - ANÁLISE MULTITEMPORAL DO GRAU DE ANTROPIZAÇÃO DA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL MUNICIPAL DO RIO UBERABA, UBERABA, MG

Multitemporal analysis of the antropization degree of the Uberaba River Municipal Environmental Protection Area, Uberaba, MG, Brazil

Aline Claro de Oliveira Guglielmeli - Sonia Maria Lima Silva - Julia Celia Mercedes Strauch

128 - TOXICIDADE DOS METAIS NÍQUEL E COBRE E SUA POSSÍVEL ATUAÇÃO COMO INTERFERENTES ENDÓCRINOS EM AMBIENTES AQUÁTICOS

Toxicity of nickel and copper metals and their potential performance as endocrine disruptors in aquatic environments

Glucia Helena Castro de Freitas Novaes - Bianca Cadurim Aureliano - Evelise Nunes Fragoso-Moura - Werbate Cavalcante - Renata Fracácio

142 - ANÁLISE MULTICRITERIAL DA ESTABILIDADE ECOLÓGICA EM TRÊS MODELOS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL

Multicriterial analysis of ecological stability in three forest restoration models

Gustavo Galetti - José Mauro Santana da Silva - Fatima Conceição Márquez Piña-Rodrigues - Ivonir Piotrowiski

ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT OF FRESHWATER SEDIMENTS IN BRAZIL

AVALIAÇÃO DE RISCO ECOLÓGICO EM SEDIMENTOS CONTINENTAIS NO BRASIL

Eduardo Cimino Cervi

PhD in Environmental Engineering at the University of São Paulo (USP). Research fellow at the University of Michigan – Michigan, Ann Arbor, United States.

Cristiano Poletto

PhD in Water Resources and Sanitation at the Federal University of Rio Grande do Sul (UFRGS). Professor of the Graduate Program in Water Resources and Sanitation of the Institute of Hydraulic Research (IPH) – Porto Alegre (RS), Brazil.

Corresponding address:

Eduardo Cimino Cervi – Avenida Trabalhador Sancarlene, 400 – Centro – CEP 13564-002 – São Carlos (SP), Brazil –
E-mail: eduardocervi@usp.br

Received on: 02/13/2017

Accepted on: 06/08/2018

ABSTRACT

During the past 40 years, ecological risk assessments (ERA) were being performed by different organizations, using different various principles and methods, with little or no communication and inconsistencies between the different many assessment methodologies. Brazil still does not have a regulation based on quality criteria for sediments. Also, ERA approach has only been introduced here, and detailed guidance on how to interpret and apply these frameworks is still generally inadequate. In our paper, ERA framework and its application around the globe is presented. Also, some promising future directions in ERA are briefly discussed, and critical challenges to future success of this tool in Brazil are identified.

Keywords: ecological risk assessments; toxicity; sediment quality guidelines; weight of evidence.

RESUMO

Durante os últimos 40 anos, avaliações de risco ecológico têm sido aplicadas por diferentes organizações. Utilizando métodos e princípios distintos, essas abordagens geralmente são aplicadas com pouca ou nenhuma comunicação e inconsistências entre si. O Brasil ainda não possui critérios definidos por lei, federal ou estadual, para a avaliação da qualidade de sedimentos. Além disso, as abordagens baseadas em avaliações de risco ecológico para esse fim são recentes no país, sendo essencial a obtenção de mais informações quanto a seus métodos de aplicação e interpretação. Neste estudo, a estrutura das avaliações de risco ecológico e seus métodos de aplicação ao redor do mundo são mostrados. Ainda, ações promissoras e direções futuras em relação à utilização das avaliações de risco ecológico são brevemente discutidas, identificando pontos críticos para o sucesso dessa ferramenta para a avaliação da qualidade de sedimentos no Brasil.

Palavras-chave: análise de risco ecológico; avaliações de risco ecológico; toxicidade; valores-guia da qualidade de sedimentos; pesos de evidência.

INTRODUCTION

Sediments are essential to the functioning of aquatic ecosystems and have long been recognized as the ultimate repository of most of the contaminants discharged into the water bodies. It is widely accepted that sources of contaminants in this environment — such as the organic (polycyclic aromatic hydrocarbons — PAHs, and aliphatic hydrocarbons) and inorganic pollutants (metals and metalloids) — are the result of numerous human activities. Therefore, there is a clear need for continued scientific dialogue around the ecological risk that these sediment contaminants might pose to the aquatic biota.

The environmental quality and disposal options for sediments dredged from navigational channels have been judged by use of some combination of physical, chemical, and biological analyses for over 40 years, being that the earliest regulatory interest in sediments dates back to the 1960s, with the London Dumping Convention. This was subsequently followed up in the 1970s with the work *Ecological evaluation of proposed discharge of dredged material into ocean waters: implementation manual for Section 103 of Public Law 92-532*, by the U.S. Army Corps of Engineers (EEL, 1973).

Since the 1980s, ecological risk assessment (ERA) is increasingly seen as a way to integrate science, policy, and risk management to address sediment contamination around the world. It is a process that evaluates the likelihood or probability for adverse ecological effects occurring as a result of exposure to contaminants or other stressors. It comprises a framework for gathering data and evaluating their sufficiency for decision-making (ENVIRONMENTAL CANADA AND ONTARIO MINISTRY OF THE ENVIRONMENT, 2008).

The current state of the science in ERA is predicated on the use of the sediment quality triad (SQT) in a weight of evidence (WOE) approach (SIMPSON *et al.*, 2005). Consisting initially of three lines-of-evidence (LOE) — chemical, ecotoxicological and ecological —, this approach is usually applied within a tiered system. E.g., information from each LOE is collected at each tier following a stepwise cost-effective process. The SQT is not restricted to only three LOE and can incorporate additional data, such as bioaccumulation/biomagnification, toxicity identification evaluation (TIE), contaminant body residue (CBR) analyses, and sediment stability.

Despite the power of this tool to inform environmental management decisions, the practice has not reached its full potential, since there is little experience with applying the framework outside the United States. Although a number of countries (Australia/New Zealand, Canada, the Netherlands, and the United Kingdom) have developed or promulgated regulatory or procedural approaches to risk assessment, only a few have developed formal guidance documents for performance of ERA. In Brazil, for instance, ERA has only been introduced, but detailed guidance on how to interpret and apply these frameworks — especially in continental areas — is generally inadequate.

Therefore, our paper attempts to cover the state-of-the-art system-based models prevailing over the ERA activities. First, a retrospective look at the concepts and characteristics of ERA is given. Then ahead we review the ERA framework tiered approach that has been developed and applied around the globe in the past decades. Based on this review, future perspectives and some key issues in the fields of ERA — especially in continental areas of Brazil — are provided in the last section.

ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT: A BRIEF INTRODUCTION

According to Suter (2008), the ERA, as with other human enterprises, should be understood as a product of its history. In particular, the current practice of ERA results from blending two historical streams: risk assessment and ecological assessment. This account addresses the history of ERA in the context of its institution

of origin, the United States Environmental Protection Agency (U.S. EPA).

In 1981, the U.S. EPA commissioned the Oak Ridge National Laboratory aiming to develop and apply ERA methods. From an analogy to the cancer risks estimates made by human health assessments, it

was assumed that ERA should also estimate probabilities of clearly defined effects, while addressing all relevant levels of biological organization. These two assumptions guided development and publication of a set of probabilistic methods for assessment of risks to organisms, populations and ecosystems (SUTER *et al.*, 2003).

Then, in 1983, the framework of the National Research Council (NRC) and the tools initially developed for the quantification of human health risks have subsequently been extended to other environmental problems including ERA, in the report *Risk assessment in the Federal Government: managing the process* (commonly referred to as the *Red Book*). It recommended development of assessments for non-human or ecological endpoints and also suggested that risk assessment should not only estimate probabilities of clearly defined effects, but follow a standard methodological approach based on an explicit framework (NRC, 1983).

Considering a conceptual framework for the identification and assessment of risks to human health, the NRC created a process comprising the following four stages:

1. Hazard identification: which chemicals are important and why?;
2. Exposure assessment: fate and transport of chemicals, who might be exposed and how?;

3. Toxicity assessment: determining the numerical indices of toxicity for computing risk;
4. Risk characterization: estimating the magnitude of risk and the uncertainty of the estimate.

The *Red Book* provided key concepts that impelled the investigators at Oak Ridge National Laboratory to develop a framework similar to the one for human health, but more suited to assessment of ecological risk. Based on this framework, the U.S. EPA proposed, in 1992, an initial methodological guidance for managing contaminated industrial sites. This framework extended the NRC and Oak Ridge National Laboratory frameworks by describing the process in detail and showing how it could be applied to a broad range of situations (U.S. EPA, 1992).

Following a certain number of works, this guide was improved to become *Guidelines for Ecological Risk Assessment* (U.S. EPA, 1998), which has now become the reference around the world regarding ERA. Referring to the generic framework and guidelines proposed by the U.S. EPA, ERA is defined as “a process that evaluates the likelihood that adverse ecological effects may occur or are occurring to ecosystems exposed to one or more stressors” (U.S. EPA, 1998). Since then, this guide has been revised by many countries and adapted to manage their polluted sites.

THE ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT FRAMEWORK

An ERA is a rigorous scientific process used to quantify the magnitude of risk attributable to a single stressor or a combination of stressors at a specific location. The end goal of this process is to enable the risk managers to identify, prioritize, and manage the associated risks. This framework is appropriate for sites where the costs and/or ecological impacts of remediation are likely to be large relative to the cost of assessment. Remediation costs or other risk management may ultimately be much lower using a risk-based approach compared to an approach based on comparison of contaminant concentrations to sediment quality guidelines (SQGs).

The key to success was the realization by the architects of ERA that risk assessment is a process and

not a specific set of data collection techniques or analytical methods (BARNTHOUSE, 2008). Because situations to which an ERA may be applied can vary greatly in scope and complexity, an iterative, tiered approach is often employed. Use of a tiered approach, with expert review between tiers, helps ensure more efficient use of resources, and that limited resources are continually re-focused on an ever-narrowing number of increasingly significant stressor – receptor interactions.

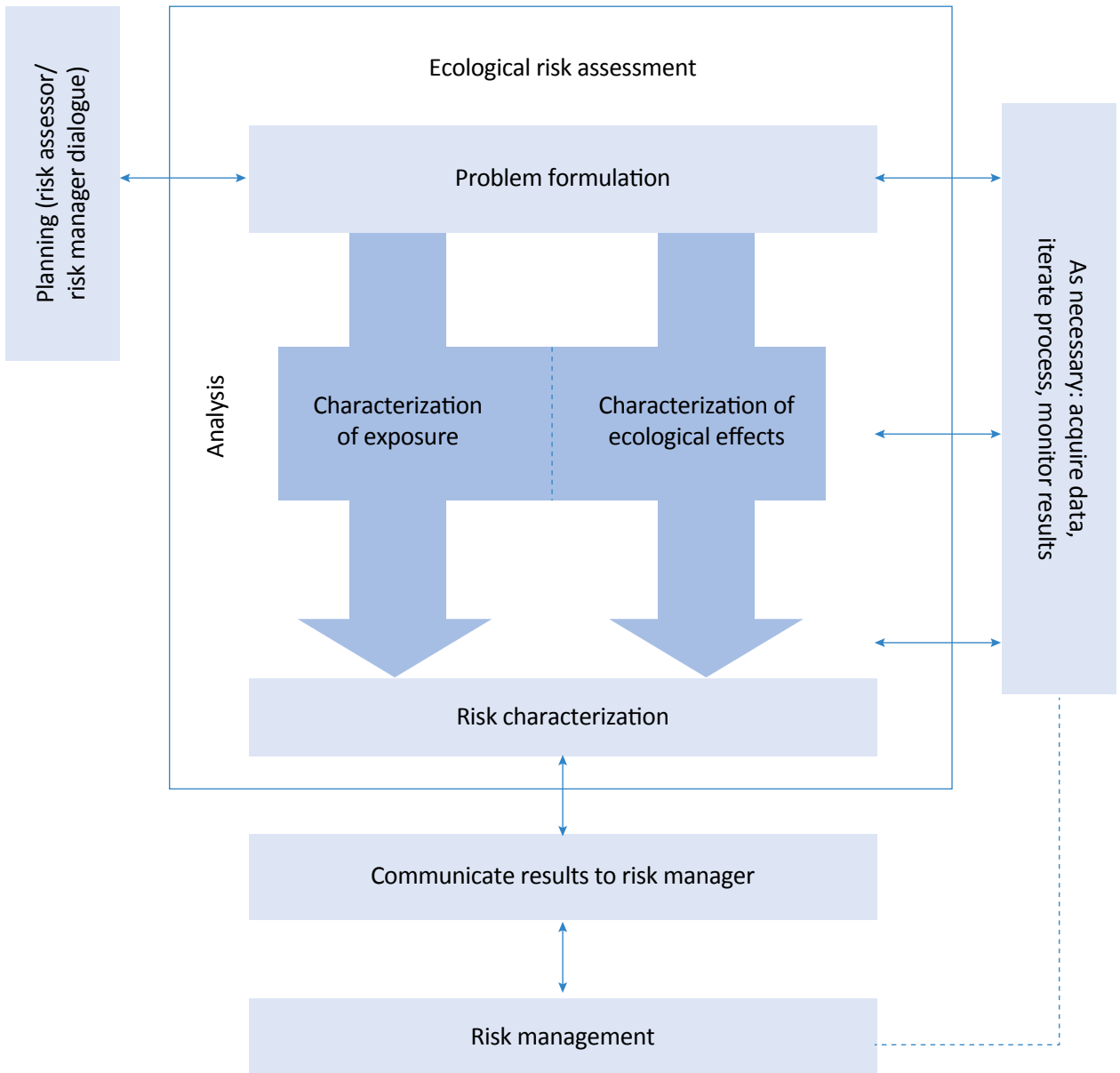
As showed by Figure 1, the ERA approach typically involves three main phases:

1. Problem formulation determines the questions that are to be asked during the risk assessment process;

2. Analysis assessment details the biological effects of the stressor under examination. Simultaneously, the exposure potential of the material to the critical biological group is calculated as part of an exposure assessment;

3. The determination of the likelihood (statistical probability) of an effect is formalized as risk characterization.

This format was originally proposed for human health risk assessment and has to be modified for ERA.



Fonte: U.S. EPA (1998).

Figure 1 – General ecological risk assessment overview.

The risk management decision based on ERA provides scientific evaluation of ecological risks that are typically rated from high to low. This allows to make rapid de-

isions, so that immediate remediation actions can be focused on receptors with the highest risks. The main steps of ERA and procedure are as follows ahead.

PROBLEM FORMULATION PHASE

The problem formulation is a systematic planning step for identifying the major factors to be considered in a particular assessment. It provides the foundation for the entire ERA (U.S. EPA, 1998). A robust problem formulation outcome will greatly assist assessors, managers, and interested parties in identifying the most logical risk-management options for protecting human health (NRC, 2009). This section summarizes the chemical, physical and biological characteristics of study areas, identifies the stressors and endpoints derived from stakeholder's values, and defines risk regions. These decisions will guide the type of data and information that need to be gathered and help to identify knowledge gaps.

According to U.S. EPA (1998), the problem formulation phase results in three products:

- Assessment endpoints that adequately reflect management goals and the ecosystem they represent;
- Conceptual models that describe key relationships between a stressor and assessment endpoint or between several stressors and assessment endpoints;
- An analysis plans.

A key component of the problem formulation stage is defining an assessment endpoint to determine what ecological entity is important to protect. Such ecological entity can be a species, a community, or even an ecosystem. Once the entity has been identified, the next step is to determine what specific attribute(s) of the entity is potentially at risk and important to protect. This provides a basis for measurement in the risk assessment.

Once assessment endpoints are chosen, a conceptual model is developed to provide a visual representation (a map, flow chart, or schematic) of hypothesized relationships between ecological entities and the stressors to which they may be exposed, accompanied by a written description of this process and of the risk questions. These models should include information about the source, stressors, receptors, potential exposure, and predicted effects on the assessment endpoint. The Figure 2 illustrates an example of a conceptual model.

The analysis plan is the final stage of problem formulation. During analysis planning, risk hypotheses are evaluated to determine how they will be assessed using available and new data. The plan includes a delineation of the assessment design, data needs, measures, and methods for conducting the analysis phase of the risk assessment.

ANALYSIS PHASE

Analysis is a process that examines the two primary components of risk, exposure and effects, and their relationships between each other and ecosystem characteristics. The objective is to provide the ingredients necessary for determining or predicting ecological responses to stressors under exposure conditions of interest. The analysis phase incorporates both exposure assessment and ecological effects assessment:

- Exposure assessment: data gathering and analysis phase focused on determining exposure concentrations or rates not associated with adverse ecologi-

cal effects, or focused on actually characterizing the presence or absence of adverse effects to ecological resources at a site;

- Ecological effects assessment: data gathering and analysis phase geared towards quantifying relevant exposure concentrations for ecological resources of concern at a site.

The data and models used for exposure assessment depend in part on the types of effects that are expected and are most relevant for decision making; the data and

models used for effects assessment depend in part on the expected spatial and temporal exposure patterns.

Together, exposure and effects assessment provide the scientific foundation for the risk assessment.

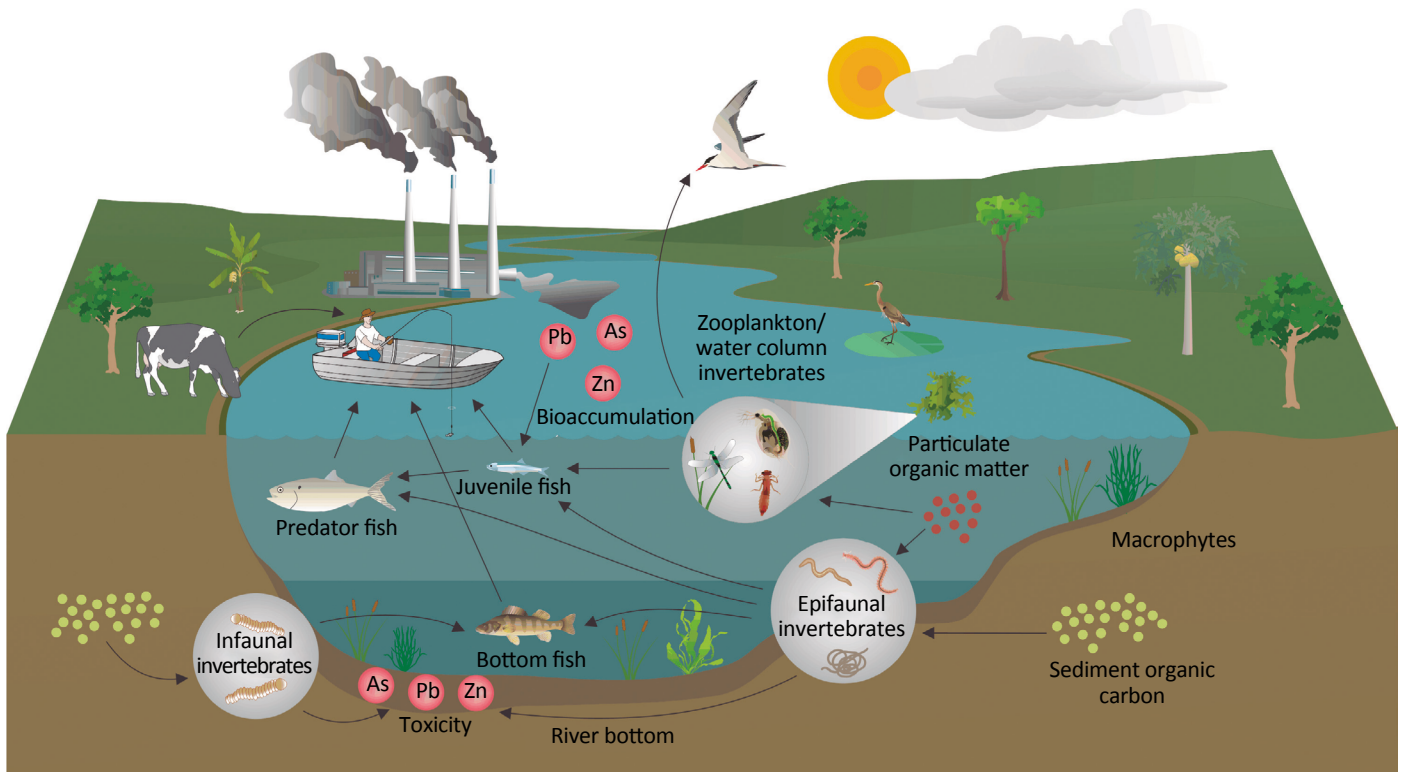
RISK CHARACTERIZATION PHASE

Risk characterization is the final phase of an ERA. It is the culmination of all work done during the previous phases. During risk characterization, the assessor uses the results of analysis to estimate the risk posed to ecological entities. The assessor then describes the risk, indicating the overall degree of confidence in the risk estimates, summarizing uncertainties, citing evidence supporting the risk estimates, and interpreting the adversity of ecological effects.

Risks are estimated by integrating exposure and stressor–response profiles using a wide range of techniques. To reduce uncertainty, risk characterization generally builds the final risk estimates upon different lines of evidence, using a weight-of-evidence (WOE) approach. Lines of evidence may include laboratory

studies (e.g., bioassays), ecological field investigations, model predictions, and comparison of point estimates or distributions of exposure and effects data. Agreement among different lines of evidence increases confidence in the conclusions of the risk assessment (BURTON *et al.*, 2002).

Completing risk characterization allows risk assessors to clarify the relationships between stressors, effects, and ecological entities and to reach conclusions regarding the occurrence of exposure and the adversity of existing or anticipated effects. A good risk characterization will restate the scope of the assessment, express results clearly, articulate major assumptions and uncertainties, identify reasonable alternative interpretations, and separate scientific conclusions from policy judgments.



FCSI: Federal Contaminated Sites Inventory.

Figure 2 – Example of a conceptual model for bioaccumulation/biomagnification of metals from sediment through an aquatic food chain to fish, birds, and humans.

ECOLOGICAL RISK ASSESSMENT AROUND THE WORLD

A general overview of the ERA framework and tools from North America, United Kingdom, Australia/New Zealand, and developing countries, i.e., Brazil, were considered. Overall, the ERA approach followed by the U.S. EPA (described previously) is best used when performing hazard identification and prospective risk assessment. The approaches adopted by the U.K. and Australia/New Zealand follow the precautionary principle and are conservative approaches to hazard identification and risk assessment.

United States

The U.S. EPA's framework and guidelines, used to conduct assessments over the past two decades, have been and continue to be a robust and useful foundation upon which to build the information needed to support decision making for ecological resources. According to the Committee on Environment and Natural Resources (CENR, 1999), the vast majority of ERA by the U.S. EPA has been in three areas:

- Premanufacture notification (PMN) under the Toxic Substances Control Act (TSCA);
- Chemical or pesticide registration under the Federal Insecticide, Fungicide, and Rodenticide Act (FIFRA);
- Contaminated waste sites under either the Comprehensive Environmental Response, Compensation, and Liability Act (CERCLA) or the Resource Conservation and Recovery Act (RCRA).

Generally, ERA for pesticide registration are prospective estimates based on single active ingredients and use sites and follow an iterative four-tiered approach (HOPE, 2006). The vast majority of ERA is directed at PMNs and contaminated waste sites, with the latter having proved a most fruitful area for the evolution of the science and practice of ERA (STAHL *et al.*, 2005). ERA techniques, but not necessarily the complete framework, have also been applied to invasive species (ORR *et al.*, 1993), agroecosystems, and ecosystems management (LANDIS, 2005).

Besides the ERAs framework, U.S. EPA has developed guidance for designing a data collection plan

Although risk assessment is undertaken in various ways in other countries, the following section focuses on where formal guidance is currently available. A general observation is that access to documentation about ERA and its regulatory uses is variable between those places, making the application and consistent review of the issues difficult. In developing countries, such as Brazil, ERA is either adopted from the U.S. EPA, or formal risk are completely lacking.

to support study goals (U.S. EPA, 2000), which should be consulted during the problem formulation phase of ERA. The U.S. EPA also published guidance on developing ecological assessment endpoints that analyzed the rationale for selecting various levels of biological organization as endpoints for risk-management decision making (U.S. EPA, 2003). The decision to use organism-level or population-level endpoints in assessing ecological risk should be made in the problem-formulation stage of an ERA.

In early 2004, the U.S. EPA staff published a report, *An examination of EPA risk assessment principles and practices*, that presented current U.S. EPA risk assessment principles and practices (U.S. EPA, 2004). Carried out by a broad group of agency staff representing headquarters and the regional offices, the paper goals are to present a different perspective on several significant technical positions taken by the agency and to highlight key technical areas where further dialogue, research, and scientific analysis will help advance the state of agency practice. According to U.S. EPA, this type of review provides an accessible starting point for external review, analysis, and feedback regarding agency practices and rationales. Paralleling or subsequently following the U.S. EPA example, many nations (Canada, Australia/New Zealand, the Netherlands, and the United Kingdom) developed similar frameworks to assess ecological risk; structurally, the most significant differences comprise the extent of stakeholder involvement and the degree of inclusion of management processes.

Canada

The basic framework for ERA in Canada has been provided by Environment Canada (1994) and elaborated upon numerous books (SUTER, 1993; LANDIS, 2005). As a part of its National Contaminated Sites Remediation Programme, Environment Canada produced *A framework for ecological risk assessment at contaminated sites in Canada: review and recommendations* (ENVIRONMENT CANADA, 1994). This report is a review of ERA methods and recommends an approach to promote consistency in site assessment and remediation in Canada. Canadian ERA framework is composed by exposure assessment, receptor characterization, hazard assessment, and risk characterization, and is compatible with US tiered approaches and is particularly useful in that many of the regulatory factors that pervade US literature.

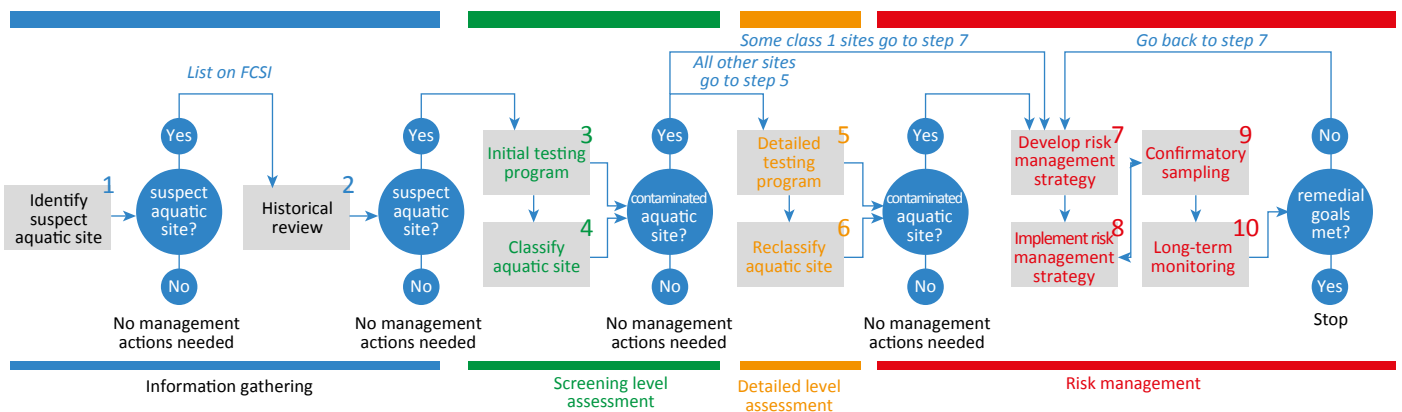
The Canadian Environmental Protection Act of 1999 provides a legislative framework to deal with toxic substances in the environment (HOPE, 2006). Under the act, environmental (ecological) risk assessments are carried out by Environment Canada, with the objectives of determining whether a substance is toxic, as defined by the act, and of providing scientific support for the determination.

In 2008, the *Canada-Ontario decision-making framework for assessment of Great Lakes contaminated sediment* was prepared by Peter Chapman (Golder Associates) with the Sediment Task Group on be-

half of Environment Canada and the Ministry of the Environment and Climate Change under the Canada-Ontario Agreement (ENVIRONMENT CANADA AND ONTARIO MINISTRY OF THE ENVIRONMENT, 2008). The purpose of this document was to provide a decision-making framework for contaminated sediments explicitly based on ERA principles, and which also has applications to contaminated sediments in other areas (e.g., freshwater, estuarine and marine). The framework is conceptually divided into a series of seven steps and six decisions that correspond to different ERA tiers.

Three years later, the Island Marine Aquatic Sites Working Group developed the final guidance for assessing, classifying, and managing federal aquatic sites funded by the Federal Contaminated Sites Action Plan (FCSAP) (CHAPMAN, 2011). This framework, elaborated for the Island Marine Aquatic Sites Working Group subcommittee of the inter-departmental Contaminated Sites Management Working Group (CSMWG), is based on the CSMWG (1999) 10-step process for terrestrial contaminated sites (*A federal approach to contaminated sites*), and provides an objective, transparent, consistent and scientifically rigorous framework for identifying and addressing contaminated aquatic sites, focusing on the sediment.

The 10-step FCSAP risk-based framework (Figure 3) is iterative and sequential in both scope and de-



Source: Environmental Canada (2013).

Figure 3 – Canadian framework for assessing and managing contaminated aquatic sites.

cision points (the latter comprise simple “yes” or “no” criteria). It is intended to be sufficiently prescriptive to standardize the decision-making process while still allowing for necessary site-specific flexibility. There are four tiers: information gathering; screening level assessment; detailed level assessment; and risk management (including monitoring). It has five decision points and three routes of exposure (water column, sediment, contaminant transfer).

Australia and New Zealand

In October 2000, the Australia and New Zealand Environment Conservation Council (ANZECC) and the Agriculture and Resource Management Council of

A Decision-Making Framework (DMF) for the FCSAP (ENVIRONMENTAL CANADA, 2013) was latter published. This guidance outlines the specific activities and requirements for addressing federal contaminated sites in Canada. This framework (Figure 4) was developed to provide a common approach to managing contaminated sites for which the federal government is responsible, but does not replace the FCSAP 10-step process; rather, it is a complementary guide to assist federal custodians in managing their contaminated sites.

Australia and New Zealand (ARMCANZ) released “Interim” guidelines for sediment quality as part of the revised *Australian and New Zealand guidelines for*

Step 1: identify suspect site

Step 2: historical review

Step 3: initial testing program

Step 4: classify site (optional)

Step 5: detailed testing program

Step 6: re-classify site

Step 7: develop remediation/risk management strategy

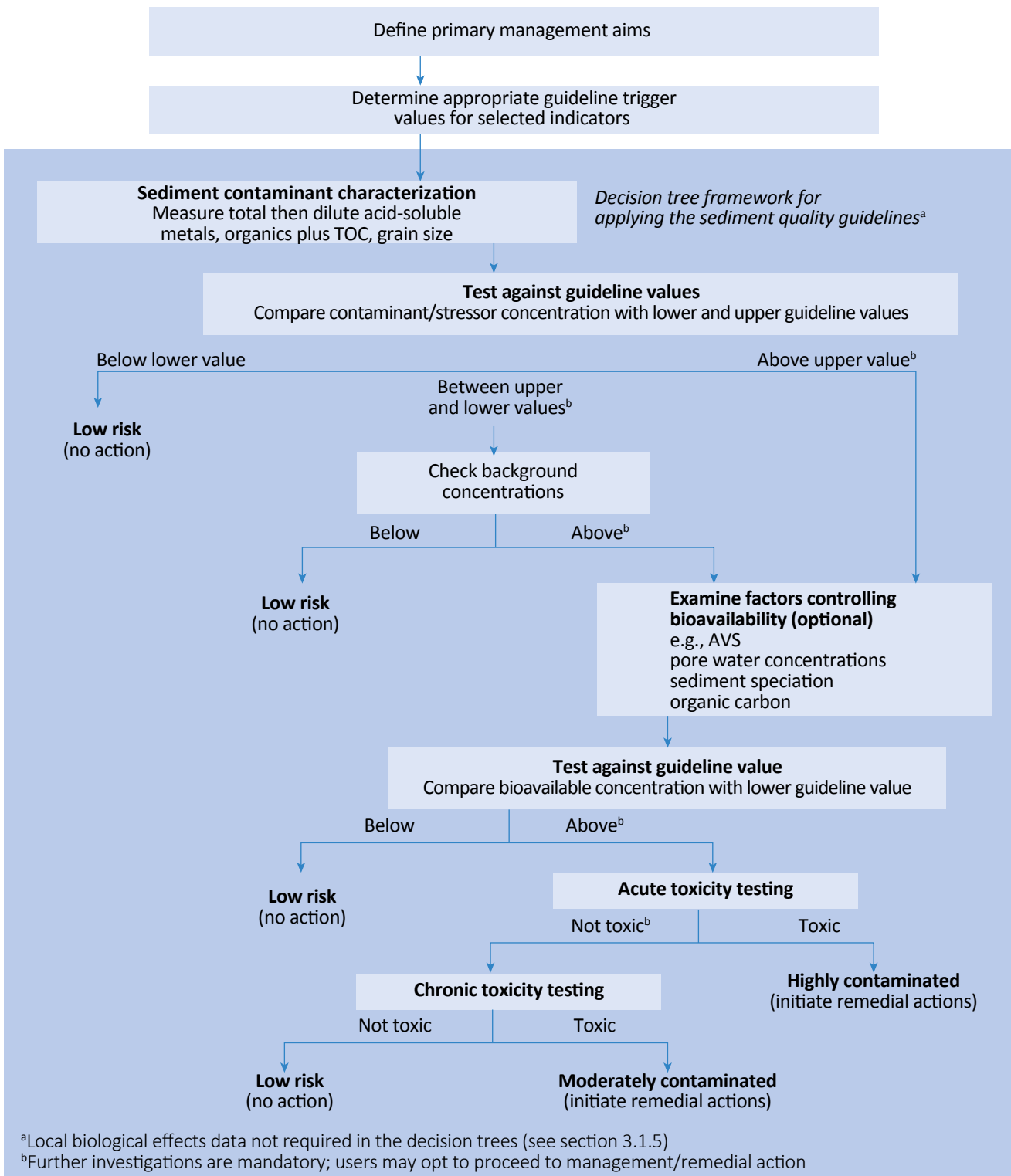
Step 8: implement remediation/risk management strategy

Step 9: confirmatory sampling and final report

Step 10: long-term monitoring (if required)t

Source: Environmental Canada (2013).

Figure 4 – The 10-step Decision-Making Framework (DMF) for the Federal Contaminated Sites Action Plan (FCSAP).



TOC: total organic carbon; AVS: acid volatile sulfide.
Source: ANZECC; ARMCANZ (2000).

Figure 5 – Decision tree for the assessment of contaminated sediments

fresh and marine water quality (ANZECC; ARMCANZ, 2000). According to Simpson *et al.* (2005), at the time, these represented the latest in international thinking. However, in recognition that the science underpinning these guidelines required improvement, the guidelines were termed “interim” with the intention being that they would be significantly revised in the future. The interim guidelines involved a tiered, decision-tree approach (Figure 5), in keeping with the risk-based approach introduced in the water quality guidelines.

Following this framework, the total concentrations of contaminants are compared to sediment quality guideline (SQG) values, termed trigger values (TVs). If the contaminant concentrations exceed the TVs, further investigations should be initiated to determine whether there is indeed an environmental risk associated with the exceedance (BATLEY; SIMPSON, 2008). The framework then recommended the consideration of contaminant bioavailability and toxicity testing to demonstrate the presence or absence of an unacceptable impact (ANZECC; ARMCANZ, 2000). The interim framework has been widely applied in both Australia and New Zealand to make informed decisions about sediment ecosystem health. However, these applications have also highlighted the weaknesses in the interim framework and are currently being reviewed and updated (WARNE *et al.*, 2014).

The United Kingdom

The use of ERA has received growing prominence in the United Kingdom (UK) since the early 1990s, in part as a response to the explicit requirements of recent environmental legislation. An original set of guidelines was published in 1995 by the Department of the Environment (DOE) (ENVIRONMENT CANADA, 1995). In 2000 the Department of the Environment Transport and the Regions (DETR), the Environment Agency (EA), and the Institute of Environment and Health (IEH) published the *Guidelines for Environmental Risk Assessment and Management* (DETR, 2000).

In 2011, the Department for Environment, Food and Rural Affairs (DEFRA) developed the *Green Leaves III*, the latest and revised edition of the *Guidelines for Environmental Risk Assessment and Management*, which

Since 2000, considerable advances have occurred worldwide in the science underpinning sediment quality assessment. These have included the use of WOE approaches, the development of new toxicity tests, the recognition of limitations in some TVs and the development of TVs for contaminants for which no values currently exist, as well as additional information on contaminant bioavailability and uptake pathways (SIMPSON *et al.*, 2005).

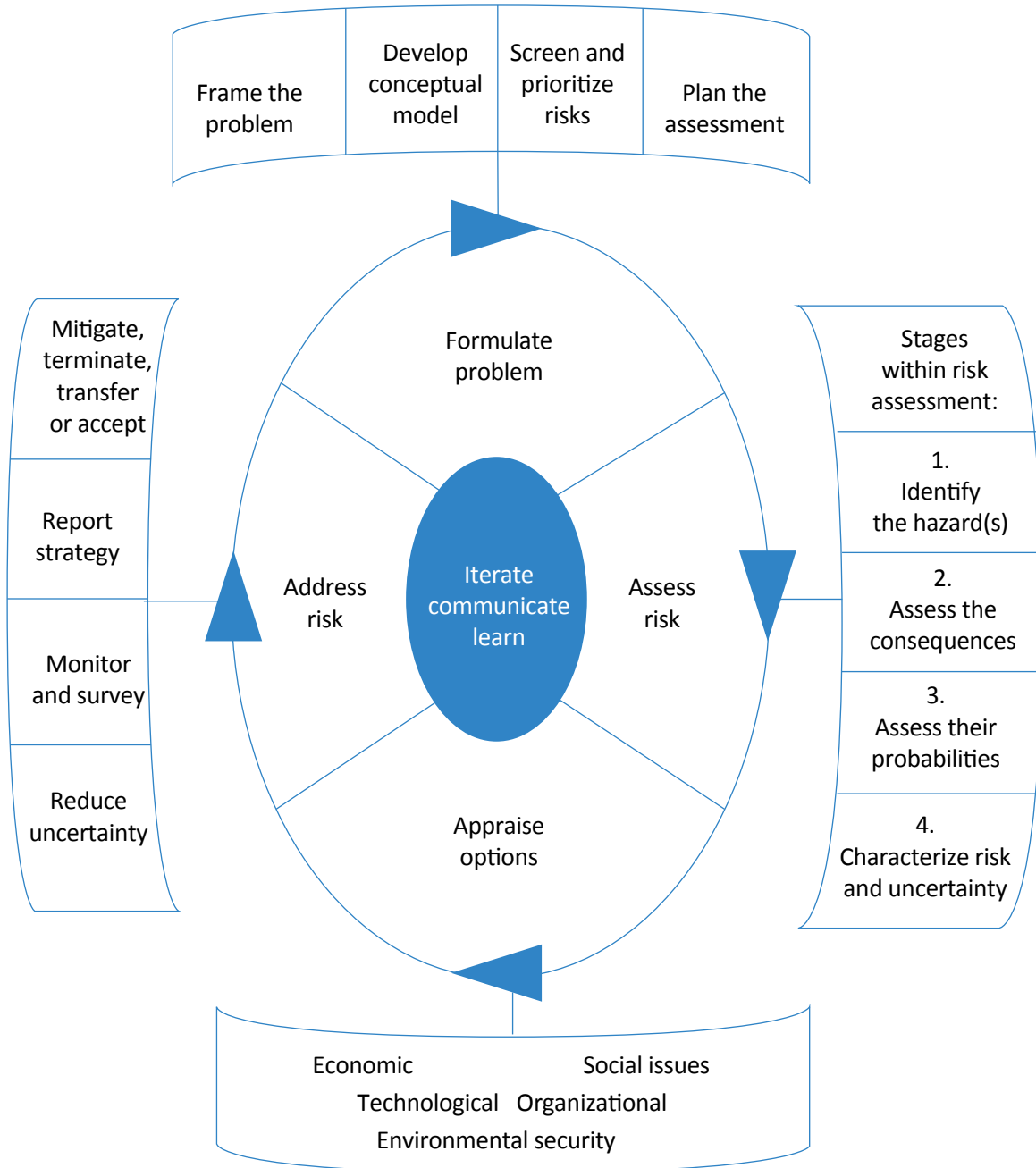
The actual ANZECC/ARMCANZ framework revision is being coordinated by the Australian Department of Sustainability, Environment, Water, Population and Communities. The revision will be evolutionary in nature reflecting the latest scientific developments and a range of stakeholder desires. According to Warne *et al.* (2014), key changes will be: increasing the types and sources of data that can be used; working collaboratively with industry to permit the use of commercial-in-confidence data; increasing the minimum data requirements; including a measure of the uncertainty of the trigger value; improving the software used to calculate trigger values; increasing the rigor of site-specific trigger values; improving the method for assessing the reliability of the trigger values; and providing guidance of measures of toxicity and toxicological endpoints that may, in the near future, be appropriate for trigger value derivation.

supersede the earliest versions. This revision brings the guidelines in England and Wales in line with current thinking in the field of environmental risk management (GORMLEY *et al.*, 2011).

A cyclical framework for environmental risk management is provided to offer structure in what would otherwise be a complex array of considerations for the decision-maker (Figure 6). The framework also offers a mechanism through which the process of ERA and management can be explained to stakeholders, and acts as a valuable *aide-mémoire* to multidisciplinary teams conducting risk assessment. This framework identifies four main components of risk assessment:

- Formulating the problem;

- Carrying out an assessment of the risk;
- Identifying and appraising the management options available;
- Addressing the risk with the chosen risk management strategy.



Source: Gormley *et al.* (2011).

Figure 6 – The cyclical framework for environmental risk assessment and management in the United Kingdom.

CURRENT REGULATORY ENVIRONMENTAL PROGRAMS AND ENVIRONMENTAL RISK ASSESSMENT IN BRAZIL

Brazilian current regulatory programs

In Brazil, since 1986, the protection of freshwater, estuarine and marine waters against pollution has been based on the Resolution no. 20 from the National Council for the Environment (CONAMA, 1986). On May 13, 2011, CONAMA issued Resolution no. 430, on the conditions and standards of effluent discharges to address wastewater treatment systems and industrial dischargers. Resolution no. 430 amends the existing effluent standards of Resolution no. 357/2005, which also extends to the classification and ecological management of water bodies (CONAMA, 2005; 2011).

Resolution no. 430 establishes standards for the discharge of effluents from sanitary sewers, which consists of residential, commercial and publicly collected liquid wastes and may include some industrial discharges (CONAMA, 2011). Wastewater treatment systems that discharge directly into the ocean through submarine pipes are subject to a distinct set of standards. For industrial pollution sources, this resolution imposes a new regime of obligatory self-monitoring and testing. The requirements include collection of samples by trained professionals and testing of samples by laboratories specially accredited by the National Institute of Metrology, Standardization and Industrial Quality (INMETRO).

On December 28, 2009, following three years of debate, CONAMA issued Resolution no. 420, establishing federal standards for the environmental management of contaminated sites. The resolution provides state and municipal environmental agencies with a framework of guidelines for the management of site remediation programs. It also contains monitoring and reporting requirements that may apply to Brazilian facilities. Subject to implementation by state agencies, all facilities with the potential to pollute may be required to institute soil monitoring programs and submit technical reports on the results with each renewal of their environmental licenses (CONAMA, 2009).

The core of the new federal standards is a multi-stage process under which potentially contaminated sites are to be identified, investigated, classified, remediated and

monitored. Responsible parties must submit to the appropriate environmental agency a plan that addresses:

- The control and elimination of the sources of contamination;
- The current and future use of the area;
- An evaluation of risks to human health;
- Intervention alternatives considered technically and economically viable;
- A monitoring program;
- Costs and timeframes for implementing the intervention alternatives.

The resolution also creates technical criteria for use by environmental agencies, setting reference values for contaminants and procedures for determining the analytical methods to be employed by state environmental agencies. The Brazilian Institute of the Environment and Renewable Natural Resources (IBAMA) is also directed to create a National Database of Contaminated Sites using information obtained by the state agencies.

Environmental agencies of each Brazilian state should list the different soils in their territory and establish reference values (backgrounds) until 2013, providing crucial information to identify contaminated areas and carry out intervention actions. Until now, states such as São Paulo (CETESB, 2005), Pernambuco (BIONDI, 2010), and Minas Gerais (COPAM, 2010) already carried out studies for soil reference values.

Juchen *et al.* (2014) compared the local background concentrations for trace elements in two different sets of soils from the states of Paraná and Rio Grande do Sul, south region of Brazil. The authors concluded that the trace element levels may vary from location to location, especially due to different classes of soils and/or parent materials. Poletto and Gonçalves (2006) reported that the specificity of each reference value is also

clear when comparing the thresholds established by different guidelines.

In 2005 the São Paulo Environmental Agency (CETESB, 2005) published *Guiding Values for Soils and Groundwater in the State of São Paulo*, including quality reference values (QRV) obtained from background concentrations of trace elements in soils from the state. As well as QRVs, CETESB proposed prevention and intervention values, above which heavy metal levels indicate potentially polluted soil and a potential risk to human health. Quality reference values for soils in Brazil and other individual states are given in Table 1.

Regarding sediment quality assessment, Brazil still does not have regulation based on quality criteria for sediments. However, given the contamination of reservoirs, rivers, estuaries and coastal areas, sediment quality evaluation started to receive more attention from scientists over the last two decades, as a means to promote conservation and remediation criteria. According to Poletto *et al.* (2009), new studies of urban sediments should provide a means of formulating management strategies focused on the way in which pollut-

ed sediment is transported in the urban environment, particularly from the perspective of Brazilian cities.

In the São Paulo state, sediment quality has been monitored by CETESB since 2002. A comprehensive and systematic study of sediment was needed, because some studies have indicated that several rivers and reservoirs in the state have relatively high concentrations of contaminants at levels likely to affect the benthic community. However, one of the biggest issues regarding sediment quality assessment in Brazil is that most of the laboratory tests has been standardized for regions of temperate climate, which imposes some constraints for apply this frameworks in tropical areas, especially for *in situ* testing.

Brazilian sediment quality criteria to orientate dredged material management are given by the Resolution no. 454/2012 from CONAMA, but such values were established based on the American and Canadian SQGs and do not consider the toxicity tests and the contaminant bioaccumulation (CONAMA, 2012). Some examples of the quality reference values for metals in dredged materials are given in Table 2.

Ecological risk assessment approaches in Brazil

Despite the existence of effluent discharge, contaminated sites, and water quality standards, ERA approaches have only been introduced in South American countries, and detailed guidance on how to interpret and apply these frameworks is still generally inadequate.

Usually, Brazilian studies are carried out based on the U. S. EPA framework.

An advanced search in the Science Direct website using the keywords *ecological risk assessment* and *Brazil* showed an increase in the number of ERA researches

Table 1 – Quality reference values (QRVs) for trace elements of Brazil and regional background values for Pernambuco, São Paulo and Minas Gerais states.

Background [Reference value]	Arsenic (As)	Cadmium (Cd)	Barium (Ba)	Chromium (Cr)	Cooper (Cu)	Nickel (Ni)	Lead (Pb)	Antimony (Sb)	Selenium (Se)	Zinc (Zn)
	mg kg ⁻¹ d. wt									
Pernambuco (BIONDI, 2010)	0.6	0.6	84	35	5	8.5	12	0.1	0.4	34.5
São Paulo (CETESB, 2005)	3.5	< 0.5	75	40	35	13	17	< 0.5	0.2	60
Minas Gerais (COPAM, 2010)	8	< 0.4	93	75	49	21.5	19.5	0.5	0.5	46.5
Brazil (CONAMA, 2009)	15	1.3	150	75	60	30	72	2	5	300

Source: Conama (2012).

in the last five years, especially in the São Paulo state. From 2005 to 2010, 3,443 results were observed. In the years of 2006, 2007, and 2008, the number of observed papers was 405, 508, and 600, respectively. Since 2010 to the present, 6,735 papers were published, being 1,147, 1,456 and 1,743 for 2012, 2013 and 2014, respectively.

Regarding ERA in Brazil, the QualiSed Project is among the most complete researches developed so far (MOZETO *et al.*, 2004). Aiming to develop the technical basis for deriving sediment-quality guidelines that could be applied to the São Paulo state water bodies, the QualiSed Project — a multidisciplinary cooperative project which involved the Federal University of São Carlos (UFSCar), the State University of Campinas (UNICAMP), and CETESB — included, from 2000 to 2003, studies of a series of reservoirs on the Tietê River (São Paulo state), from its headwaters (Billings and Rasgão reservoirs in the most polluted area) and middle Tietê (Barra Bonita and Bariri, moderately degraded reservoirs) to the lower reaches (Promissão, a better-quality water body).

The data collected during the project were used to define an operational scheme or framework for sediment-quality assessment. Analysis of the QualiSed Project database showed that the application of Canadian guidelines does not provide a straightforward

evaluation of the sediment quality for the protection of aquatic life. As an alternative, it suggested a program involving an integrated and hierarchic evaluation of sediment quality (AIHQs), in which the ecotoxicological aspects are prioritized. The success of this ERA in particular was the development of the management goals in a collaboration between decision makers, assessors, scientists, and stakeholders; included in the problem formulation; translated into information needs; and then articulated with data-quality objectives.

Sanchez (2012) evaluated the impact of anthropogenic activities in the São Paulo state, more specifically the Lobo Hydrographic Basin, using an ERA approach based on the U.S. EPA framework. Also, the assessment of different lines of evidence (LOE) were carried out by Torres *et al.* (2015) in the Santos Estuarine System (SES) for the evaluation of environmental quality. The WOE approach was applied to compare and harmonize LOEs commonly used in sediment quality assessments and to then classify estuary environments according to both their potential for having adverse effects on the biota and their possible ecological risks. The authors recommended that this kind of approach must be used when evaluating sediment quality in special situations, such as the design of dredging projects in port areas that have a history of sediment contamination.

Table 2 – Quality reference values (QRVs) for dredged materials ($\mu\text{g}\cdot\text{g}^{-1}$) established by the Resolution no. 454/2012 from National Council for the Environment.

Pollutants		Classification levels of dredged material (in dry weight unit)			
		Freshwater		Saline/Brackish Water	
		Level 1	Level 2	Level 1	Level 2
Metals and arsenic (mg/kg)	Arsenic (As)	5.9 ¹	17 ¹	8.2 ²	70 ²
	Cadmium (Cd)	0.6 ¹	3.5 ¹	1.2 ²	9.6 ²
	Lead (Pb)	35 ¹	91.3 ¹	46.7 ²	218 ²
	Copper (Cu)	35.7 ¹	197 ¹	34 ²	270 ²
	Chromium (Cr)	37.3 ¹	90 ¹	81 ²	370 ²
	Mercury (Hg)	0.17 ¹	0.486 ¹	0.15 ²	0.71 ²
	Nickel (Ni)	18 ³	35.9 ³	20.9 ²	51.6 ²
	Zinc (Zn)	123 ¹	315 ¹	150 ²	410 ²

¹Environmental Canada (1995); ²Long *et al.* (1995); ³FDEP (1994).

In 2012, World Wide Fund for Nature in Brazil (WWF-BRAZIL, 2012) and The Nature Conservancy (TNC) partnered in order to identify the environmental risks in the Paraguay River Basin using an approach developed by Mattson and Angermeier (2007). This method is based on a multicriteria participatory approach that takes into consideration knowledge of the basin by local stakeholders — an ecological risk index is developed according to the severity of the impacts on ecosystems. The purpose of this study was to identify the status of the ecological components that ensure integrity of aquatic ecosystems in the basin. This assessment provides the governments of the four countries that share the basin (Brazil, Argentina, Paraguay and Bolivia), as well as civil society organizations so that they can develop a climate change adaptation agenda for the Pantanal Wetlands

and work to enhancing resilience and minimizing the basin's vulnerability.

In 2000, U.S. EPA has developed guidance for designing a data collection plan to support study goals. A particular guidance should be developed and consulted for Brazil aiming to support the problem formulation and the analysis phase, taken into account the great variability of biomes and its enormous territory. According to Dale *et al.* (2008), ERA case studies should be compiled and developed to provide useful information for developing standards of practice to determine ecological condition. This case studies compilation would also be useful to risk assessors in Brazil considering how to address issues of spatial and temporal scale, geomorphology, quality reference values, and standard toxicity tests.

CONCLUSIONS

ERA is widely used and will continue to be used to protect the environment and prioritize remedial actions around the world. As ERA continues to grow at a phenomenal pace, Brazilian environmental authorities should establish a standard framework for risk assessment in sites posing some risk. Experience can be

acquired with the system by testing the U.S. EPA basic approach in practical situations at a number of characteristic sites, aiming to provide important information to help the regular utilization of the risk assessment process to support site restoration and reclamation decisions in Brazil.

ACKNOWLEDGEMENTS

The authors acknowledge the scholarship support from National Council for Scientific and Technological Development

(Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq) (Process nº 163760/2014-4).

REFERENCES

AUSTRALIAN AND NEW ZEALAND ENVIRONMENT AND CONSERVATION COUNCIL (ANZECC); AGRICULTURAL AND RESOURCE MANAGEMENT COUNCIL OF AUSTRALIA AND NEW ZEALAND (ARMCANZ). *Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality*. Canberra: ANZECC/ARMCANZ, 2000.

BARNTHOUSE, L. The strengths of the ecological risk assessment process: linking science to decision making. *Integrated Environmental Assessment and Management*, v. 4, n. 3, p. 299-305, 2008. http://doi.org/10.1897/IEAM_2007-065.1

BATLEY, G.; SIMPSON, S. Advancing Australia's sediment quality guidelines. *Australasian Journal of Ecotoxicology*, v. 14, p. 11-20, 2008. Available from: <<http://www.ecotox.org.au/aje/archives/vol14p11.pdf>>. Accessed on: Jun. 26, 2018.

BIONDI, C. M. *Teores naturais de metais pesados nos solos de referência do Estado de Pernambuco*. 70 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2010.

BURTON, G. A.; BATLEY, G. E.; CHAPMAN, P. M.; FORBES, V. E.; SMITH, E. P.; REYNOLDSON, T.; SCHLEKAT, C. E.; DEN BESTEN, P. J.; BAILER, A. J.; GREEN, A. S.; DWYER, R. L. A weight-of-evidence framework for assessing sediment (or other) contamination: improving certainty in the decision-making process. *Human and Ecological Risk Assessment*, v. 8, n. 7, p. 1675-1696, 2002. <https://doi.org/10.1080/20028091056854>.

CHAPMAN, P. M. *Framework for Addressing and Managing Aquatic Contaminated Sites Under the Federal Contaminated Sites Action Plan (FCSAP)*. Burnaby: Golder Associates, 2011. Available from: <<http://www.dfo-mpo.gc.ca/pnw-ppe/fcsap-pascf/docs/pdf/fcsap-pascf-eng.pdf>>. Accessed on: Jun. 26, 2018.

COMMITTEE ON ENVIRONMENT AND NATURAL RESOURCES OF THE NATIONAL SCIENCE AND TECHNOLOGY COUNCIL (CENR). *Ecological risk assessment in the Federal Government*. CENR/5-99/001. Washington, D.C.: CENR, 1999. Available from: <https://oaspub.epa.gov/eims/eimscomm.getfile?p_download_id=36384>. Accessed on: Jun. 26, 2018.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). *Decisão de Diretoria nº 195-2005-E, de 23 de novembro de 2005*. Dispõe sobre a aprovação dos Valores Orientadores para Solos e Águas Subterrâneas no Estado de São Paulo – 2005, em substituição aos Valores Orientadores de 2001, e dá outras providências. São Paulo: CETESB, 2005. Available from: <https://www.ministeriodesalud.go.cr/gestores_en_salud/pozoAB-1089/tabela_valores_2005.pdf>. Accessed on: Jun. 26, 2018.

_____. Guiding Values for Soils and Groundwater in the State of São Paulo. São Paulo: CETESB, 2016. Available at: <<https://www.cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2014/12/DD-256-2016-E-Valores-Orientadores-Dioxinas-e-Furanos-2016-Intranet.pdf>>. Accessed on: 17 July, 2018.

CONSELHO ESTADUAL DE POLÍTICA AMBIENTAL (COPAM). *Deliberação Normativa Conjunta COPAM/CERH nº 02, de 08 de setembro de 2010*. Institui o Programa Estadual de Gestão de Áreas Contaminadas, que estabelece as diretrizes e procedimentos para a proteção da qualidade do solo e gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por substâncias químicas. Brasil: COPAM, 2010. Available from: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=14670>>. Accessed on: Jun. 26, 2018.

_____. Resolução CONAMA nº 20, de 18 de junho de 1986. O CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA, no uso das atribuições que lhe confere o art. 7º, inciso IX, do Decreto 88.351, de 1º de junho de 1983, e o que estabelece a RESOLUÇÃO CONAMA Nº 003, de 5 de junho de 1984. *Diário Oficial da União*, 1986. Available from: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res86/res2086.html>>. Accessed on: Jun. 27, 2018.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). *Resolução nº 357, de 17 de março de 2005*. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial da União*, p. 58-63, 2005. Available from: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Accessed on: Jun. 26, 2018.

_____. *Resolução nº 420, de 28 de dezembro de 2009*. Dispõe sobre critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. *Diário Oficial da União*, p. 81-84, 2009. Available from: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=620>>. Accessed on: Jun. 26, 2018.

_____. *Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011*. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. Brazil, 2011. Available from: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Accessed on: Jun. 26, 2018.

_____. *Resolução nº 454, de 01 de novembro de 2012*. Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referenciais para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional. Brazil, 2012. Available from: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=693>>. Accessed on: Jun. 26, 2018.

CONTAMINATED SITES MANAGEMENT WORKING GROUP (CSMWG). *A federal approach to contaminated sites*. Ottawa (ON), Canada: Dillon Consulting, 1999. Available from: <<http://www.federalcontaminatedsites.gc.ca/8DF3AC07-5A7D-483F-B263-6DE03104319A/fa-af-eng.pdf>>. Accessed on: Jun. 26, 2018.

DALE, V. H.; BIDDINGER, G. R.; NEWMAN, M. C.; ORIS, J. T.; SUTER, G. W.; THOMPSON, T.; ARMITAGE, T. M.; MEYER, J. L.; ALLEN-KING, R. M.; BURTON, G. A.; CHAPMAN, P. M.; CONQUEST, L. L.; FERNANDEZ, I. J.; LANDIS, W. G.; MASTER, L. L.; MITSCH, W. J.; MUELLER, T. C.; RABENI, C. F.; RODEWALD, A. D.; SANDERS, J. G.; VAN HEERDEN, I. L. Enhancing the ecological risk assessment process. *Integrated Environmental Assessment and Management*, v. 4, n. 3, p. 306-313, 2008. http://doi.org/10.1897/IEAM_2007-066.1

DEPARTMENT OF THE ENVIRONMENT, TRANSPORT AND THE REGIONS (DETR). *Guidelines for Environmental Risk Assessment and Management*. Revised Departmental Guidance. London, UK: The Stationary Office, 2000. Available from: <http://www.iehconsulting.co.uk/IEH_Consulting/IEHCPubs/HumExpRiskAssess/guidelinesforenvironmental.pdf>. Accessed on: Jun. 26, 2018.

ENVIRONMENT CANADA. *A framework for ecological risk assessment at contaminated sites in Canada: review and recommendations*. Ottawa, Canada: Environment Canada, 1994. 108 p.

_____. *Federal Contaminated Sites Action Plan (FCSAP) decision-making framework*. Ottawa, Canada: Environment Canada, 2013. 68 p.

_____. *Guidance Document on Measurement of Toxicity Test Precision Using Control Sediments Spiked with a Reference Toxicant*. Environmental Protection Service. Ottawa, Canada: Environment Canada, 1995. 69 p.

ENVIRONMENT CANADA AND ONTARIO MINISTRY OF THE ENVIRONMENT. *Canada-Ontario decision-making framework for assessment of Great Lakes contaminated sediment*. Ottawa (ON), Canada, 2008. Available from: <http://publications.gc.ca/collections/collection_2010/ec/En164-14-2007-eng.pdf>. Accessed on: Jun. 26, 2018.

ENVIRONMENTAL EFFECTS LABORATORY (EEL). *Ecological evaluation of proposed discharge of dredged material into ocean waters: implementation manual for Section 103 of Public Law 92-532*. Vicksburg: EEL, 1973.

FLORIDA DEPARTMENT OF ENVIRONMENTAL PROTECTION (FDEP). *Approach to the Assessment of Sediment Quality in Florida Coastal Waters*. Development and Evaluation of Sediment Quality Assessment Guidelines. Ladysmith, British Columbia: D. D. MacDonald Environmental Sciences Ltd., 1994. v. 1. Available from: <https://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/tmdl/docs/303d_policydocs/239.pdf>. Accessed on: Jun 26, 2018.

GORMLEY, A.; POLLARD, S.; ROCKS, S.; BLACK, E. *Guidelines for Environmental Risk Assessment and Management*. Green Leaves III. London, UK: Department for Environment, Food and Rural Affairs (Defra), 2011. 84 p. Available from: <https://assets.publishing.service.gov.uk/government/uploads/system/uploads/attachment_data/file/69450/pb13670-green-leaves-iii-1111071.pdf>. Accessed on: Jun. 26, 2018.

HOPE, B. K. An examination of ecological risk assessment and management practices. *Environment International*, v. 32, n. 8, p. 983-995, 2006. <http://doi.org/10.1016/j.envint.2006.06.005>

JUCHEN, C. R.; CERVI, E. C.; VILAS BOAS, M. A.; CHARLESWORTH, S.; POLETO, C. Comparative of local background values for trace elements in different Brazilian tropical soils. *International Journal of Environmental Engineering and Natural Resources*, v. 1, n. 6, p. 255-261, 2014.

LANDIS, W. G. *Regional scale ecological risk assessment: using the relative risk model*. Boca Raton: CRC Press, 2005. 301 p.

LONG, E. R.; MACDONALD, D. D.; SMITH, S. L.; CALDER, F. D. Incidence of adverse biological effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environmental Management*, v. 19, n. 1, p. 81-97, 1995. <https://doi.org/10.1007/BF02472006>.

MATTSON, K. M.; ANGERMEIER, P. L. Integrating human impacts and ecological integrity into a risk-based protocol for conservation planning. *Environmental Management*, v. 39, n. 1, p. 125-138, 2007. <https://doi.org/10.1007/s00267-005-0238-7>

MOZETO, A. A.; ARAÚJO, P. A.; KULMANN, M. L.; SILVÉRIO, P. F.; NASCIMENTO, M. R. L.; ALMEIDA, F. V.; UMBUZEIRO, G. A.; JARDIM, W. F.; WATANABE, H. M.; RODRIGUES, P. F.; LAMPARELLI, M. C. Integrated hierarchical sediment quality assessment program: QualiSed Project's approach proposal (São Paulo, Brazil). *Proceedings, Third SedNet Workshop, Monitoring Sediment Quality at the River Basin Scale*, Lisbon, p. 115-119, 2004.

NATIONAL RESEARCH COUNCIL (NRC). *Risk assessment in the Federal Government: managing the process*. Washington: National Academy Press, 1983. 191 p.

_____. *Science and Decisions: advancing risk assessment*. Washington: The National Academies Press, 2009. 422 p. <https://doi.org/10.17226/12209>.

ORR, R. L.; COHEN, S. D.; GRIGGIN, R. L. *Generic non-indigenous pest risk assessment process: for estimating pest risk associated with the introduction of non-indigenous organisms*. Beltsville: United States Department of Agriculture, 1993. 40 p.

POLETO, C.; BORTOLUZZI, E. C.; CHARLESWORTH, S. M.; MERTEN, G. H. Urban sediment particle size and pollutants in Southern Brazil. *Journal of Soils and Sediments*, v. 9, p. 317-327, 2009. <https://doi.org/10.1007/s11368-009-0102-0>.

POLETO, C.; GONÇALVES, G. R. Qualidade das amostras e valores de referência. In: POLETO, C.; MERTEN, G. H. (Orgs.). *Qualidade dos sedimentos*. Porto Alegre: ABRH, 2006. p.237-277.

SANCHEZ, A. L. *Análise de risco ecológico para o diagnóstico de impactos ambientais em ecossistemas aquáticos continentais tropicais*. 216 p. Dissertação (Mestrado) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 2012. <https://doi.org/10.11606/D.18.2012.tde-20042012-153101>

SIMPSON, S. L.; BATLEY, G. E.; CHARITON, A. A.; STAUBER, J. L.; KING, C. K.; CHAPMAN, J. C.; HYNE, R. V.; GALE, S. A.; ROACH, A. C.; MAHER, W. A. *Handbook for Sediment Quality Assessment*. Bangor: CSIRO, 2005. 126 p. Available from: <http://www.clw.csiro.au/publications/cecr/handbook_sediment_quality_assessment.pdf>. Accessed on: Jun 26, 2018.

STAHL, R. G. Jr.; GUISEPPI-ELIE, A.; BINGMAN, T. S. The U.S. Environmental Protection Agency's examination of its risk assessment principles and practices: a brief perspective from the regulated community. *Integrated Environmental Assessment and Management*, v. 1, n. 1, p. 86-92, 2005. https://doi.org/10.1897/IEAM_2004a-018.1

SUTER, G. W. II. *Ecological risk assessment*. Boca Raton: Lewis Publishers, 1993.

_____. Ecological Risk Assessment in the United States Environmental Protection Agency: A Historical Overview. *Integrated Environmental Assessment and Management*, v. 4, n. 3. p. 285-289, 2008. https://doi.org/10.1897/IEAM_2007-062.1

SUTER, G. W. II; NORTON, S. B.; BARNTHOUSE, L. W. The evolution of frameworks for ecological risk assessment from the red book ancestor. *Human and Ecological Risk Assessment*, v. 9, n. 5, p. 1349-1360, 2003. <https://doi.org/10.1080/10807030390240391>

TORRES, R. J.; CESAR, A.; PASTOR, V. A.; PEREIRA, C. D. S.; CHOUERI, R. B.; CORTEZ, F. S.; MORAIS, R. D.; ABESSA, D. M. S.; NASCIMENTO, M. R. L.; MORAIS, C. R.; FADINI, P. S.; DEL VALLS CASILLAS, T. A.; MOZETO, A. A. A Critical Comparison of Different Approaches to Sediment-Quality Assessments in the Santos Estuarine System in Brazil. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 68, n. 1, p. 132-147, 2015. <https://doi.org/10.1007/s00244-014-0099-2>

U.S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA). *An examination of EPA risk assessment principles and practices*. Washington: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Science Advisor. EPA/100/B-04/001, 2004.

_____. *Framework for ecological risk assessment*. Washington: U.S. Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum. EPA/630/R-92/001, 1992.

_____. *Generic ecological assessment endpoints (GEAEs) for ecological risk assessment*. Washington: Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum. EPA/630/P-02/004B, 2003. Available from: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-11/documents/generic_endpoints_2004.pdf>. Accessed on: Jun 26, 2018.

_____. *Guidelines for ecological risk assessment*. Washington: Environmental Protection Agency, Risk Assessment Forum. EPA/630/R-95/002F, 1998. Available from: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2014-11/documents/eco_risk_assessment1998.pdf>. Accessed on: Jun 26, 2018.

_____. *Stressor identification guidance document*. Washington: Environmental Protection Agency, Office of Water. EPA/822/B-00/025, 2000. Available from: <<https://nepis.epa.gov/Exe/ZyPDF.cgi/20003F6L.PDF?Dockey=20003F6L.PDF>>. Accessed on: Jun 26, 2018.

WARNE, M. S. J.; BATLEY, G. E.; BRAGA, O.; CHAPMAN, J. C.; FOX, D. R.; HICKEY, C. W.; STAUBER, J. L.; VAN DAM, R. Revisions to the derivation of the Australian and New Zealand guidelines for toxicants in fresh and marine waters. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 21, n. 1, p. 51-60, 2014. <http://doi.org/10.1007/s11356-013-1779-6>

WORLD WIDE FUND FOR NATURE IN BRAZIL (WWF-BRAZIL). *Ecological Risk Assessment for the Paraguay River Basin: Argentina, Bolivia, Brazil, and Paraguay*. Brasilia: The Nature Conservancy Brazil, 2012. Available from: <http://assets.wwf.org.uk/downloads/ecological_risk_assessment_paraguayriverbasin.pdf>. Accessed on: Jun 26, 2018.



ESTUDO DE TENDÊNCIA DE VAZÕES DE RIOS DAS PRINCIPAIS BACIAS HIDROGRÁFICAS BRASILEIRAS

TREND STUDY OF THE STREAMFLOW IN THE MAIN RIVER BASINS IN BRAZIL

Flávia Almeida Lira 

Graduada em Engenharia Ambiental e Urbana pela Universidade Federal do ABC (UFABC) – Santo André (SP), Brasil.

Andréa de Oliveira Cardoso 

Doutora em Meteorologia pela Universidade de São Paulo (USP). Professora do Centro de Engenharia, Modelagem e Ciências Sociais Aplicadas (CECS) da UFABC – Santo André (SP), Brasil.

Endereço para correspondência:

Andrea Cardoso – Avenida dos Estados, 5.001, CECS, Bloco A, Torre 1, Sala 608 – Santa Terezinha – CEP 09210-580 – Santo André (SP), Brasil – E-mail: flalira@gmail.com

Recebido em: 10/07/2017

Aceito em: 03/05/2018

RESUMO

A análise de tendências de vazões pode auxiliar no planejamento hídrico e na compreensão do comportamento hidrológico. Este estudo objetivou analisar tendências de vazões em bacias hidrográficas brasileiras, utilizando o método de Mann-Kendall. Avaliaram-se tendências trimestrais e anuais de 16 postos fluviométricos distribuídos nas principais bacias. Os resultados apontam tendências positivas nas vazões anuais de 75% dos postos da Região Sul do Brasil e na faixa sul do Sudeste; e tendências negativas anuais de 50% dos postos na faixa norte do Sudeste e no Nordeste e Norte do país. Resultados semelhantes foram observados nas vazões trimestrais. Observou-se ainda tendência de intensificação dos extremos, principalmente no Sul e no Nordeste, o que pode intensificar ou gerar conflitos no uso da água ou aumentar a ocorrência de cheias, inundações e estiagens. Variabilidades climáticas e ações antrópicas são fatores que podem ter contribuído para as tendências observadas.

Palavras-chave: Mann-Kendall; Sen; rios; variações.

ABSTRACT

The analysis of river flow trends can help in water planning and in understanding the hydrological behavior. This study aims to analyse flow trends in Brazilian river basins, using the Mann-Kendall method. 16 fluviometric stations, spread over the main Brazilian basins, were analysed. The results show that positive annual trends were observed in the flow of 75% of the fluviometric stations in the South of Brazil and in the South portion of the Southeast; and negative annual trends in 50% of the stations in the North portion of the Southeast, Northeast and North of the country. Similar results were detected at the quarterly flow rates. It was also observed a tendency to intensify the extremes, mainly in the South and Northeast of Brazil, which can generate or worsen conflicts in the use of water or increase the occurrence of floods or droughts. Climate variability and human actions are factors that may have contributed to the changes observed in the river flows.

Keywords: Mann-Kendall; Sen; river; variability.

INTRODUÇÃO

Devido às dimensões continentais do Brasil e às suas condições fisiográficas e climáticas, as chuvas e, conseqüentemente, a vazão dos rios são irregularmente distribuídas ao longo das regiões hidrográficas. Essa condição torna complexo o planejamento hídrico, visto que a população brasileira está distribuída desigualmente pelo território e o país desempenha diversas atividades socioeconômicas que demandam água. Um bom exemplo disso é que enquanto a Região Hidrográfica da Amazônia detém 73,7% dos recursos hídricos superficiais do país e concentra apenas 5,1% da população brasileira, a Região Hidrográfica do Paraná possui apenas 6,0% dos recursos hídricos superficiais, concentra 32% da população brasileira e é destaque nacional na retirada e no consumo de água (ANA, 2013).

Algumas regiões do Brasil apresentam variações no regime de precipitação, em termos do comportamento das estações chuvosa e seca, conforme mostrado no estudo de Rao *et al.* (2016), ao analisarem um período mais recente de precipitação (1979–2011). Sobre a Amazônia, a estação seca apresenta maior variação anual e há tendência de aumento na precipitação na faixa norte. Na faixa oeste do Nordeste há aumento da precipitação. No sudeste do Brasil verifica-se significativa diminuição das chuvas nas estações chuvosa e seca, que também foi observada na vazão de rios de São Paulo e Minas Gerais.

A Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997) institui que a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas, no entanto a distribuição não uniforme de água nas regiões hidrográficas brasileiras e a concentração da população em áreas urbanas geram demanda excessiva por água que supera a disponibilidade. Essa necessidade acarreta problemas de escassez, tornando necessária a busca por mananciais superficiais, cada vez mais distantes, como também a exploração de mananciais subterrâneos, para suprir a demanda básica.

Somado a essa condição já preocupante, Marengo, Tomasella e Nobre (2010) apontam que não há um quadro claro sobre os possíveis impactos da mudança do clima na distribuição espacial e temporal dos recursos hídricos no continente sul-americano. No entanto, destacam que há evidências científicas que apontam para

o sério risco das mudanças climáticas nos recursos hídricos do Brasil, que, acompanhadas de crescente população, urbanização, industrialização e mudanças no uso da terra, podem gerar conseqüências significativas nas atividades relativas ao uso da água.

A vazão de cursos d'água é uma das principais variáveis para avaliar a disponibilidade hídrica e, atualmente, tem sido intensamente estudada, visto que pequenas flutuações geram significativos impactos sociais e econômicos (COSTA; ALVES, 2011). Nas últimas décadas, mudanças no clima e no uso e na ocupação do solo em bacias hidrográficas têm provocado impactos significativos sobre o escoamento, gerando efeito no comportamento das enchentes, nas vazões mínimas e médias (TUCCI, 2002).

O relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) alerta que é provável (probabilidade de 60 a 100%) que a frequência e a intensidade de grandes eventos de precipitação tenham aumentado na América do Norte e na Europa. O estudo mostra ainda que a falta de dados de longo prazo dificulta a associação de mudanças climáticas causadas pelo homem com a magnitude de enchentes, no entanto a detecção recente de tendências crescentes em precipitações extremas e vazões em algumas bacias hidrográficas implica maiores riscos de inundações em escala regional (IPCC, 2014).

Segundo Joseph, Falcon e Sharif (2013), a identificação de tendências anuais e sazonais na vazão dos cursos d'água regionais contribui para o entendimento das mudanças climáticas e é essencial para o desenvolvimento de modelos hidrológicos, a previsão hidrológica e o planejamento dos recursos hídricos. No Brasil, o estudo sobre variáveis hidrológicas tem importância estratégica na geração de energia, visto que dos 160,5 GW de capacidade instalada de geração de energia elétrica, 98,7 GW provêm de energia hidráulica (ANEEL, 2017). A predominância da hidroeletricidade no Brasil revela que a matriz energética depende do padrão de chuvas e da gestão de reservatórios de água, de forma que a existência de períodos secos pode comprometer a habilidade do setor em atender à demanda por eletricidade, tal como ocorreu em 2001 com o racionamento de energia (SILVA; MARCHI NETO; SEIFERT, 2016).

Em condições de disponibilidade hídrica favorável é estratégico utilizar a fonte hidráulica, por possuir o menor custo de geração de energia, dentre as opções renováveis (SILVA; MARCHI NETO; SEIFERT, 2016). No entanto, o Brasil prevê um aumento de 3,7% no consumo de energia por ano até 2026 (BRASIL, 2017), que, associado à vulnerabilidade do setor a variáveis climáticas, pode indicar a necessidade de uma maior diversificação da matriz de energia.

Queiroz *et al.* (2016) realizaram um estudo analisando o possível impacto das mudanças climáticas no fornecimento de energia elétrica no Brasil e concluíram que, nas novas usinas hidrelétricas planejadas, o efeito das mudanças climáticas fará com que a geração total de energia seja cerca de 28% menor do que o planejado. Esse resultado indica impactos nos projetos de futuras hidrelétricas e, conseqüentemente seu retorno financeiro, além de alertar para possíveis impactos no abastecimento de energia em uma matriz em que grande parte da produção é proveniente de hidrelétricas.

Diversos estudos observacionais de tendência em vazão de cursos d'água têm sido realizados em todo o território brasileiro. Groppo *et al.* (2001) analisaram a série histórica de vazão e precipitação na Bacia do Rio Piracicaba, dos anos de 1947 a 1996, e observaram que, apesar de terem sido detectadas tendências positivas na maioria dos postos de precipitação analisados, foram verificadas diminuições significativas na vazão dos principais rios formadores do Rio Piracicaba (Atibaia e Jaguari). Os autores atribuem a tendência negativa na vazão à retirada de água da bacia para o abastecimento da Grande São Paulo.

Marengo e Alves (2005) realizaram um estudo apurado em séries de vazões e precipitação na Bacia do Rio Paraíba do Sul, dos anos de 1930 a 2000, e observaram tendências decrescentes de vazão em quase todos os postos fluviométricos estudados, com exceção de um que não apresentou tendência significativa. As tendências observadas não parecem estar associadas com as variações de chuva na bacia. Os autores concluíram que as tendências negativas podem indicar impacto humano na forma de gerenciamento dos recursos hídricos, geração de energia, esgotos lançados, irrigação e crescimento populacional.

Costa e Alves (2011) desenvolveram um estudo abrangendo os postos do Operador Nacional do Sistema Elé-

trico (ONS) para analisar tendências anuais em séries históricas de vazões, dos anos de 1931 a 2008. Os resultados indicaram tendências positivas nos postos das Regiões Sul, Sudeste e Centro-Oeste, e negativa na Região Nordeste. Os autores concluem que algumas das causas nas tendências observadas podem ser devidas aos índices climáticos El Niño Oscilação Sul (ENOS) e oscilação decadal do Pacífico (ODP), bem como alterações no uso e na ocupação do solo.

Santana, Silva e Santos (2011) analisaram a tendência em séries de vazões na Bacia do Alto do Rio Grande, de 1931 a 2002, e observaram que 12,7% dos postos apresentaram tendência positiva nas vazões médias anuais e tendência negativa na Bacia do Rio das Mortes, entre os municípios de Barbacena e Antônio Carlos. Os autores acreditam que parte das tendências pode estar associada a mudanças no regime de chuvas, porém mais estudos detalhados são necessários para determinar em qual proporção.

Na Região Nordeste, Penereiro e Orlando (2013) estudaram tendências em séries temporais anuais de dados climáticos e hidrológicos, dos anos de 1971 a 2012, na Bacia do Rio Parnaíba e concluíram que apenas 3 dos 18 postos analisados apresentaram tendências negativas de vazão, o que indica que não há evidências de alterações no regime de vazão da bacia, salvo em casos pontuais.

Uliana *et al.* (2015) estudaram a significância de tendências em séries temporais de vazões e precipitação mensal e anual, dos anos de 1939 a 2005, de duas estações localizadas no município de Alegre, no Estado do Espírito Santo, no qual observou-se tendência positiva no mês de outubro a partir de 1963. Os autores acreditam que o aumento na vazão no mês de outubro pode ser consequência da mudança do regime de chuvas de agosto e setembro, porém alertam para a necessidade de mais estudos que levem em consideração a influência de fatores climáticos e antrópicos na vazão da região.

O teste de Mann-Kendall (MANN, 1945; KENDALL, 1975) é um dos mais usados na avaliação de tendências em séries históricas naturais que se distanciam da distribuição normal e podem estar contaminadas com valores discrepantes, como é o caso de variáveis hidrológicas (HAMED, 2008). O propósito do teste é avaliar estatisticamente se há uma tendência monotônica,

ascendente ou descendente, dos dados de vazão em relação ao tempo. Uma tendência ascendente (descendente) indica que a vazão dos rios estudados aumenta (diminui) consistentemente em relação ao tempo (GILBERT, 1987).

Muitos estudos utilizaram o teste de Mann-Kendall para a detecção de tendências em séries hidrológicas, conforme os já citados de Groppo *et al.* (2005), Marengo e Alves (2005), Penereiro e Orlando (2013). Além disso, Marengo (1995) estudou tendências em variáveis hidrológicas, a partir de dados de diversos rios no Peru, no Brasil, na Argentina e na Venezuela, utilizando o teste de Mann-Kendall. Também utilizaram o método: Burn e Hag Elnur (2002), para detectar tendências em variáveis hidrológicas em uma rede de 248 rios no Canadá; Birsan *et al.* (2005), ao estudar a vazão em 48 bacias hidrográficas na Suíça; Hamed (2008), ao estudar dados anuais de vazão de 57 estações espalhadas pelo planeta; Lettenmaier, Wood e Wallis (1994), na porção continental dos Estados Unidos; Kahya e Kalayci (2004), na Turquia; Xu, Takeuchi e Ishidaira (2003), no Japão; Wang e Vrijling (2005), em rios no oeste da Europa; Wang, Ding e Jhun (2006), em Seul, na Coreia do Sul; Dixon, Lawler e Shamseldin (2006), no oeste da Grã-Bretanha; Zhang *et al.* (2006), Zheng *et al.* (2007) e Mu *et al.* (2007), nas bacias dos Rios Yellow e Yangtzé, bem como no Platô de Loess, na China; entre outros.

Além de identificar a tendência de uma série temporal, é desejável estimar a sua magnitude. Uma forma de expressar essa magnitude é por meio da inclina-

ção da reta de tendência (HIRSCH; SLACK; SMITH, 1982). Outra forma de determinar a declividade é utilizando o método não paramétrico desenvolvido por Sen (1968).

Muitos estudos utilizam o teste de Mann-Kendall associado ao método de estimativa de Sen para a detecção de tendências e estimativa da inclinação, conforme os já citados realizados por Lettenmaier, Wood e Wallis (1994), Kahya e Kalayci (2004), Costa e Alves (2011); e também Zhai *et al.* (2005), na detecção de tendências nas séries de precipitação de 740 estações chinesas; Novotny e Stefan (2007), na análise de variáveis hidrológicas nos cinco principais rios de Minnesota nos Estados Unidos; Gemmer *et al.* (2008), na detecção de tendências nas séries de precipitação na Bacia do Rio Yangtzé, na China; e Gocic e Trajkovic (2013), na análise de sete variáveis meteorológicas na Sérvia.

Dados os indicativos das tendências de vazão sobre as bacias brasileiras, é importante conduzir estudos aprofundados com séries atualizadas, que avaliem o comportamento anual e sazonal, bem como as variações de extremos, o que pode contribuir para a compreensão das tendências observadas e para a relação com fatores climáticos. Nesse contexto, o objetivo desta pesquisa foi realizar uma análise de tendência nas séries de vazões de rios, em escala anual e sazonal, avaliando também a variação de extremos ao longo do tempo, visando a compreender as características de vazão em locais estratégicos, para geração de energia hidráulica, das principais bacias hidrográficas nacionais.

METODOLOGIA

O presente estudo foi realizado com base em séries históricas mensais de vazão obtidas no portal do ONS. Foram selecionados 84 anos de dados (1931 a 2014) de 16 postos fluviométricos, distribuídos em bacias hidrográficas brasileiras estratégicas para o aproveitamento energético. No Quadro 1, observam-se os postos fluviométricos selecionados, bem como as regiões e bacias hidrográficas em que se encontram.

Para o desenvolvimento desta pesquisa, calcularam-se as médias trimestrais e anuais, sendo considerado que dezembro, janeiro e fevereiro (DJF) correspondem ao

verão; março, abril e maio (MAM), ao outono; junho, julho e agosto (JJA), ao inverno; e setembro, outubro e novembro (SON), à primavera.

Foram utilizados três métodos para avaliar as características de vazão dos rios selecionados:

- Detecção de tendências através do método estatístico de Mann-Kendall;
- Estimativa da magnitude da tendência pelo método de Sen;
- Estudo da variação de limiares de vazão extrema.

Detecção de tendências de Mann-Kendall

Mann (1945) apresentou um teste não paramétrico que testa a aleatoriedade dos dados ao longo do tempo e que constitui uma aplicação particular do teste de Kendall para correlação (KENDALL, 1975). O propósito do teste de detecção de tendência de Mann-Kendall é avaliar se há tendência monotônica ascendente ou descendente. Para isso, testa-se a hipótese nula (H_0) de que os dados vêm de uma população na qual as variáveis aleatórias são independentes e identicamente distribuídas. A hipótese alternativa (H_a) é que os dados seguem uma tendência monotônica no tempo.

Considerando uma série histórica $X=x_1, x_2, x_3, \dots, x_n$, o teste estatístico é dado pela Equação 1:

$$S = \sum_{k=1}^{n-1} \sum_{j=k+1}^n \text{sgn}(x_j - x_k) \tag{1}$$

Em que:

$$\text{sgn}(x_j - x_k) = \begin{cases} 1 & \text{se } x_j - x_k > 0 \\ 0 & \text{se } x_j - x_k = 0 \\ -1 & \text{se } x_j - x_k < 0 \end{cases}$$

Sendo que x_j e x_k são observações obtidas nos tempos j e k .

Kendall (1975) mostrou que S tende à normalidade e definiu a média ($E[S]$) e a variância de S

($VAR[S]$), para a situação na qual pode haver empates (observações iguais), como na Equação 2:

$$E[S] = 0$$

$$VAR[S] = \frac{1}{18} n(n-1)(2n+5) - \sum_{p=1}^g t_p(t_p-1)(2t_p+5) \tag{2}$$

g : número de grupos empatados (com valores iguais);
 t_p : número de observações no p -ésimo grupo.

Portanto, a estatística S é a contagem do número de vezes que X_j ultrapassou X_k , para $j > k$, mais que X_k ultrapassou X_j . Uma estatística relacionada a S é o τ (Kendall's tau), que pode ser definido na Equação 3:

$$\tau = \frac{S}{D} \tag{3}$$

Quadro 1 – Bacias e postos fluviométricos estudados, pertencentes à Região Hidrográfica destacada.

Região Hidrográfica	Bacia	Posto fluviométrico
Atlântico Sul	Rio Jacuí	Ernestina
Uruguai	Rio Uruguai	Barra Grande
Paraná	Rio Iguaçu	G. B. Munhoz
	Rio Paraná	Porto Primavera
	Rio Paranapanema	Jurumirim
	Rio Tietê	Barra Bonita
	Rio Grande	Camargos
	Rio Doce	Salto Grande
	Rio Paranaíba	Emborcação
Atlântico Sudeste	Rio Paraíba do Sul	Paraibuna
São Francisco	Rio São Francisco	Três Marias
		Xingó
		Sobradinho
Tocantins/Araguaia	Rio Tocantins	Serra da Mesa
		Tucuruí
Parnaíba	Rio Parnaíba	Boa Esperança

Em que:

$$D = \left[\frac{1}{2} \left(n(n-1) - \frac{1}{2} \sum_{j=1}^{n-1} p t_j (t_j - 1) \right) \right]^{\frac{1}{2}} \left[\frac{1}{2} n(n-1) \right]^{\frac{1}{2}}$$

Assim como S , se τ for positivo (negativo), indica que há tendência ascendente (descendente).

A probabilidade (p -valor) de x se encontrar entre dois pontos Z_i e Z_r em uma distribuição normal pode ser calculada pela Equação 4:

$$P(Z_i < x < Z_r) = \int_{z_i}^{z_r} \frac{1}{\sigma \sqrt{2\pi}} e^{-\frac{(x-\mu)^2}{2\sigma^2}} dx \quad (4)$$

Método de estimativa da inclinação de Sen

Em 1968, Sen desenvolveu um método não paramétrico para estimar a inclinação da reta de tendência, baseado na correlação de Kendall. O método de Sen é uma extensão do método de Theil (1950 *apud* GILBERT, 1987), não é muito afetado por erros grosseiros ou por observações atípicas (*outliers*) e pode ser calculado com dados faltantes. Sendo um modelo linear $f(t)$ descrito pela Equação 5:

$$f(t) = Qt + B \quad (5)$$

Em que:

Q = inclinação;

B = constante.

Calculam-se as inclinações para cada par de dados (Q_i) (SEN, 1968) (Equação 6):

$$Q_i = \frac{x_j - x_k}{j - k} \quad (6)$$

Variação dos limiares de vazão extrema

Foram também investigadas variações nos limiares de vazões relacionadas a vazões muito baixas e muito altas da série.

Sendo X uma variável aleatória de vazão, com uma função de distribuição $F(X)$ definida pela Equação 9:

$$F(X) = P[X > x] \quad (9)$$

Em que:

μ = média;

σ = desvio padrão;

Z_i = valor da variável normal padrão à esquerda;

Z_r = valor da variável normal padrão à direita.

Ao calcular o valor p , estamos testando a probabilidade de a hipótese nula (H_0) ser verdadeira. O nível de significância escolhido neste trabalho foi de $\alpha = 0,05$, isto é, para que a hipótese nula (H_0) seja rejeitada, o valor p deve ser menor ou igual a α . Isso significa que, para um valor p menor ou igual a 0,05, pode-se afirmar com 95% de confiança que há tendência.

Em que:

i = par de dados, $i = 1, 2, \dots, n$;

x_j e x_k = medições obtidas nos tempos j e k , sendo $j > k$.

Se há n dados x_j na série temporal, então o número de estimativas de inclinação (N) será (Equação 7):

$$N = \frac{n(n-1)}{2} \quad (3.12) \quad (7)$$

A inclinação (Q), segundo o método de Sen, pode ser estimada como a mediana dos N valores de Q_i . Os valores de Q_i são ordenados em ordem crescente e a inclinação de Sen é dada pela Equação 8 (DRÁPELA; DRÁPELOVÁ, 2011):

$$Q = \begin{cases} Q_{\frac{N+1}{2}} & \text{se } N \text{ for ímpar} \\ \frac{1}{2} \left(Q_{\frac{N}{2}} + Q_{\frac{N+2}{2}} \right) & \text{se } N \text{ for par} \end{cases} \quad (8)$$

Adaptando as definições de Pinkayan (1966) para vazões, uma vazão é considerada:

- Muito baixa se $X \leq 0,15$;
- Baixa se $0,15 < X \leq 0,35$

- Normal se $0,35 < X \leq 0,65$;
- Alta se $0,65 < X \leq 0,85$;
- Muito alta se $0,85 < X$.

Neste trabalho, analisaram-se os limiares de vazões extremas muito baixas e muito altas. Para a realização desta análise, o conjunto foi dividido em três períodos: 1931–1954, 1955–1984 e 1985–2014, para efeito de comparação entre os períodos observados.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Utilizando-se os métodos de Mann-Kendall e Sen, foram obtidos os resultados da análise de tendência para as estações estudadas (Tabela 1). As tendências significativas positivas foram destacadas na Tabela 1, com a cor azul escura, enquanto as tendências negativas foram destacadas com a cor azul-claro. A magnitude das tendências (Q), obtidas pelo método de Sen, também pode ser observada na Tabela 1 e representa o acréscimo ou o decréscimo do valor de vazão durante todo o período estudado em m^3/s .

Na Tabela 2 observam-se os resultados obtidos na análise de variação dos limiares de vazões extremas nos três períodos analisados (1931–1954, 1955–1984 e 1985–2014). O sinal positivo (+) representa aumento das vazões ao longo dos três períodos estudados, enquanto o sinal negativo (-) configura diminuição e o zero (0) simboliza nenhum aumento ou diminuição sistemática. Os sinais destacados com a cor azul-escuro (claro) foram aqueles que concordaram com as tendências ascendentes (descendentes) de Mann-Kendall observadas nas vazões médias.

Os postos de medição Barra Grande (Rio Uruguai), Ernestina (Rio Jacuí) e G. B. Munhoz (Rio Iguçu), localizados na Região Sul do país, apresentaram tendências positivas nas médias anuais e no inverno. Observou-se também aumento das vazões muito altas para os três postos no verão e na primavera, sendo que Barra Grande e Ernestina também apresentaram aumento das vazões muito baixas. Já no outono apenas G. B. Munhoz apresentou aumento das vazões muito altas e muito baixas.

Costa e Alves (2011) encontraram o resultado semelhante em seu trabalho de análise de tendências nas estações da ONS, para as vazões anuais médias da Região Sul do país. Guetter e Prates (2002), que estudaram a presença de degraus climáticos nas séries de vazões médias de algumas bacias brasileiras, observaram que em algumas bacias do Sul do país houve

crescimento significativo entre as vazões dos períodos de 1941–1971 e de 1972–2000. Para a estação G. B. Munhoz, Guetter e Prates (2002) encontraram taxa de variação de +23%, em escala anual, comparando as vazões dos dois períodos.

Na Região Sudeste do Brasil, encontram-se as estações Jurumirim (Rio Paranapanema), Barra Bonita (Rio Tietê), Paraibuna (Rio Paraíba do Sul), Camargos (Rio Grande), Salto Grande (Rio Doce) e Três Marias (Rio São Francisco). Entre o Sudeste e o Centro-Oeste, encontram-se Porto Primavera (Rio Paraná) e Emborcação (Rio Paranaíba). Ao sul da Região Sudeste, Porto Primavera e Jurumirim apresentaram tendências positivas nas vazões médias anuais e em todas as estações do ano (Tabela 1). Além disso, ambas apresentaram aumento das vazões muito baixas no verão, no inverno e na primavera, e aumento das vazões muito altas no inverno, conforme se pode observar na Tabela 2. Na Figura 1 encontram-se as análises de Mann-Kendall e Sen para Porto Primavera, que destaca as tendências positivas observadas em todas as estações.

Costa e Alves (2011) observaram tendências de mesmo sinal no Sudeste e Centro-Oeste do país para as vazões anuais. Guetter e Prates (2002) observaram aumento das vazões do período de 1941–1971, quando comparado a 1972–2000 para os Rios Paranapanema e Paraná nas médias anuais e trimestrais, nos dois postos que estudaram para cada um dos rios. Groppo *et al.* (2005) também encontraram tendências positivas nas vazões médias do Rio Paranapanema.

Os aumentos nas vazões médias do Sul e parte sul do Sudeste podem ter como principal causa dois fatores: o desmatamento e as variabilidades climáticas. Tucci e Clarke (1997) estudaram o impacto do uso do solo nas vazões médias de diversas bacias e constataram que a literatura apresenta vários artigos de bacias experimentais demonstrando que o desmatamento para culturas anuais, processo comum no Brasil, produz aumento do

escoamento médio. Destacam, ainda, que essa alteração pode ser importante dependendo da cobertura anterior, das condições climáticas e do solo. Tucci e Clarke (1997) salientam que os resultados do desmatamento ainda são inconclusivos para grandes e médias bacias hidrográficas, porém, nas pequenas bacias, o aumento do escoamento é resultado da redução da evapotranspiração. À medida que escoar para jusante, o fluxo adicional é retido, criando oportunidade para evaporação, e o efeito do aumento do escoamento é reduzido. No entanto, se o sistema de drenagem comporta o aumento do escoamento, a tendência é o escoamento também aumentar nas bacias maiores.

A Região Hidrográfica do Uruguai encontra-se intensamente desmatada, com apenas alguns fragmentos de vegetação original. A Bacia do Rio Uruguai apresentou significativas mudanças no uso do solo depois dos anos 1950 e mais recentemente depois dos anos 1970, com o aumento das culturas de soja. O mesmo ocorreu no norte do Estado do Paraná, onde houve forte incre-

mento de culturas anuais como a soja, milho e trigo (ANA, 2015; TUCCI, 2002). Portanto, é possível que parte do aumento nas vazões médias seja decorrente do intenso desmatamento nas regiões.

No entanto, Tucci (2002) destacou que a anomalia da diferença de pressão entre Tahiti e Darwin no Oceano Pacífico, com valores negativos ou com tendência decrescente, desde parte da década de 1970 até 2001, coincidiu com valores acima da média nas vazões observadas nos Rios Paraguai, Uruguai e Paraná. Valores negativos na anomalia de pressão do Pacífico indicam tendência de temperaturas do mar mais altas, de forma que há maior evaporação do mar e maior umidade na atmosfera, potencializando elevada quantidade de precipitação. Costa e Alves (2011) citam também que, após a metade da década de 1970, os períodos de El Niño passaram a ser mais intensos que os períodos de La Niña e explicam que houve mudança de fase na ODP, que passou a ser positiva.

Tabela 1 – Resultados obtidos das análises de Mann-Kendall e Sen para as 16 estações fluviométricas.

Região hidrográfica	Bacia	Posto fluviométrico	Anual			DJF			MAM			JJA			SON		
			Tau (τ)	Valor p	Q (m^3/s)	Tau (τ)	Valor p	Q (m^3/s)	Tau (τ)	Valor p	Q (m^3/s)	Tau (τ)	Valor p	Q (m^3/s)	Tau (τ)	Valor p	Q (m^3/s)
Atlântico Sul	Rio Jacuí	Ernestina	0,279	0,000	19,4	0,205	0,006	11,4	0,097	0,198	-	0,196	0,009	19,3	0,251	0,001	27,1
Uruguai	Rio Uruguai	Barra Grande	0,238	0,001	121,6	0,211	0,005	99,6	0,109	0,144	-	0,161	0,031	131,4	0,156	0,036	115,5
Paraná	Rio Iguaçu	G.B. Munhoz	0,208	0,005	240,1	0,137	0,065	-	0,096	0,200	-	0,179	0,016	374,3	0,139	0,061	-
	Rio Paraná	Porto Primavera	0,298	0,000	2069,1	0,193	0,009	2542,1	0,185	0,013	1950,4	0,333	0,000	1623,4	0,269	0,000	1182,8
	Rio Paranapanema	Jurumirim	0,301	0,000	101,1	0,210	0,005	128,5	0,197	0,008	73,5	0,299	0,000	80,8	0,240	0,001	67,3
	Rio Tietê	Barra Bonita	0,187	0,012	114,3	0,131	0,079	-	0,059	0,428	-	0,226	0,002	81,9	0,203	0,006	89,6
	Rio Grande	Camargos	-0,105	0,159	-	-0,060	0,422	-	-0,114	0,126	-	-0,156	0,038	-10,5	-0,178	0,018	-19,9
	Rio Doce	Salto Grande	-0,190	0,011	-40,8	-0,125	0,094	-	-0,185	0,013	-49,7	-0,295	0,000	-36,9	-0,154	0,038	-27,7
	Rio Paranaíba	Emborcação	-0,064	0,389	-	-0,020	0,793	-	-0,114	0,124	-	-0,121	0,103	-	-0,108	0,147	-
Atlântico Sudeste	Rio Paraíba do Sul	Paraibuna	0,004	0,960	-	0,004	0,957	-	-0,073	0,328	-	0,014	0,853	-	0,026	0,728	-
São Francisco	Rio São Francisco	Três Marias	-0,051	0,492	-	-0,021	0,781	-	-0,033	0,660	-	-0,064	0,391	-	-0,153	0,039	-
		Xingó	-0,211	0,004	-711,3	-0,128	0,085	-	-0,175	0,019	-1287,0	-0,281	0,000	-495,1	-0,157	0,035	-292,7
		Sobradinho	-0,281	0,003	-726,0	-0,147	0,049	-921,4	-0,170	0,022	-1187,5	-0,306	0,000	-498,0	-0,200	0,007	-374,9
Tocantins/ Araguaia	Rio Tocantins	Serra da Mesa	-0,130	0,081	-	-0,086	0,250	-	-0,125	0,093	-	0,024	0,746	-	-0,199	0,008	-132,5
		Tucuruí	0,021	0,778	-	-0,053	0,475	-	0,101	0,176	-	-0,209	0,005	-1099,9	-0,132	0,076	-582,5
Parnaíba	Rio Parnaíba	Boa Esperança	-0,162	0,029	-58,9	-0,269	0,000	-172,4	-0,106	0,155	-	0,188	0,012	33,5	-0,193	0,010	-53,4

Os postos Emborcação e Paraibuna não apresentaram quaisquer tendências no período estudado, enquanto Barra Bonita apresentou tendências positivas nas médias anuais, no inverno e no outono. Tucci (2002) que estudou o aumento de vazão entre os períodos anteriores e posteriores a 1970, no Rio Tietê, observou aumento menor de vazão, quando comparado a outras sub-bacias do Rio Paraná.

O autor destaca que esse resultado era esperado, já que o desmatamento no Estado de São Paulo ocorreu muito antes da década de 1970 e, portanto, é de se esperar que as vazões analisadas reflitam apenas a variabilidade climática.

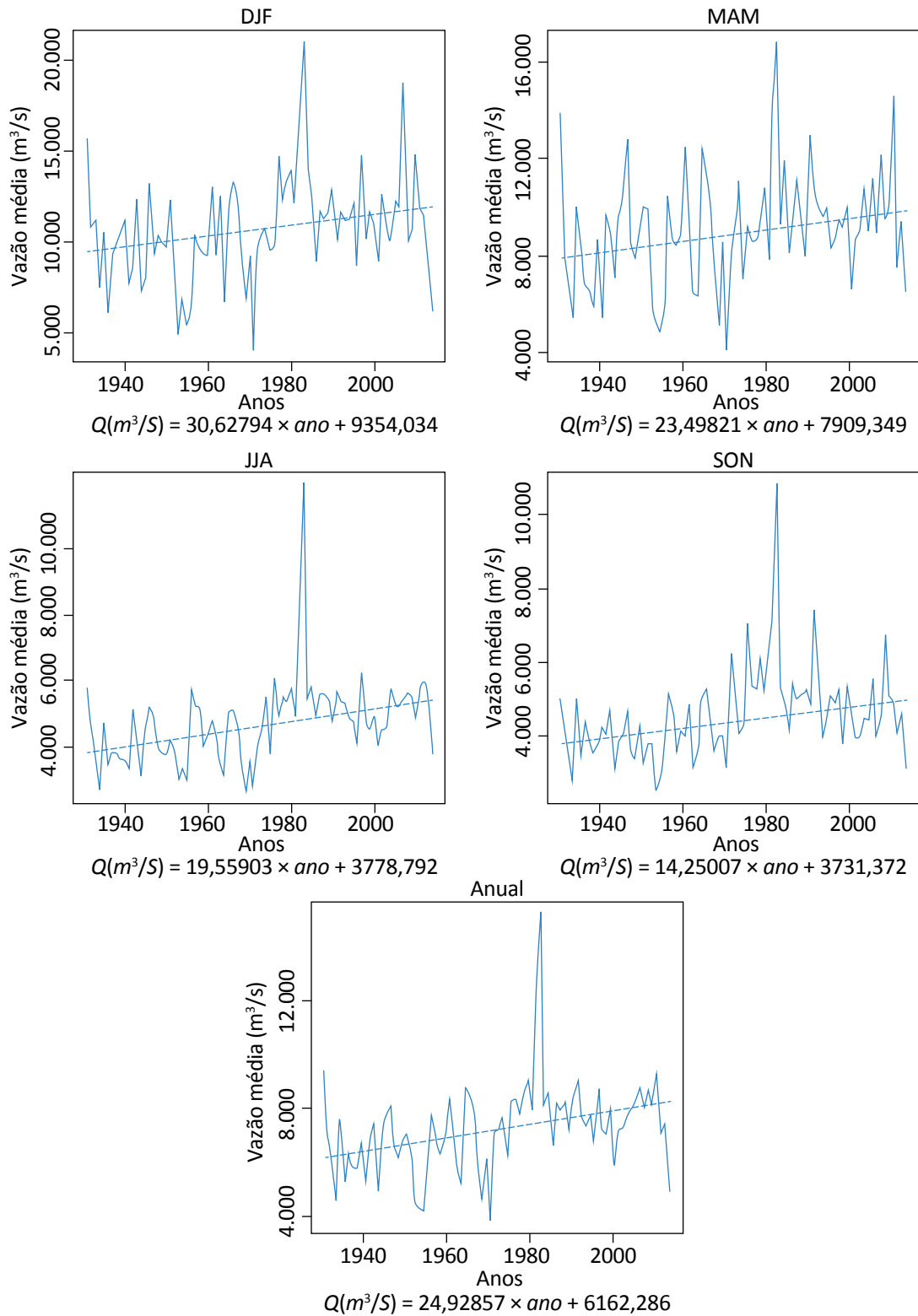
Marengo e Alves (2005) observaram, em seu estudo de vazão na Bacia do Rio Paraíba do Sul, que boa parte dos postos estudados apresenta tendência descendente significativa. No entanto, no próprio estudo de Marengo e Alves (2005), um dos postos fluviométricos não apresentou tendência significativa, conforme o que foi observado no posto de Paraibuna, no presente estudo. Isso significa que, apesar de a bacia como um todo apresentar tendências negativas, alguns postos fluviométricos podem

não apresentar tendência. Além disso, o estudo de Marengo e Alves (2005) considerou um registro de dados até o ano de 2000, o que pode gerar resultados diferentes dos observados neste estudo, que considera dados até 2014.

Ao norte da Região Sudeste, Salto Grande, Camargos e Três Marias apresentaram tendências negativas similares apenas na primavera. Essa diminuição de vazão não é observada nos limiares de vazões muito altas e muito baixas na primavera, visto que apenas Salto Grande apresenta diminuição nos limiares de vazões muito baixas e apenas Camargos apresenta diminuição nas vazões muito altas, ou seja, redução dos valores de vazão que podem amenizar as cheias. Salto Grande também apresenta tendências negativas nas vazões médias no outono e no inverno, sendo que no inverno também apresenta diminuição das vazões extremas, período sazonal em que a vazão já é mais baixa. Na Bacia dos Rios Tocantins, Serra da Mesa e Tucuruí apresentaram tendências negativas similares apenas na primavera. Ambos os postos também apresentam diminuição dos limiares de vazões muito altas, na mesma estação do ano. Tucuruí apresentou ainda vazões médias e extremas decrescentes no inverno.

Tabela 2 – Sinal de variação dos limiares de vazões extremas nos três períodos analisados (1931–1954, 1955–1984 e 1985–2014).

Região Hidrográfica	Bacia	Posto fluviométrico	DJF		MAM		JJA		SON	
			15%	85%	15%	85%	15%	85%	15%	85%
Atlântico Sul	Rio Jacuí	Ernestina	+	+	0	0	0	+	+	+
Uruguai	Rio Uruguai	Barra Grande	+	+	0	0	+	0	+	+
Paraná	Rio Iguaçu	G.B. Munhoz	0	+	+	+	+	+	0	+
	Rio Paraná	Porto Primavera	+	0	+	0	+	+	+	0
	Rio Paranapanema	Jurumirim	+	0	0	+	+	+	+	0
	Rio Tietê	Barra Bonita	0	0	0	0	+	+	+	0
	Rio Grande	Camargos	0	0	0	0	-	0	0	-
	Rio Doce	Salto Grande	-	0	0	-	-	-	-	0
	Rio Paranaíba	Emborcação	0	0	0	-	-	0	0	0
Atlântico Sudeste	Rio Paraíba do Sul	Paraibuna	0	0	0	0	0	0	0	0
São Francisco	Rio São Francisco	Três Marias	0	0	0	-	-	-	0	0
		Xingó	0	0	-	0	-	0	0	0
		Sobradinho	0	0	-	0	-	0	0	0
Tocantins/ Araguaia	Rio Tocantins	Serra da Mesa	0	-	-	-	0	0	-	-
		Tucuruí	0	-	0	0	-	-	0	-
Parnaíba	Rio Parnaíba	Boa Esperança	-	0	0	0	0	0	0	0



DJF: verão; MAM: outono; JJA: inverno; SON: primavera.

Figura 1 – Análise de tendências trimestrais e anual, segundo Mann-Kendall-Sen, para o posto fluviométrico de Porto Primavera (Rio Paraná).

Estudos de Lopes *et al.* (2016) indicaram tendência negativa no padrão principal de eventos secos de vazão sobre a Bacia Amazônica, sendo esse o primeiro modo de seca sazonal fortemente relacionado com o ENOS, apresentando correlações opostas entre as faixas norte e sul da Amazônia, e, em anos de El Niño, a faixa sul, que se estende até proximidades da estação de Tucuruí, apresenta-se mais seca, opostamente à faixa norte da bacia. Esse sinal de tendência negativa corrobora as tendências negativas encontradas no presente estudo.

No Nordeste, Xingó e Sobradinho, no Rio São Francisco, e Boa Esperança, no Rio Parnaíba, apresentaram tendências negativas similares nas vazões anuais e na primavera. Em Xingó e Sobradinho há ainda diminuição das vazões médias e das vazões muito baixas do outono e inverno. A mesma tendência decrescente nas vazões médias da primavera, observada em Xingó e Sobradinho, foi verificada em Três Marias, que se encontra mais ao sul, no Alto São Francisco. As tendências descendentes no posto Sobradinho podem ser observadas na Figura 2.

Costa e Alves (2011) também observaram pequena tendência de queda nas vazões médias anuais do Norte e do Nordeste do país. Marengo (2001) observou queda sistemática desde 1979 nas vazões do Rio São Francisco, para o posto Sobradinho. Segundo o autor, esse resultado não está associado a reduções de chuva na bacia coletora, mas sim ao uso de água na agricultura ou ao aproveitamento energético, entre outros. Em termos de variabilidade natural do clima, a ocorrência de episódios intensos de El Niño pode contribuir para a redução de chuvas na região em períodos cruciais para o aumento do escoamento superficial e recarga dos aquíferos.

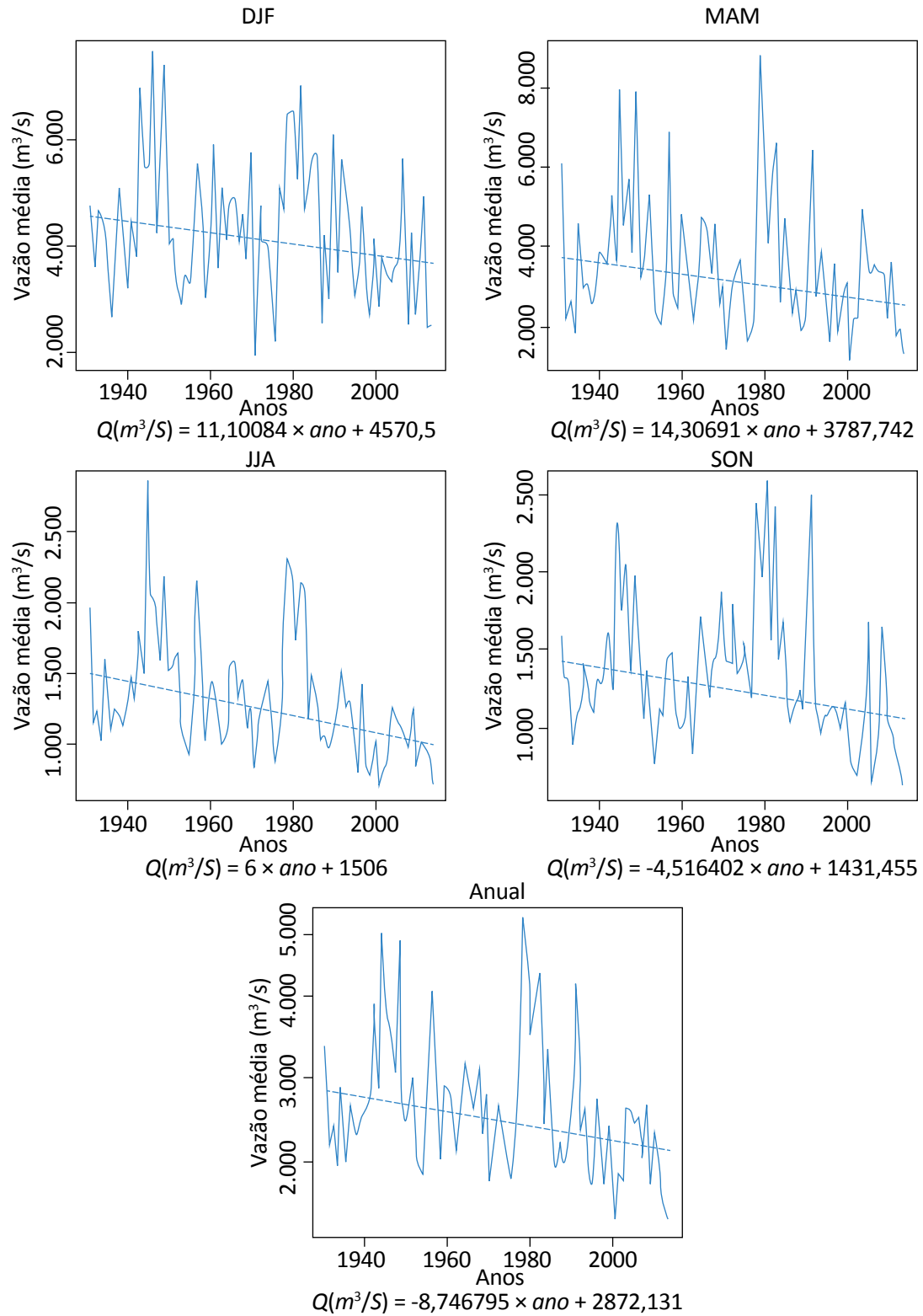
Marengo e Tomasella (1998) estudaram as vazões médias do Rio São Francisco nos três meses do ano com maior vazão e constataram que o posto de Juazeiro apresentou tendência decrescente significativa, no entanto os autores destacam que a usina hidrelétrica de Sobradinho iniciou suas operações em 1979, que foi aproximadamente o período em que as vazões em Juazeiro apresentaram uma redução gradual, quando comparada às vazões de Sobradinho. Silva e Molion (2003) destacaram, em seu trabalho sobre a Bacia do Rio São Francisco, que, embora o Lago de Sobradinho cumpra bem o seu papel de regularizador de vazão do rio, sua localização em uma região semiárida sob a influência dos ventos alísios de SE resulta em perda de água por evaporação, o que pode afetar as vazões a jusante do

reservatório. Os autores observaram na Estação Fluviométrica de Pão de Açúcar, a jusante de Sobradinho, redução de 15% nas vazões médias observadas, quando comparadas às vazões dos períodos de 1926–1973 e de 1980–1995. Marengo *et al.* (2011) citam que em alguns pontos do Nordeste as temperaturas médias do ar aumentaram em 0,5–0,6°C em 30 anos, e afirmam ainda que um provável aumento na evaporação como consequência do aumento da temperatura poderia é também uma das causas da queda das vazões nos rios.

Penereiro e Orlando (2013), que analisaram as séries temporais de dados climáticos e hidrológicos na Bacia do Rio Parnaíba, observaram que apenas 3 das 18 estações estudadas apresentaram tendências negativas significativas nas séries de vazões anuais. Segundo os autores, isso indica que não há evidências de alterações nos índices de vazões, salvo em casos pontuais. No geral, Marengo (2008) afirmou que não foram observadas tendências sistemáticas em longo prazo na Amazônia, no Pantanal e no Nordeste, sendo mais relevantes variações interanuais e interdecadais associadas à variabilidade natural do clima, na mesma escala temporal de variabilidade de fenômenos interdecadais dos Oceanos Pacífico e Atlântico Tropical.

Pode-se observar ainda que, apesar de alguns postos fluviométricos não apresentarem tendência nas vazões médias de algumas estações do ano, observa-se aumento ou diminuição dos limiares de vazões extremas, o que indica que os extremos estão se intensificando. Esse resultado é preocupante, pois pode resultar em intensificação das consequências associadas a esses eventos. As diminuições de vazões muito baixas podem gerar ou agravar conflitos de uso da água, em especial no Nordeste, que apresenta baixa disponibilidade hídrica, em períodos de estiagens. Por outro lado, o aumento das vazões muito altas pode gerar cheias e inundações, o que tem sido recorrente no Sul do Brasil, principalmente em anos de El Niño.

Outra consequência associada à tendência de diminuição de vazão no Norte e no Nordeste é a apontada por Queiroz *et al.* (2016) em seu estudo sobre os impactos das mudanças climáticas na geração de energia hidrelétrica. Os autores apontam que maior diminuição das chuvas na região norte tem impacto direto na energia assegurada do sistema interligado de energia brasileiro, visto que novos investimentos hidrelétricos planejados pela Empresa de Pesquisa Energética (EPE) preveem novas usinas nessa região (aumento na contribuição nacional de 10 para 23% até 2030).



DJF: verão; MAM: outono; JJA: inverno; SON: primavera.

Figura 2 – Análise de tendências trimestrais e anual, segundo Mann-Kendall-Sen, para o posto fluviométrico de Sobradinho (Rio São Francisco).

CONCLUSÃO

Por meio da análise de tendência pelo método de Mann-Kendall foi possível obter informações importantes, que podem contribuir para o estudo do comportamento das vazões em longo prazo, nas principais bacias hidrográficas brasileiras. Este estudo acrescentou a estudos anteriores o período mais atualizado de dados disponíveis da ONS (1931–2014) e pôde confirmar alguns dos resultados já observados para os anos anteriores. Além disso, este trabalho apresentou uma análise de tendência para cada estação do ano, captando tendências que não são observadas nas vazões anuais, mas são verificadas em determinadas épocas do ano. A investigação para as categorias extremas de vazão reforçou os resultados médios, evidenciando também tendências nas faixas de vazões extremas.

Foram observadas tendências positivas significativas nas vazões anuais e nas estações do ano na Região Sul, com exceção do outono. Para o sul da Região Sudeste, também foram observadas tendências positivas significativas, com destaque para os postos de Porto Primavera e Jurumirim, que apresentaram tendência de aumento das vazões anuais e em todas as estações do ano. Esses resultados vão ao encontro do que já foi observado em outros estudos e podem ser decorrentes de variabilidades climáticas, tais como anomalias negativas da diferença de pressão entre Tahiti e Darwin no Pacífico e períodos mais frequentes de El Niño a partir da década de 1970, e de ações antrópicas de desmatamento e alteração do uso e cobertura do solo. Portanto, o presente estudo indica a persistência no aumento de vazões no Sul do Brasil e sul da Região Sudeste até anos recentes.

Os aumentos dos valores da vazão no Sul e em parte do Sudeste também são observados nas vazões extremas, nas quais há aumento nos limiares de vazões muito altas e muito baixas no verão, no inverno e na primavera. Esses resultados indicam que os aumentos observados

nas vazões dessas regiões não se restringem apenas às vazões médias, o que pode gerar consequências importantes nas regiões, tais como cheias e inundações.

A Região Norte, representada pelos postos de Serra da Mesa e Tucuruí no Rio Tocantins, apresentou tendências negativas apenas na primavera. Enquanto na Região Nordeste foram observadas tendências descendentes em, pelo menos, dois dos três postos estudados em todas as estações do ano e nas médias anuais, sendo que apenas as médias anuais e a primavera apresentaram tendências iguais nos três postos. Essas tendências negativas, em especial a jusante do posto de Sobradinho, no Rio São Francisco, também foram observadas por outros autores e foram atribuídas ao uso de água pela agricultura ou ao aproveitamento energético e à intensificação dos fenômenos de evaporação pela construção de barragens, bem como ao aumento das temperaturas nos últimos 30 anos na região.

Foi observada também diminuição nos limiares de vazões muito baixas no Nordeste no outono e no inverno, o que pode intensificar ainda mais conflitos já existentes pelo uso da água em curto e longo prazo, pois esses são os períodos de maiores vazões na Região Nordeste.

As tendências negativas observadas reforçam a necessidade de maior diversificação da matriz energética brasileira, dada a influência sobre as vazões exercidas pelas flutuações nos padrões de chuva, via fenômenos de variabilidade climática, além dos impactos resultantes das projeções de mudanças climáticas, que tornam esse setor mais suscetível às alterações do clima.

Em linhas gerais, o presente estudo identificou tendências positivas na vazão da Região Sul do Brasil e na faixa sul do Sudeste, tendências negativas na faixa norte do Sudeste e no Nordeste e no Norte do país, com tendência de intensificação dos extremos, principalmente no Sul e no Nordeste brasileiros.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Universidade Federal do ABC (UFABC), pelo apoio técnico, e ao Conselho Nacional de

Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pelo apoio ao Projeto Universal (nº 471700/2013-4).

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: 2013*. Brasília, 2013. 432 p. Disponível em: <http://www3.snirh.gov.br/portal/snirh/centrais-de-conteudos/conjuntura-dos-recursos-hidricos/conj2013_rel.pdf>. Acesso em: 10 dez. 2016.
- _____. *Portal da Agência Nacional das Águas*. 2015. Disponível em: <<http://www2.ana.gov.br/Paginas/portais/bacias/default.aspx>>. Acesso em: 10 dez. 2016.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ENERGIA ELÉTRICA (ANEEL). *Portal ANEEL: Matriz de Energia Elétrica*. Brasília, 2017. Disponível em: <<http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/OperacaoCapacida.cfm>>. Acesso em: 27 jun. 2017.
- BIRSAN, M. V.; MOLNAR, P.; BURLANDO, P.; PFAUNDLER, M. Streamflow trends in Switzerland. *Journal of Hydrology*, v. 314, n. 1-4, p. 312-329, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.06.008>
- BRASL. Empresa de Pesquisas Energéticas. Ministério de Minas e Energia. *Plano Decenal de Expansão de Energia 2026*. Brasília, 2017. Disponível em: <<http://www.epe.gov.br/sites-pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/PublicacoesArquivos/publicacao-40/PDE2026.pdf>>. Acesso em: 10 dez. 2016.
- BURN, D. H.; HAG ELNUR, M.A. Detection of hydrologic trends and variability. *Journal of Hydrology*, v. 255, n. 1-4, p. 107-122, 2002. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00514-5](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00514-5)
- COSTA, B.; ALVES, C. Análise de tendências e padrões de variação das séries históricas de vazões do operador nacional do sistema (ONS). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 19., 2011, Maceió. Maceió, 2011. p. 1-17.
- DIXON, H.; LAWLER, D. M.; SHAMSELDIN, A. Y. Streamflow trends in western Britain. *Geophysical Research Letters*, v. 33, n. 19, p. 1-7, 2006. <https://doi.org/10.1029/2006GL027325>
- DRÁPELA, K.; DRÁPELOVÁ, I. Application of Mann-Kendall test and the Sen's slope estimates for trend detection in deposition data from Bily Kriz (Beskydy Mts., the Czech Republic) 1997–2010. *Beskydy*, v. 4, n. 2, p. 133-146, 2011.
- GEMMER, M.; JIANG, T.; SU, B.; KUNDZEWICZ, Z. W. Seasonal precipitation changes in the wet season and their influence on flood/drought hazards in the Yangtze River Basin, China. *Quaternary International*, v. 186, n. 1, p. 12-21, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.quaint.2007.10.001>
- GILBERT, R. O. *Statistical methods for environmental pollution monitoring*. [S.l.]: Van Nostrand Reinhold Company, 1987. 336 p.
- GOCIC, M.; TRAJKOVIC, S. Analysis of changes in meteorological variables using Mann-Kendall and Sen's slope estimator statistical tests in Serbia. *Global and Planetary Change*, v. 100, p. 172-182, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloplacha.2012.10.014>
- GROPPO, J.; MILDE, L.; GUAMERO, M.; MORAES, J.; MARTINELLI, L. Análise de Séries temporais de vazão e de precipitação na Bacia do Rio Piracicaba. *Revista de Ciência e Tecnologia*, v. 8, n. 18, p. 109-117, 2001.
- GROPPO, J. D.; MORAES, J. M.; BEDUSCHI, C. E.; MARTINELLI, L. A. Análise de séries temporais de vazão e precipitação em algumas bacias do estado de São Paulo com diferentes graus de intervenções antrópicas. *Geociências*, v. 24, n. 2, p. 181-192, 2005.
- GUETTER, A. K.; PRATES, J. E. Degrau climático nas séries de vazões das bacias brasileiras. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, 12., 2002. *Anais...* p. 2099-2110, 2002.
- HAMED, K. H. Trend detection in hydrologic data: the Mann-Kendall trend test under the scaling hypothesis. *Journal of Hydrology*, v. 349, n. 3-4, p. 350-363, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.11.009>

HIRSCH, R. M.; SLACK, J. R.; SMITH, R. A. Techniques of trend analysis for monthly water quality data. *Water Resources Research*, v. 18, n. 1, p. 107-121, 1982.

JOSEPH, J. F.; FALCON, H. E.; SHARIF, H. O. Hydrologic Trends and Correlations in South Texas River Basins: 1950-2009. *Journal of Hydrologic Engineering*, v. 18, n. 12, p. 1653-1662, 2013. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)HE.1943-5584.0000709](https://doi.org/10.1061/(ASCE)HE.1943-5584.0000709)

KAHYA, E.; KALAYCI, S. Trend analysis of streamflow in Turkey. *Journal of Hydrology*, v. 289, n. 1-4, p. 128-144, 2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2003.11.006>

KENDALL, M. *Rank Correlation Methods*. Londres: Charles Griffin Book, 1975. 160 p.

LETTENMAIER, D. P.; WOOD, E. F.; WALLIS, J. R. Hydro-climatological trends in the continental United States, 1948-88. *Journal of Climate*, v. 7, n. 4, p. 586-607, 1994. [http://dx.doi.org/10.1175/1520-0442\(1994\)007%3C0586:HCTITC%3E2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1175/1520-0442(1994)007%3C0586:HCTITC%3E2.0.CO;2)

LOPES, A. V.; CHIANG, J. C. H.; THOMPSON, S. A.; DRACUP, J. A. Trend and uncertainty in spatial-temporal patterns of hydrological droughts in the Amazon basin. *Geophysics Research Letters*, v. 43, p. 3307-3316, 2016. <https://doi.org/10.1002/2016GL067738>

MANN, H. B. Nonparametric Tests Against Trend. *The Econometric Society*, v. 13, n. 3, p. 245-259, 1945. [https://doi.org/0012-9682\(194507\)13:3<245:NTAT>2.0.CO;2-U](https://doi.org/0012-9682(194507)13:3<245:NTAT>2.0.CO;2-U)

MARENGO, J. A. Água e Mudanças Climáticas. *Estudos Avançados*, v. 22, n. 63, p. 83-96, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142008000200006>

_____. Mudanças Climáticas Globais e Regionais: Avaliação do Clima Atual do Brasil e Projeções de Cenários Climáticos do Futuro. *Revista Brasileira de Meteorologia*, p. 1-18, 2001.

_____. Variations and change in South American streamflow. *Climatic Change*, v. 31, n. 1, p. 99-117, 1995. <https://doi.org/10.1007/BF01092983>

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M. Tendências Hidrológicas da Bacia do Rio Paraíba do Sul. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 20, n. 2, p. 215-226, 2005.

MARENGO, J. A.; ALVES, L. M.; BESERRA, E.; LACERDA, F. Variabilidade e mudanças climáticas no semiárido brasileiro. In: MEDEIROS, S. de S.; GHEYI, H. R.; GALVÃO, C. de O.; PAZ, V. P. da S. (Orgs.). *Recursos Hídricos e Regiões Áridas e Semiáridas* Campina Grande: Instituto Nacional do Semiárido, 2011. p. 383-422.

MARENGO, J. A.; TOMASELLA, J. Trends in streamflow and rainfall in tropical South America: Amazonia, eastern Brazil, and northwestern Peru Flow: Record Lengths. *Journal of Geophysical Research*, v. 103, p. 1775-1783, 1998.

MARENGO, J. A.; TOMASELLA, J.; NOBRE, C. A. Mudanças climáticas e recursos hídricos. In: BICUDO, C.E.M.; TUNDISI, J.G.; SCHEUENSTUHL, M.C.B. (Orgs.). *Águas do Brasil: Análises Estratégicas*. São Paulo: Instituto de Botânica, 2010. p. 199-215.

MU, X.; ZHANG, L.; MCVICAR, T.R.; CHILE, B.; GAU, P. Analysis of the impact of conservation measures on stream flow regime in catchments of the Loess Plateau, China. *Hydrological Processes*, v. 21, p. 2124-2134, 2007. <https://doi.org/10.1002/hyp.6391>

NOVOTNY, E. V.; STEFAN, H. G. Stream flow in Minnesota: Indicator of climate change. *Journal of Hydrology*, v. 334, n. 3-4, p. 319-333, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.10.011>

PAINEL INTERGOVERNAMENTAL SOBRE MUDANÇAS CLIMÁTICAS (IPCC). *Climate Change 2014: Synthesis Report. Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Geneva: IPCC, 2014. 151 p.

PENEREIRO, J. C.; ORLANDO, D. V. Análises de tendências em séries temporais anuais de dados climáticos e hidrológicos na bacia do Rio Parnaíba entre os estados do Maranhão e Piauí / Brasil. *Revista Geográfica Acadêmica*, v. 7, n. 2, 2013. <http://dx.doi.org/10.18227/1678-7226rga.v7i2.2988>

PINKAYAN, S. Conditional Probabilities of Occurrence of Wet and Dry Years Over a Large Continental Area. *Hydrology Papers*, v. 12, p. 53, 1966.

QUEIROZ, A. R.; LIMA, L. M. M.; LIMA, J. W. M.; SILVA, B. C.; SCIANNI, L.A. Climate change impacts in the energy supply of the Brazilian hydro-dominant power system. *Renewable Energy*, v. 99, p. 379-389, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.renene.2016.07.022>

RAO, V. B.; FRANCHITO, S. H.; SANTO, C. M. E.; GAN, M. A. An update on the rainfall characteristics of Brazil: seasonal variations and trends in 1979-2011. *International Journal of Climatology*, p. 291-302, 2016. <https://doi.org/10.1002/joc.4345>

SANTANA, T. B.; SILVA, B.; SANTOS, A. Análise de Tendências de Longo Prazo em Séries de Vazões: Estudo de caso na bacia do Alto Rio Grande (MG). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 19., 2011. Maceió, 2011. p. 1-14.

SEN, P. K. Estimates of the Regression Coefficient Based on Kendall's Tau. *Journal of American Statistical Association*, v. 63, n. 324, p. 1379-1389, 1968. <http://psycnet.apa.org/doi/10.2307/2285891>

SILVA, D. F. da; MOLION, L. C. B. *Influência da variabilidade climática interanual na hidrologia da bacia do rio São Francisco*. 20 p. Tese (Trabalho de Conclusão do Curso Bacharelado em Meteorologia) – Universidade Federal de Alagoas, Alagoas, 2003.

SILVA, R. C.; MARCHI NETO, I.; SEIFERT, S. S. Electricity supply security and the future role of renewable energy sources In Brazil. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, p. 328-341, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.01.001>

TUCCI, C. E. Impactos da variabilidade climática e do uso do solo nos recursos hídricos. In: AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (Org.). *Câmara Temática sobre Recursos Hídricos*. Brasília: Fórum Brasileiro de Mudanças Climáticas, 2002. p. 150.

TUCCI, C. E. M.; CLARKE, R. T. Impacto das mudanças da cobertura vegetal no escoamento: revisão. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 2, n. 1, p. 135-152, 1997. <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v2n1.p135-152>

ULIANA, E. M.; SILVA, D. D.; ULIANA, E. M.; RODRIGUES, B. S.; CORRÊDO, L. P. Análise de tendência em séries históricas de vazão e precipitação: uso de teste estatístico não paramétrico. *Ambiente & Água*, v. 10, n. 1, p. 82-88, 2015. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1427>

WANG, B.; DING, Q.; JHUN, J. G. Trends in Seoul (1778-2004) summer precipitation. *Geophysical Research Letters*, v. 33, n. 15, p. 1-5, 2006. <https://doi.org/10.1029/2006GL026418>

WANG, W.; VRIJLING, J. K. Trend and Stationarity Analysis for Streamflow Processes of Rivers in Western Europe in the 20Th Century. In: IWA INTERNATIONAL CONFERENCE ON WATER ECONOMICS, STATISTICS AND FINANCE, 2005. *Anais...* 2005. p. 8-10.

XU, Z. X.; TAKEUCHI, K.; ISHIDAIRA, H. Monotonic trend and step changes in Japanese precipitation. *Journal of Hydrology*, v. 279, n. 1-4, p. 144-150, 2003. [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(03\)00178-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(03)00178-1)

ZHAI, P.; ZHANG, X.; WAN, H.; PAN, X. Trends in Total Precipitation and Frequency of Daily Precipitation Extremes over China. *Journal of Climate*, v. 18, p. 1096-1108, 2005. <https://doi.org/10.1175/JCLI-3318.1>

ZHANG, Q.; LIU, C.; XU, C.-Y.; XU, Y.; TONG, J. Observed trends of annual maximum water level and streamflow during past 130 years in the Yangtze River basin, China. *Journal of Hydrology*, v. 324, n. 1-4, p. 255-265, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.09.023>

ZHENG, H.; ZHANG, L.; LIU, C.; SHAO, Q.; FUKUSHIMA, Y. Changes in stream flow regime in headwater catchments of the Yellow River basin since the 1950s. *Hydrological Processes*, v. 21, p. 886-893, 2007. <https://doi.org/10.1002/hyp.6280>



IMPLICAÇÕES AMBIENTAIS DO NOVO CÓDIGO FLORESTAL BRASILEIRO

ENVIRONMENTAL IMPLICATIONS OF THE NEW BRAZILIAN FOREST CODE

**Rodrigo César
Pereira Nicolau** 

Mestre em Ciências Ambientais pela
Universidade Federal de Alfenas
(UNIFAL-MG) – Alfenas (MG), Brasil.

**Fernando Shinji
Kawakubo** 

Professor Doutor MS-3 na
Universidade de São Paulo (USP) –
São Paulo (SP), Brasil.

Marcelo Polo 

Professor Associado Voluntário na
UNIFAL-MG – Alfenas (MG), Brasil.

Ronaldo Luiz Mincato 

Professor Associado na UNIFAL-
MG – Alfenas (MG), Brasil.

Endereço para correspondência:

Ronaldo Luiz Mincato – Rua
Gabriel Monteiro da Silva, 700, sala
V-008H – Centro – CEP 37130-001,
Alfenas (MG), Brasil – E-mail:
ronaldo.mincato@unifal-mg.edu.br

Recebido em: 22/01/2018

Aceito em: 11/05/2018

RESUMO

O Código Florestal Brasileiro de 2012 admite a inclusão da reserva legal às áreas de preservação permanente e define áreas de uso consolidado. Assim, esta pesquisa avaliou a evolução espaço-temporal do uso e da ocupação do solo nas áreas de proteção ambiental, de 2008 a 2016, da sub-bacia hidrográfica do Rio São Tomé, sul de Minas Gerais, diante do novo marco florestal legal. A partir de imagens de satélite Landsat de 2008, 2013 e 2016, foram mapeados os usos e as ocupações do solo e as áreas de preservação permanente. A partir de tais mapas foram identificados os usos ilegais e as áreas de uso consolidado. Em 2016, 55,66% das áreas de preservação permanente continham uso ilegal; entretanto, considerando o uso consolidado, 97,74% da sub-bacia está adequada ao Código, que aponta para uma lei que defende os recursos florestais e os serviços ambientais ecossistêmicos com menor rigor.

Palavras-chave: reserva legal; sensoriamento remoto; *landsat*; áreas de preservação permanente.

ABSTRACT

The Brazilian forest code of 2012 admits the inclusion of the legal reserve in the areas of permanent preservation and defines areas of consolidated use. Thus, this research evaluated the temporal evolution of land use and occupation in the areas of environmental protection, from 2008 to 2016, of the sub-basin of São Tomé River, in the south of Minas Gerais, before the new legal forest framework. From Landsat satellite images of 2008, 2013 and 2016 land uses, occupations and permanent preservation areas were mapped. From these maps, illegal uses and areas of consolidated use were identified. In 2016, 55.66% of the permanent preservation areas contained illegal use; however, considering the consolidated use, 97.74% of the sub-basin is adequate to the code, which points to a law that defends forest resources and environmental ecosystem services with less stringency.

Keywords: legal reserve; remote sensing; *landsat*; permanent preservation areas.

INTRODUÇÃO

A avaliação ecossistêmica do milênio apontou, nos últimos 50 anos do século passado, que o homem modificou os ecossistemas mais rápida e extensivamente do que em qualquer intervalo de tempo equivalente na história da humanidade, acarretando diversas alterações nos biosistemas (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). No Brasil, o Código Florestal existe desde 1934, posteriormente substituído pelo de 1965 (SANTOS FILHO *et al.*, 2015).

Em 2012, o Congresso Nacional do Brasil aprovou um novo Código Florestal, Lei nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012), em substituição ao anterior, que tinha sofrido diversas alterações por medidas provisórias, como em 1989, quando foram definidas as normas de preservação das matas ripárias conforme a largura dos rios. O Código Florestal é o principal instrumento legal de proteção e de recuperação da flora e da fauna nativas (SOARES-FILHO *et al.*, 2014), pois regula e protege a vegetação nativa (VN) em propriedades públicas e privadas, com vistas a equilibrar os interesses da produção agropecuária com os da preservação ambiental (SPAROVEK *et al.*, 2011).

O Código define as áreas de preservação permanente (APP) e de reserva legal (RL), criadas para a conservação dos recursos hídricos e de suas áreas de recarga, pelas matas ciliares, assim como áreas prioritárias para conservação e preservação da diversidade ecológica. O Código define também áreas de uso consolidado, que é área do imóvel rural com ocupação antrópica preexistente a 22 de julho de 2008, ou seja, é aquela que teve sua vegetação natural modificada pela ação do homem, não sendo necessária a recomposição original da área como previsto para demais localidades. Para fins de fiscalização, foi criado o Cadastro Ambiental Rural (CAR), obrigatório para todos os imóveis rurais, que visa integrar o conjunto de dados ambientais das propriedades, para controle, monitoramento, planejamento ambiental e econômico e combate ao desmatamento (BRASIL, 2012). Mesmo assim, a efetividade do Estado em fiscalizar essas áreas ainda é precária e aquém das necessidades, pois, na prática, uma vasta área de vegetação natural poderá ficar sem proteção até que o órgão fiscalizador identifique essas áreas e tome as providências previstas em lei (RORIZ; FEARNESIDE, 2015; SPAROVEK *et al.*, 2011).

Os órgãos fiscalizadores enfrentam problemas operacionais para cumprir as normas instituídas, devido à falta de infraestrutura e às dimensões continentais do país. Entretanto, as geotecnologias surgem como instrumentos essenciais de análise e de apoio às políticas decisórias de fiscalização. Imagens de satélite, fotografias aéreas, imagens de radar, entre outras, são uma alternativa que permite mapear o uso e a ocupação do solo de maneira rápida e eficaz, devido à variação de escalas e das diferentes formas de examinar os alvos, além do baixo custo relativo das análises. Atualmente, há vários satélites com diferentes níveis de resolução temporal e espacial, que permitem o mapeamento e o monitoramento de áreas que sofrem alterações. As imagens do satélite Landsat têm sido utilizadas com sucesso em várias aplicações relacionadas ao mapeamento do uso do solo e da cobertura vegetal. A utilização de dados resultantes das imagens Landsat é potencializada, ainda, pela integração de informações de fontes distintas por Sistemas de Informações Geográficas (SIG).

A preservação dos ecossistemas é de suma importância, pois afeta os serviços ambientais e ecossistêmicos, que são os benefícios obtidos pela população (COSTANZA *et al.*, 2017). Esses serviços podem ser, no caso das APP: de provisão de alimentos, água, material genético etc.; de regulação, ou seja, de manutenção da qualidade do ar, controle de erosão, purificação da água etc.; culturais, como enriquecimento espiritual, lazer, ecoturismo etc.; e de suporte, tais como formação e manutenção da fertilidade do solo, produção de oxigênio, produção primária e diversidade biológica (ANDRADE; ROMEIRO, 2013). Esse tema promove uma mudança de paradigma sobre o manejo dos recursos naturais, auxilia na tomada de decisões sobre gestão dos recursos naturais e formulação e aplicação de políticas públicas para o bem-estar da sociedade (COSTANZA *et al.*, 2014; PARRON *et al.*, 2015; SHAPIRO; BÁLDI, 2014).

Assim, decidiu-se avaliar a sub-bacia hidrográfica do rio São Tomé, localizada na região sul do Estado de Minas Gerais, nos Municípios de Alfenas, Machado e Serrania, devido a mais de 50% da área não atender ao previsto na legislação florestal.

O objetivo deste estudo foi avaliar a evolução espaço-temporal, de 2008 a 2016, do uso e da ocupação

do solo e os potenciais impactos das alterações propostas pelo novo Código Florestal na prestação dos serviços ecossistêmicos resultantes dos conflitos de uso em APP e de RL na sub-bacia hidrográfica do rio São Tomé. A área é de importância estratégica pelas

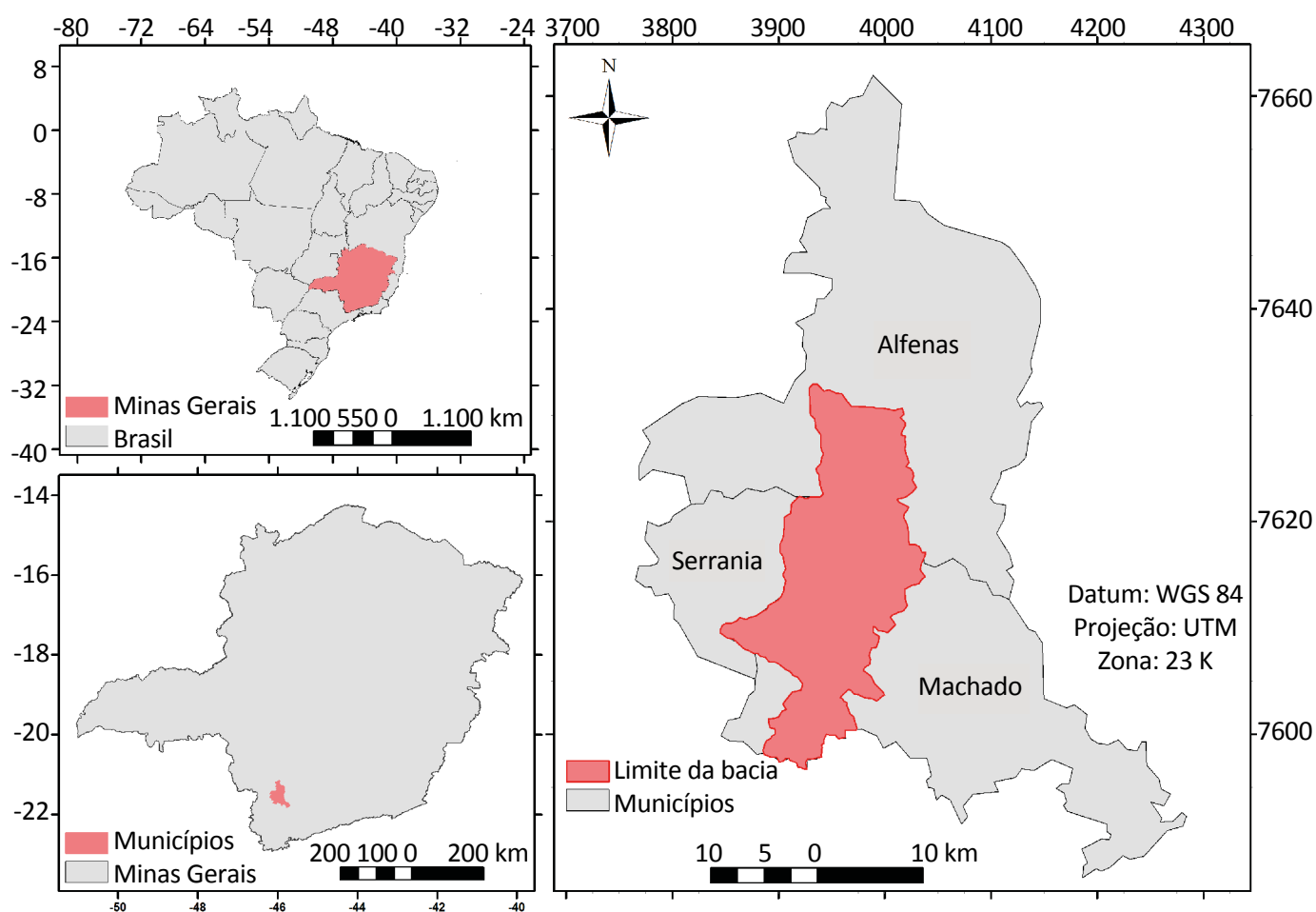
atividades agrossilvopastoris e pelo manancial hídrico, que abastece os Municípios de Serrania e Alfenas, com 87.519 habitantes (IBGE, 2017), além de ser afluente direto do reservatório da usina hidrelétrica (UHE) de Furnas.

MATERIAIS E MÉTODOS

A área da sub-bacia hidrográfica do rio São Tomé (Figura 1) é de cerca de 33 mil hectares e apresenta usos diversificados, com destaque para o café, a cana-de-açúcar e a pecuária.

O clima da região é subtropical, classificado como CwA, de acordo com a classificação de Köppen, com verão úmido e inverno seco (PEEL; FINLAYSON; MCMAHON, 2007). De acordo com Sousa, Mincato e Kawakubo

(2015), a vegetação característica da região é composta por floresta estacional semidecidual ombrófila mista e cerrado. As altitudes da sub-bacia variam de 766 a 1.306 m, com a geomorfologia dividida em: superfície dissecada de topografia montanhosa, superfície rebaixada de patamares colinosos e terraços fluviais (SILVA et al., 2011). Os solos dominantes são Latossolo Vermelho e Vermelho-Amarelo distróficos e Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico, assim como Argissolo Ver-



Fonte: modificado de IBGE (2017).

Figura 1 – Localização da sub-bacia hidrográfica do rio São Tomé, sul de Minas Gerais.

melho-Amarelo distrófico e Cambissolo háplico (FEAM, 2010). O arcabouço geológico da área é formado pelos ortognaisses Alfenas e Elói Mendes (UFRJ; CPRM, 2010).

As imagens utilizadas para os mapeamentos de uso e ocupação procederam dos satélites Landsat 5 e 8, com os sensores TM (*Thematic Mapper*) e OLI (*Operational Land Imager*), respectivamente. Essas imagens foram obtidas gratuitamente do sítio do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e do *United States Geological Survey Global Visualization Viewer* (USGS-GloVis). Foram utilizadas 3 cenas da órbita 219, ponto 075, com pequena variação entre as datas de cada ano, para trabalhar com situações sazonais similares tanto no que se refere à fenologia da cobertura vegetal quanto às condições atmosféricas e de iluminação solar. Assim, foram definidas as cenas do Landsat 5 de 17 de julho de 2008 e do Landsat 8 de 31 de julho de 2013 e de 08 de agosto de 2016. As datas selecionadas correspondem à época mais seca do ano na região e com menor presença de nuvens.

Para a obtenção dos mapas de declividade e modelo digital de elevação (MDE) da sub-bacia, foram utilizadas 4 cartas topográficas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), na escala de 1:50.000: Alfenas (SF-23-I-I-3), Areado (SF-23-V-D-I-4), Campes- tre (SF-V-D-IV-2) e Machado (SF-I-III-1). Essas cartas são disponibilizadas em formato digital DGN (IBGE, 1970) e foram convertidas para o formato *shapefile* (SHP), para uso no *software* ArcGIS 10.1.

Após a estruturação da base cartográfica, foram gerados o MDE e o mapa de declividade do terreno — este, de acordo com a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 1979), sendo 0–3% plano, 3–8% suave ondulado, 8–20% ondulado, 20–45% forte ondulado, 45–75% montanhoso e > 75% escarpado. Tais produtos serviram para determinar as APP em topos de morro e em declividades maiores que 45°, como previsto no Código Florestal.

Foi produzido o mapa de limites de APP de margens de corpos d'água e entorno de nascentes, conforme o Código Florestal. Para tanto, foi utilizado o método de cálculo de distância (*buffer*).

De acordo com parâmetros previstos no Código, foram definidas as áreas de proteção, sendo elas: faixas mar-

ginais de 30 m ao longo dos rios, pois todos os cursos d'água apresentam menos do que 10 m de largura; para lagos e lagoas, faixas com 50 m, com exceção do reservatório da UHE de Furnas — com faixa de 100 m —, uma vez que este apresenta mais de 20 ha; 50 m no entorno das nascentes; encostas com declividade superior a 45°; e topo de morro.

O Código Florestal define como APP em topo de morro, montes, montanhas e serras em planície e relevos ondulados — a primeira utiliza como base o espelho d'água adjacente, e os relevos ondulados, o ponto de sela mais próximo. Devido à área apresentar os dois tipos de relevo, foi selecionado, neste estudo, o critério do ponto de sela, pois este define uma quantidade maior de topos contemplados como áreas de APP (BRASIL, 2012).

O mapeamento do uso e da cobertura do solo em 2008 foi feito a partir de imagens do satélite Landsat 5, e em 2013 e 2016, a partir do Landsat 8 — estas já obtidas ortoretificadas. As imagens do Landsat 5 (2008) necessitaram de correção geométrica, que foi feita por meio de pontos de controle identificados na imagem e na base cartográfica (procedimento este conhecido como georreferenciamento da imagem). No total, foram identificados 12 pontos de controle distribuídos ao longo de toda a bacia. Após o georreferenciamento, as imagens foram reamostradas utilizando o método de interpolação pelo vizinho mais próximo, obtendo, no final deste processo, a mesma projeção da base cartográfica.

Técnicas de aumento linear de contraste e de composições coloridas utilizando filtros RGB (*red, green e blue*) foram empregadas para realçar os diferentes tipos de uso e de cobertura do solo. O aumento linear foi feito de forma interativa (CRÓSTA, 2002), em que a inclinação do histograma da imagem controla a quantidade de aumento do contraste e o ponto de intersecção com a abscissa controla a intensidade média da imagem final. Para a realização da classificação foi gerada uma imagem falsa-cor em RGB com as bandas do infravermelho médio, do infravermelho próximo e do vermelho do sensor dos satélites Landsat. A seleção dessas bandas foi baseada no fato dessa composição realçar a vegetação.

A classificação do uso e da ocupação do solo foi realizada pela *Maximum Likelihood Classification* (Classificação por Máxima Verossimilhança) do *software* ArcMap 10.1, que calcula a probabilidade de cada pixel pertencer a

uma determinada classe amostrada com base nos valores de variância e covariância. Para redução do efeito sal e pimenta (“*salt and pepper*”), foram aplicados o *Majority Filter*, ou seja, filtragem para eliminação ou redução do ruído de classificação, e o *Boundary Clean*, usada para limpar as bordas irregulares entre as zonas, em que os maiores valores têm prioridade, ou seja, os conjuntos de *pixels* menores se juntam aos conjuntos maiores, evitando a classificação errônea de seus elementos.

Para reparar os eventuais equívocos no processamento das imagens, na etapa de classificação, os erros contidos no mapeamento foram corrigidos manualmente com base na análise visual das imagens, com auxílio das imagens do *Google Earth* de datas próximas e, principalmente, por meio de informações levantadas em campo. Para verificar de maneira quantitativa o desempenho do mapeamento, foram coletados em campo 85 pontos de referência, que apresentaram 92% de acerto.

Os mapas de uso e ocupação do solo foram, por fim, combinados, por meio de tabulação cruzada, com os

limites de APP para avaliar as atividades presentes nas áreas exclusivas de APP. Assim, foram produzidos os mapas de conflitos de uso com a definição das áreas regulares e irregulares, conforme o Código Florestal de 2012.

Os dados obtidos a partir do *software* ArcMap 10.1 foram lançados no Microsoft Excel 2010 e foram geradas tabelas com os valores em hectares e porcentagem de cada área nos mapas de uso do solo e de conflitos de uso. A partir de tais dados, foi realizado o cálculo de áreas consolidadas, utilizando a quantidade de hectares presentes em 2008 e cruzada com os presentes em 2013 e em 2016 para as classes de uso do solo, com exceção de matas, água e rochas expostas, uma vez que estas foram consideradas áreas regulares.

Também foram determinados de forma manual todos os fragmentos florestais maiores que 50 ha na sub-bacia para os anos considerados. A partir disso, foram definidas a quantidade, o tamanho e o formato desses fragmentos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nos mapas de uso e ocupação do solo gerados para os anos de 2008, 2013 e 2016, primeiramente, foram produzidos dados quantitativos sobre o uso e a cobertura do solo, em julho de 2008, em que foi definido como data limite de uso consolidado. O mesmo procedimento foi adotado em 2013 e 2016.

Na classificação, algumas das classes apresentaram confusão no mapeamento em razão da similaridade espectral encontrada entre elas. As confusões mais frequentes observadas ocorreram entre café e mata, cana-de-açúcar e pasto alto e matas de menor densidade nas bordas dos rios. Apesar desses erros, a classificação obtida foi considerada bastante satisfatória, com base na análise visual e na porcentagem de acertos observados (92%) na verificação a partir dos pontos de controle de campo.

Na Figura 2 foram definidas dez classes de uso do solo: água, que comporta todos os corpos d’água da sub-bacia, incluindo lagos e a represa da UHE de Furnas; área urbana, que incluía as cidades de Alfenas, Serrania e algumas sedes de fazenda; café, em seus mais diversos estádios fenológicos; cana-de-açúcar; outras culturas, sendo essas diversas, como milho, eucalipto e

outras culturas temporárias; mata; pastagem em geral, incluindo campos; solo arado, em preparação para o cultivo; solo exposto, que é o solo exposto efetivamente, sem cobertura permanente e que se encontra mais seco; e rochas expostas.

A Figura 2 ilustra os mapas de uso do solo de (A) 2008 e (B) 2016.

A Figura 3 ilustra os usos presentes na sub-bacia, em hectares, para 2008, 2013 e 2016.

A análise dos mapas e do histograma revela, considerando o pequeno erro da classificação supervisionada, que não houve alterações significativas de 2008 para 2016 nos principais usos da sub-bacia. Assim, o uso mais frequente é a pastagem, com média de aproximadamente 50% da área e predomínio em terrenos ondulados; seguida da mata, com cerca de 20% da área e presente em terrenos ondulados e forte ondulados; e do café, com média ao redor de 17%, também presente em terrenos ondulados. Os demais usos ocupam pequenas parcelas por toda a sub-bacia. Quanto às áreas de uso consolidado, a Figura 2 ilustra as que possuíam uso anterior a 22 de julho de 2008 e que o mantêm até

2016. As principais são de pastagem, café e, subordinadamente, cana-de-açúcar, distribuídas na sub-bacia.

Tanto em 2008 quanto em 2013 havia fragmentos florestais raramente conectados por corredores ecológicos por toda a sub-bacia. Em 2016, foram observadas grandes áreas de mata, principalmente na área montanhosa da porção central da sub-bacia, em geral ligadas por grandes corredores ecológicos. Já na porção norte, próximo à jusante da sub-bacia, no relevo mais plano, há a presença de fragmentos florestais isolados em meio à pastagem e com poucas conexões por mata ripária.

A classe de café é encontrada por toda a sub-bacia, ocupando uma área maior em 2016. O café é o cultivo

de maior produção e importância na sub-bacia. A cana-de-açúcar é mais abundante no centro-leste e também ocorre esparsamente em outros locais da sub-bacia (Figura 2B). Há também áreas de solo exposto propriamente dito por toda a sub-bacia, além de exposições de rocha localizadas nas regiões mais montanhosas. A classe de outras culturas ocorre em locais escassos na sub-bacia.

Para avaliar se o Código está sendo obedecido, foram criados, a partir da tabulação cruzada entre os mapas de uso do solo e APP, os mapas de conflitos de uso e de ocupação do solo nas áreas de APP. Essas áreas de APP devem contemplar apenas as classes água, mata e rocha exposta. Portanto, qualquer outro uso seria irregular.

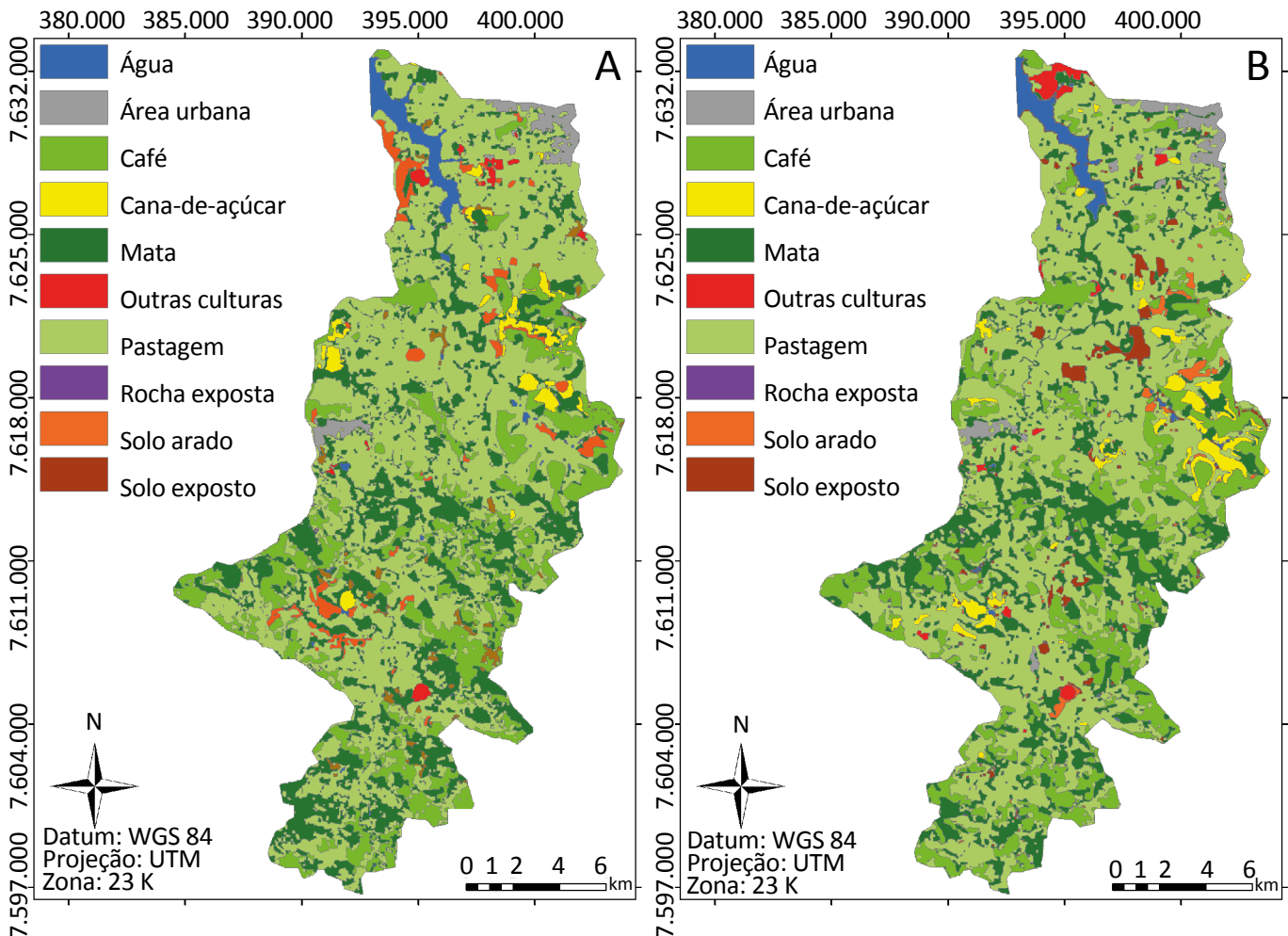


Figura 2 – Mapas de uso e ocupação do solo na sub-bacia hidrográfica do rio São Tomé, nos municípios de Alfenas, Machado e Serrania, Minas Gerais, Brasil, nos anos de (A) 2008 e (B) 2016.

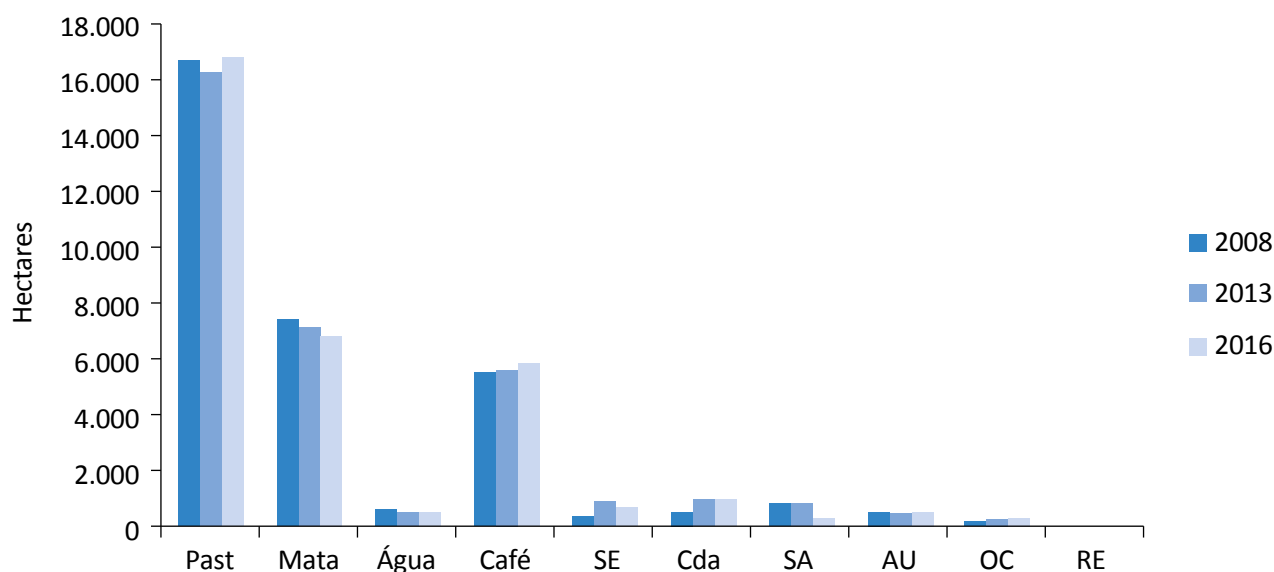
A Figura 4 ilustra os mapas de conflitos de uso, com áreas irregulares nas APP. Já o histograma da Figura 5 esquematiza a porcentagem de cada uso no interior das APP em 2008, 2013 e 2016. A partir disso, foram avaliadas quais as classes de uso que ocorrem nas áreas de APP e definidas se são regulares ou irregulares.

A Figura 5 ilustra que mesmo com uma melhoria gradativa na situação atual das APP, ainda predominam as áreas irregulares. De acordo com os usos presentes em APP, a porcentagem de áreas regulares nos anos de 2008, 2013 e 2016 foi de 45,05, 44,55 e 44,34% respectivamente; já as áreas irregulares foram de 54,95, 55,45 e 55,66%, respectivamente. A Figura 5 elucida, nas APP, o predomínio de pastagens, que reflete a maior porcentagem de áreas irregulares. Entretanto, de acordo com o Código, há as chamadas áreas de uso consolidado, com 3.111,87 ha. Assim, considerando estas áreas, em 2013 havia 98,13% de áreas regulares e 1,87% de irregulares; já em 2016, 97,74% de regulares e 2,26% de irregulares. Ou seja, comparado com as porcentagens de áreas sem uso consolidado, há uma diferença de 53,58 e 53,40% para áreas regulares e irregulares, respectivamente. Essa diferença expressiva se deve ao uso consolidado e não reflete a preservação das APP, comprometendo significativamente os serviços ambientais e ecossistêmicos e, em consequência, os re-

sultados socioeconômicos das atividades agrícolas na área. Nesse contexto, dos 5.660,13 ha que compõem as áreas de APP, seria necessário recuperar uma área de 3.417,47 ha, uma vez que o critério de recuperação de mata ciliares, nascentes e lagos e lagoas é distinto para essas áreas.

As áreas de RL previstas no Código foram determinadas para sub-bacia como um todo, uma vez que para a realização do mapeamento individual por propriedade, seria necessário obter dados de todas as propriedades rurais que compõem a sub-bacia hidrográfica. Considerando que a sub-bacia tem cerca de 33.000 ha e possui ampla predominância de pequenas propriedades, foi realizada sua medição como um todo. A partir de dados obtidos do CAR, foi avaliado o tamanho das propriedades, que varia em torno de 20 a 25 ha. Assim, em média, são propriedades de até 4 módulos fiscais e poucas teriam de recompor áreas já desmatadas — somente 15 m de matas ciliares de lagos e lagoas naturais e nascentes e 30 m em veredas.

Quanto à RL não seria necessária a recomposição, devido à anistia para as propriedades de até quatro módulos fiscais. As que possuem mais de 4 módulos teriam de recompor somente as áreas onde não havia uso consolidado até 22 de julho de 2008, desde que o imóvel rural esteja inscrito no CAR. Nesse cenário, o total



Past: pastagem; SE: solo exposto; Cda: cana-de-açúcar; SA: solo arado; AU: área urbana; OC: outras culturas; RE: rocha exposta.

Figura 3 – Uso e ocupação do solo, em hectares, na sub-bacia do rio São Tomé.

de áreas de uso consolidado é de 75,42% da sub-bacia. Nesse panorama, a implicação nos serviços ambientais é significativa, uma vez que restaria menos de 25% das áreas da sub-bacia destinadas à preservação. Assim, as áreas de nidificação ficariam restritas a alguns poucos fragmentos florestais propícios, e os serviços de provisão, regulação e suporte estariam em risco, pois o montante de áreas preservadas é insuficiente para atender às demandas ambientais e ecossistêmicas (CARVALHO, 2015).

Para fins de avaliação, uma vez que a sub-bacia está localizada na transição entre os biomas Mata Atlântica e Cerrado, foi utilizada a definição do Código para as demais regiões, ou seja, 20% da propriedade. Assim, foram aferidos os 20% de RL previstos no Código no to-

tal da sub-bacia. A área final foi de 6.599,79 ha que deveriam conter a classe de mata. Em todos os casos (2008, 2013 e 2016) a quantidade em hectares de mata é maior que 20% — 7.482,236, 7.161,595 e 6.832,02 ha, respectivamente. Como o próprio Código permite a inclusão da APP em RL, é certo afirmar que as áreas de RL estariam em conformidade com a lei na sub-bacia.

Entretanto, é necessário estimar a perda de áreas de mata correlacionando com o Código Florestal de 1965, no qual as áreas de APP não poderiam ser computadas às de RL. Utilizando o Código de 1965 como base, as APP e de RL juntas computariam 12.393,31 ha, ou seja, 37,56% da área da sub-bacia. Já com o Código de 2012, incluindo a APP dentro das áreas de RL, teríamos somente 20% da área total, uma vez que as RL excedem

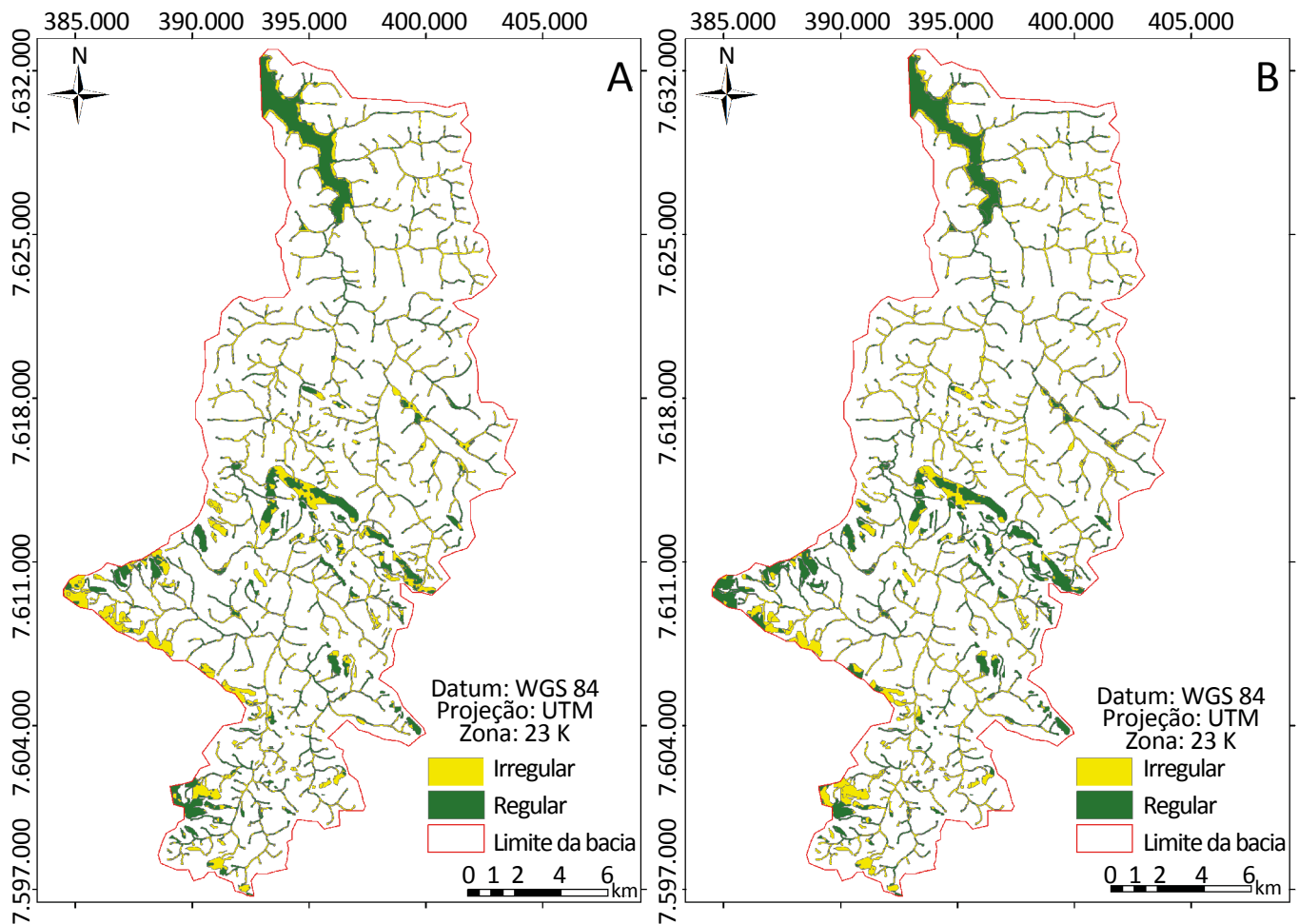


Figura 4 – Mapas de conflito no uso e na ocupação do solo na sub-bacia do rio São Tomé em (A) 2008 e (B) 2016.

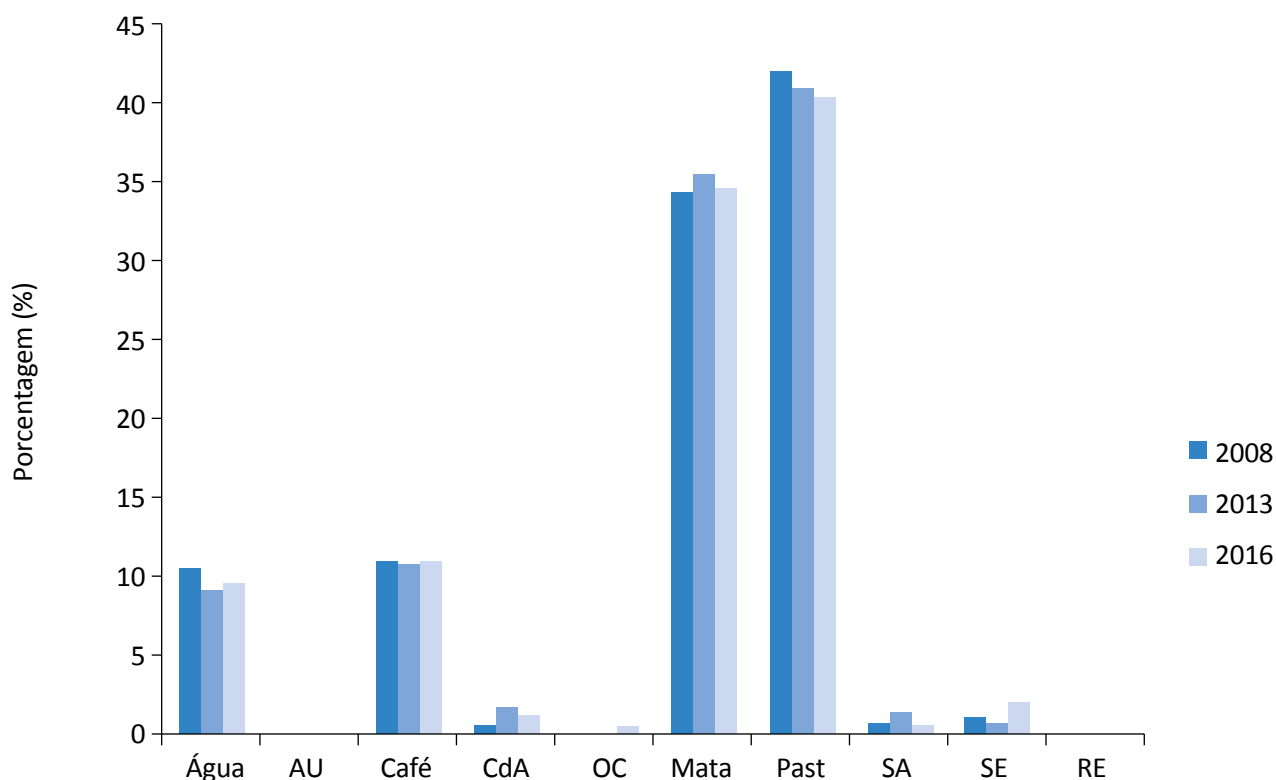
em hectares o tamanho das APP. Portanto, temos uma perda potencial de 17,56% nas áreas de matas nativas na sub-bacia.

Na sub-bacia há áreas de pastagens naturais, ou campos, de transição entre a Mata Atlântica e o Cerrado. O Código Florestal aponta as APP como áreas protegidas, coberta ou não por VN (BRASIL, 2012). Assim, a VN caracterizada como de pastagem natural (campo) se enquadra no Código.

No Código Florestal há o conceito de área rural de uso consolidado, que seria a área de imóvel rural com ocupação antrópica anterior a 22 de julho de 2008, com edificações, benfeitorias ou atividades agrossilvopastoris, que admite, neste último caso, a adoção do regime de pousio, não podendo assim sofrer autuação por infrações relativas à suspensão irregular da vegetação em APP e RL, de acordo com o art. 59, § 4º, Lei n. 12.651/12 (BRASIL, 2012), caso

o proprietário tenha aderido ao Programa de Regulação Ambiental (PRA).

A partir dos mapas temáticos de uso e ocupação do solo e de APP, que deram origem ao mapa de correlação entre usos e APP, foi verificado que a inclusão do conceito de uso consolidado adequa a sub-bacia à legislação. Desconsiderando essas áreas, percebe-se que a maior parte das áreas irregulares é de pastagem para fins de uso na pecuária, mesmo não sendo a principal atividade econômica da sub-bacia. Essa atividade causa a deterioração das matas ciliares, que são essenciais, pois contribuem na conservação dos vales fluviais e na mitigação da erosão (PINHEIRO *et al.*, 2015), além de servirem como corredores ecológicos entre os fragmentos florestais. A deterioração dos fragmentos florestais leva a diversos problemas ambientais e biológicos, como dificuldade de dispersão de espécies e perda da diversidade genética, além de causar impacto nos serviços ecossistêmicos, que são responsáveis



AU: área urbana; CdA: cana-de-açúcar; OC: outras culturas; Past: pastagem; SA: solo arado; SE: solo exposto; RE: rocha exposta.

Figura 5 – Porcentagem de uso nas áreas de preservação permanente na sub-bacia do rio São Tomé, localizada nos municípios de Alfenas, Machado e Serrania, Minas Gerais, Brasil.

pela manutenção e fertilidade do solo, ciclagem de nutrientes, qualidade da água, polinização etc. (RESENDE; FERNANDES; ANDRADE, 2014, PARRON *et al.*, 2015).

A introdução do conceito de uso consolidado, além de diminuir as áreas de florestas legalmente protegidas, caracterizou o entorno do lago da UHE de Furnas como de uso consolidado, causando enormes prejuízos ambientais e ecossistêmicos, devido à ausência de 100 m de mata ciliar. Com isso, há uma área de 3.500 ha sem cobertura vegetal, que desempenharia papel atenuador significativo do aporte de sedimentos de erosão, que assoreiam o lago, diminuindo a capacidade de armazenamento de água e a produção de energia, vitais nesses tempos de crise hídrica.

Mesmo após cinco anos da aprovação do Código, da implementação do CAR e das políticas de pagamentos por serviços ambientais, muitas áreas ainda permanecem irregulares, comprometendo a prestação de serviços ambientais (WUNDER, 2013; GODECKE; HUPFFER; CHAVES, 2014). A recuperação das APP e de RL contribuiria diretamente na diminuição do número de fragmentos florestais, pois criam corredores ecológicos e diminuem o efeito de borda. Ainda, é nos fragmentos florestais que é encontrada a maior parte da biodiversidade (SILVÉRIO NETO *et al.*, 2015). Ademais, de acordo com os autores, os fragmentos mais arredondados são menos susceptíveis ao efeito de borda e os mais alongados e estreitos mais susceptíveis. Logo, é necessário considerar o efeito de borda nas matas ciliares, que compõem as APP, que raramente é levado em consideração. Assim, Viana e Pinheiro (1998) recomendam o plantio diferenciado nas bordas das matas ciliares, ou seja, de espécies que ajudem na preservação desses fragmentos que têm fator forma baixo, como sistemas agroflorestais. A análise dos mapas evidencia a diminuição nos fragmentos florestais com mais de 50 ha na sub-bacia — em 2008 eram 29 fragmentos, que somavam 3.857,44 ha; já em 2013, o número diminuiu para 24, somando 3.415,72 ha; e em 2016, 20 fragmentos, totalizando 3.037,53 ha. Tais números representam 51,55% da área total de mata em 2008, 47,69% em 2013 e 44,46% em 2016.

Como notado nas imagens, houve um aumento no número de corredores ecológicos, principalmente na faixa central da sub-bacia, ligando diversos fragmentos, que possuem tamanhos e formas variados.

Segundo o atual Código Florestal Brasileiro, o CAR é um instrumento básico para auxiliar no processo de regularização ambiental de propriedades e posses rurais, onde são delimitadas as APP e de RL, além de áreas rurais consolidadas, entre outras. É uma ferramenta auxiliar importante para o planejamento do imóvel rural e a recuperação de áreas degradadas. O CAR fomenta a formação de corredores ecológicos e a conservação dos demais recursos naturais que contribuíram para a melhoria da qualidade ambiental. Já o pagamento por serviços ambientais é uma proposta para estimular o cuidado com os ecossistemas, funcionando como estímulo para a gestão sustentável (ELOY; COUDEL; TONI, 2013). Ainda, segundo Parron *et al.* (2015), a remuneração é sobre ações que possibilitam determinados serviços ecossistêmicos, e assim os proprietários têm direitos a créditos agrícolas e contratação de seguros agrícolas em melhores condições do que as de mercado.

Para Parron *et al.* (2015), quando os donos de terra promovem a recuperação da cobertura vegetal, eles contribuem para a redução da erosão, o aumento da captura e do armazenamento de carbono e a melhoria da qualidade dos corpos d'água. Sendo assim, os mapas de conflitos apresentados apontam para um desconhecimento, por parte dos proprietários e usuários das terras, dos benefícios ambientais e econômicos dos serviços ecossistêmicos (MURADIAN *et al.*, 2013). Como o café é a principal atividade agrícola na sub-bacia, é importante apontar os serviços ecossistêmicos de polinização. Para Priess *et al.* (2007), o café, assim como outras culturas, beneficia-se diretamente dos serviços de polinização. Assim, florestas intercaladas com paisagens agrícolas proporcionariam importantes serviços ecológicos e econômicos. Tal fato é evidenciado pelas pesquisas realizadas por De Marco e Coelho (2004), Ricketts *et al.* (2008) e Ricketts *et al.* (2004), que apontam para uma melhora de 14–50% na produção cafeeira, mediante a conservação dos fragmentos florestais, assim como dos corredores ecológicos, que são áreas propícias à nidificação e à reprodução das espécies polinizadoras. Klein, Steffan-Dewenter e Tschardtke (2003) apontaram que, quando a distância das florestas adjacentes às plantações é muito longa, há uma diminuição no conjunto de frutas, e que o crescimento do número de espécies de abelhas pode promover um aumento na produção de frutas de 60 a 90%. Logo, os proprietários rurais devem investir na

manutenção dos serviços ecossistêmicos e ambientais para conservar e aumentar a produtividade agrícola, por exemplo, a cafeeira.

Conforme averiguado, as APP são de extrema importância para os serviços ecossistêmicos, uma vez que elas afetam positivamente diversas funções ecossistêmicas, tais como proteção dos recursos hídricos, proteção do solo, regulação local do clima, conservação dos *habitats* naturais e diversidade biológica, além de suas funções econômica e social (CHAIKAEW; HODGES; GRUNWALD, 2017). Assim, é necessária a realização de mais trabalhos focados no uso e na ocupação dos solos, uma vez que tais mudanças têm efeitos significativos nos ciclos biogeoquímicos, no aquecimento global, na erosão, no uso sustentável e na polinização.

Assim, a flexibilização das intervenções excepcionais em APP (AZEVEDO, 2013) e a diminuição das APP e de RL exercem efeito negativo nos serviços ambientais e

ecossistêmicos que são prestados por essas áreas, uma vez que foi verificado que elas diminuíram por conta da permissibilidade do novo Código. Deve-se não apenas regularizar as porções irregulares — seja através de punições ou a partir de pagamentos por serviços ambientais —, mas também continuar a realização de pesquisas com foco nessa lei e suas contribuições nos serviços ambientais e ecossistêmicos, já que as áreas destinadas à preservação vem diminuindo desde a aprovação do Código de 2012 (PEREIRA, 2013).

Para tanto, mesmo com a implementação do CAR, que tem prazo máximo para 31 de maio de 2018, que visa à regularização das propriedades e busca a manutenção das áreas destinadas à preservação, observou-se que mesmo se os proprietários cumprissem todas as exigências, ainda assim as APP e de RL seriam insuficientes na manutenção dos serviços ecossistêmicos e ambientais, uma vez que a diferença do montante dessas áreas é muito grande em relação ao Código anterior.

CONCLUSÕES

O Código Florestal de 2012 é menos rigoroso do que o anterior, no que diz respeito à preservação dos recursos florestais. Apresenta, na área, uma diferença de cerca de 53% em APP e 17,56% em RL não contempladas. Assim, a introdução das normas de áreas de uso consolidado, de inclusão de APP no cálculo da área de RL, de medidas de matas ciliares a partir da borda da calha do leito regular, entre outros fatores, levou as áreas que eram de proteção a perderem esse *status* e se tornarem regiões exploráveis, reduzindo drasticamente as áreas destinadas à preservação legal.

Em termos ambientais, o Código Florestal de 2012 representou um forte retrocesso nas leis ambientais do país, diminuindo as APP e de RL e, por consequência, os serviços ambientais e ecossistêmicos prestados.

O novo Código contribui para a degradação de áreas previamente preservadas com a inclusão de APP em RL, não estimula a recuperação de APP degradadas em função do conceito adotado de uso consolidado e, em termos legais, representa um retrocesso na legislação ambiental e promove a própria degradação dos recursos florestais do país.

Diante do exposto, é necessária uma revisão do Código, com vistas à preservação dos biomas e dos serviços ambientais e ecossistêmicos prestados, já que o foco principal do novo Código é o agronegócio, e não a preservação ambiental, uma vez que permitiu que áreas destinadas à preservação fossem substituídas por outros usos a partir do conceito de uso consolidado.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, D. C.; ROMEIRO, A. R. Valoração de serviços ecossistêmicos: por que e como avançar? *Sustentabilidade em Debate*, v. 4, n. 1, p. 43-58, 2013. <http://dx.doi.org/10.18472/SustDeb.v4n1.2013.9199>
- AZEVEDO, R. E. S. O novo Código Florestal e a flexibilização das intervenções excepcionais em Áreas de Preservação Permanente. *Direito Ambiental e Sociedade*, v. 3, n. 1, p. 46-64, 2013.

BRASIL. Código Florestal. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. *Diário Oficial da União*, 2012.

CARVALHO, D. W. Os serviços ecossistêmicos como medidas estruturais para prevenção dos desastres. *Revista de Informação Legislativa*, v. 52, n. 206, p. 53-65, 2015.

CHAIKAEW, P.; HODGES, A. W.; GRUNWALD, S. Estimating the value of ecosystem services in a mixed-used watershed: a choice experiment approach. *Ecosystem Services*, v. 23, p. 228-237, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.015>

COSTANZA, R.; GROOT, R.; BRAAT, L.; KUBISZEWSKI, I.; FIARAMONTI, L.; SUTTON, P.; FARBER, S.; GRASSO, M. Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go? *Ecosystem Services*, v. 28, p. 1-16, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.008>

COSTANZA, R.; GROOT, R.; SUTTON, P.; PLOEG, S.D.; ANDERSON, S. J.; KUBISZEWSKI, I.; FARBER, S.; TURNER, R. K. Changes in the global value of ecosystem services. *Global Environmental Change*, v. 26, p. 152-158, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.002>

CRÓSTA, A. P. *Processamento Digital de Imagens de Sensoriamento Remoto*. Campinas: IG/UNICAMP, 2002, 170p.

DE MARCO, P.; COELHO, F. M. Services performed by the ecosystem: forest remnants influence agricultural cultures' pollination and production. *Biodiversity & Conservation*, v. 13, n. 7, p. 1245-1255, 2004. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000019402.51193.e8>

ELOY, L.; COUDEL, E.; TONI, F. Implementando Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil: caminhos para uma reflexão crítica. *Sustentabilidade em Debate*, v. 4, n. 1, p. 21-42, 2013. <http://dx.doi.org/10.18472/SustDeb.v4n1.2013.9198>

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). *Súmula da 10ª Reunião Técnica de Levantamento de Solos*. Rio de Janeiro, 1979. 83 p. (EMBRAPA-SNLCS. Micelânea, 1.)

FUNDAÇÃO ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE (FEAM). *Mapa de solos do Estado de Minas Gerais*. Belo Horizonte: Fundação Estadual do Meio Ambiente, 2010. 49 p. Disponível em: <<http://www.feam.br/noticias/1/949-mapas-de-solo-do-estado-de-minas-gerais>>. Acesso em: 20 fev. 2017.

GODECKE, M. V.; HUPFFER, H. M.; CHAVES, I. R. O futuro dos Pagamentos por Serviços Ambientais no Brasil a partir do novo Código Florestal. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, v. 31, p. 31-42, 2014. <http://dx.doi.org/10.5380/dma.v31i0.34896>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Carta Topográfica do Município de Alfenas (FOLHA SF 23-I-I-3), Município de Areado (FOLHA SF 23-V-D-I-4), Município de Campestre (FOLHA SF 23-V-D-IV-2), Município de Machado (FOLHA SF 23-I-III-1)*. Rio de Janeiro: IBGE, 1970.

_____. *Cidades*. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 11 dez. 2017.

KLEIN, A.-M.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, v. 270, n. 1518, p. 955-961, 2003. <https://dx.doi.org/10.1098%2Frspsb.2002.2306>

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Washington, D.C.: Island Press, 2005.

MURADIAN, R.; ARSEL, M.; PELLEGRINI, L.; ADAMAN, F.; AGUILAR, B.; AGARWAL, B.; CORBERA, E.; EZZINE DE BLAS, D.; FARLEY, J.; FROGER, G.; GARCIA-FRAPOLLI, E.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; GOWDY, J.; KOSOY, N.; LE COQ, J. F.; LEROY, P.; MAY, P.; MERAL, P.; MIBIELLI, P.; NORGAARD, R.; OZKAYNAK, B.; PASCULA, U.; PENGUE, W.; PEREZ, M.; PESCHE, D.; PIRARD, R.; RAMOS-MARTIN, J.; RIVAL, L.; SAENZ, F.; VAN HECKEN, G.; VATN, A.; VIRA, B.; URAMA, K. Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. *Conservation Letters*, v. 6, n. 4, p. 274-279, 2013. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00309.x>

- PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLIVEIRA, E. B.; BROWN, G. G.; PRADO, R. B. *Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica*. Colombo: Embrapa Florestas, 2015.
- PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, v. 11, p. 1633-1644, 2007. <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>
- PEREIRA, V. C. O novo Código Florestal Brasileiro: dilemas da consciência ecológica em torno da proteção ambiental. *Ambiente & Educação*, v. 18, n. 1, p. 211-228, 2013.
- PINHEIRO, M. H. O.; CARVALHO, L. N.; ARRUDA, R.; GUILHERME, F. A. G. Consequences of suppressing natural vegetation in drainage areas for freshwater ecosystem conservation: considerations on the new "Brazilian forest code". *Acta Botanica Brasilica*, v. 29, n. 2, p. 262-269, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/0102-33062014abb0031>
- PRIESS, J. A.; MIMLER, M.; KLEIN, A. M.; SCHWARZE, S.; TSCHARNTKE, T.; STEFFAN-DEWENTER, I. Linking deforestation scenarios to pollination services and economic returns in coffee agroforestry systems. *Ecological Applications*, v. 17, n. 2, p. 407-417, 2007.
- RESENDE, F. M.; FERNANDES, G. W.; ANDRADE, D. C. A perigosa deterioração dos serviços de ecossistemas. *Scientific American Brasil*, v. 140, p. 70-75, 2014.
- RICKETTS, T. H.; DAILY, G.C.; EHRlich, P.R.; MICHENER, C.D. Economic value of tropical forest to coffee production. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 101, n. 34, p. 12579-12582, 2004. <https://doi.org/10.1073/pnas.0405147101>
- RICKETTS, T. H.; REGETZ, J.; STEFFAN-DEWENTER, I.; CUNNINGHAM, S. A.; KREMEN, C.; BOGDANSKI, A.; GEMMILL-HERREN, B.; GREENLEAF, S. S.; KLEIN, A. M.; MAYFIELD, M. M.; MORANDIN, L. A.; OCHIENG, A.; POTTS, S. G.; VIANA, B. F. Landscape effects on crop pollination services: are there general patterns? *Ecology Letters*, v. 11, p. 499-515, 2008. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2008.01157.x>
- RORIZ, P. A. C.; FEARNside, P. M. A construção do Código Florestal Brasileiro e as diferentes perspectivas para a proteção das florestas. *Novos Cadernos NAEA*, v. 18, n. 2, 2015. <http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v18i2.1866>
- SANTOS FILHO, A. O.; RAMOS, J. M.; OLIVEIRA, K.; NASCIMENTO, T. A evolução do Código Florestal Brasileiro. *Caderno de Graduação-Ciências Humanas e Sociais-UNIT*, v. 2, n. 3, p. 271-290, 2015.
- SHAPIRO, J.; BÁLDI, A. Accurate accounting: how to balance ecosystem services and disservices. *Ecosystem Services*, v. 7, p. 201-202, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2014.01.002>
- SILVA, A. C.; SILVA, I. C.; PIMENTA, C. J.; TANURE, E. L.; CAMPOS, J. C.; MIRANDA, J. M. PIMENTA, M. E. S. G.; LANDGRAF, P. R. C.; MENDONÇA, R. S.; PEREIRA, R. C. Desenvolvimento sustentável da bacia hidrográfica do rio São Tomé. Gestão de Extensão e Estudos Independentes. In: FÓRUM DE EXTENSÃO UNIVERSITÁRIA, 1., 2011. *Anais...* 2011. 9p.
- SILVÉRIO NETO R.; BENTO, M. C.; MENEZES, S. J. M. C.; ALMEIDA, F. S. Caracterização da Cobertura Florestal de Unidades de Conservação da Mata Atlântica. *Floresta e Ambiente*, v. 22, n. 2, p. 32-41. 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.058013>
- SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A. Cracking Brazil's forest code. *Science*, v. 344, n. 6182, p. 363-364, 2014. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1246663>
- SOUSA, D. G.; MINCATO, R. L.; KAWAKUBO, F. S. Análise multitemporal do uso da terra utilizando imagens Landsat-5 TM da região de Alfenas, Sul de Minas Gerais, visando a conservação de fragmentos florestais. *Revista Brasileira de Geografia Física*, v. 8, n. 5, p. 1482-1492, 2015.

SPAROVEK, G.; BARRETTO, A.; KLUG, I.; PAPP, L.; LINO, J. A revisão do Código Florestal brasileiro. *Novos Estudos CEBRAP*, n. 89, p. 111-135, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0101-33002011000100007>

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO DE JANEIRO (UFRJ); SERVIÇO GEOLÓGICO DO BRASIL (CPRM). *Mapa Geológico de Alfenas*. Rio de Janeiro: Serviço Geológico do Brasil, 2010. Escala 1:100.000

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *Série Técnica IPEF*, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

WUNDER, S. When payments for environmental services will work for conservation. *Conservation Letters*, v. 6, n. 4, p. 230-237, 2013. <https://doi.org/10.1111/conl.12034>



ANÁLISE DO ABASTECIMENTO HÍDRICO DE BELO HORIZONTE E REGIÃO METROPOLITANA: UMA ABORDAGEM POR MEIO DE DINÂMICA DE SISTEMAS

ANALYSIS OF BELO HORIZONTE AND METROPOLITAN REGION
WATER SUPPLY: AN APPROACH THROUGH SYSTEM DYNAMICS

Rafaella Otoni

Miranda de Freitas 

Mestre em Engenharia e Gestão de Processos e Sistemas pelo Instituto de Educação Tecnológica (IETEC). Engenheira civil pela Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (PUC-Minas) – Belo Horizonte (MG), Brasil.

Gisele Tessari Santos 

Doutora em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Viçosa (UFV). Mestre em Engenharia de Produção pela Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG). Professora do curso de Mestrado no IETEC e do curso de Engenharia de Produção na Faculdade de Economia e Finanças (IBMEC) – Belo Horizonte (MG), Brasil.

Eduardo Trindade Bahia 

Doutor em Ciências Del Mar pela Universidade Politécnica da Catalunha. Mestre em Engenharia Agrícola pela UFV. Professor do curso de Mestrado no IETEC – Belo Horizonte (MG), Brasil.

Endereço para correspondência:

Rafaella Otoni Miranda de Freitas – Rua do Ouro, 828, apto. 201 – Serra – CEP 30220-000 – Belo Horizonte (MG), Brasil – E-mail: rafaellaotoni@hotmail.com

Recebido em: 11/08/2017

Aceito em: 30/05/2018

RESUMO

A água é um recurso natural essencial para a vida no planeta. Nesse contexto, o trabalho teve como objetivo aplicar a metodologia de dinâmica de sistemas à gestão de recursos hídricos da Região Metropolitana de Belo Horizonte visando prever cenários de ofertas e demandas hídricas para os próximos 15 anos. O principal diferencial do modelo proposto foi, além de considerar os oito sistemas que abastecem a região de maneira integrada, identificar os momentos e locais em que ocorrem os colapsos hídricos. Validou-se o modelo utilizando dados históricos, e simularam-se três cenários para verificar o comportamento do sistema hídrico adiante da variação de oferta e demanda. A fim de analisar quantitativamente a vulnerabilidade dos recursos hídricos ao longo do tempo, calculou-se o índice de sustentabilidade. Constatou-se que existem sistemas que já possuem déficit hídrico desde 2016 e sistemas passíveis de colapso que devem ser analisados cuidadosamente pela gestão de recursos hídricos da região.

Palavras-chave: gestão de recursos hídricos; modelo de simulação; colapso hídrico; índice de sustentabilidade.

ABSTRACT

Water is an essential natural resource for life on the planet. In this context, the objective of this work was to apply the system dynamics methodology to the hydric resources management of Belo Horizonte metropolitan area to predict scenarios of hydric supplies and demands for the next 15 years. The main differential offered by this proposed model was, besides considering the eight systems that supply the region in an integrated way, to identify the moments and locals in which the hydric collapses occur. The model was validated using historical data, and three scenarios were simulated to verify the hydric collection system's behavior in concern to a variation of supply and demand. Then, the sustainability index was calculated to analyze the vulnerability of the hydric resources along the period quantitatively. It was concluded that there are systems that already have a hydric deficit since 2016 and systems that are probable to collapse, so they have to be carefully examined by the region hydric resource management.

Keywords: management of water resources; simulation model; water collapse; sustainability index.

INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural essencial para a vida no planeta, sendo um dos principais constituintes de todos os organismos vivos. Sua escassez impacta diretamente no meio ambiente, na sobrevivência de todos os seres vivos, além de afetar a economia, ameaçando sua estabilidade e manutenção (GOULART *et al.*, 2011; KELMAN, 2015; WEI *et al.*, 2016).

De acordo com Rodriguez (1998), no Brasil, até 1920 não houve registros de problemas advindos da falta de água. Já entre os anos de 1970 e 80 a abundância desse recurso natural passou a ser ameaçada pela própria população, que não o utilizava de forma adequada, somado à distribuição desigual em território brasileiro apesar de, segundo a Agência Nacional de Águas (ANA, 2016), o país possuir cerca de 12% de toda a água superficial do mundo. Segundo Feil e Tucci (2014), é necessário incentivar comportamentos que promovam a conservação da água, tais como hábitos positivos de consumo, prestação de informações à sociedade, realimentação de informações sobre o uso e normas sociais.

Conforme a Agência Nacional de Águas (ANA, 2016), Minas Gerais é o estado brasileiro com maior número de municípios (853) e possui população urbana com cerca de 16,7 milhões de habitantes. A Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH) é composta de 34 cidades e concentra 28,7% da população do estado. Segundo a Companhia de Saneamento de Minas Gerais (COPASA, 2016), a região está sofrendo com a escassez de água desde 2013 por causa das estações chuvosas mais escassas dos últimos anos. Aliando a falta de chuva ao consumo crescente e a perdas que passam de 40% na distribuição de água, os reservatórios do Sistema Paraopeba, por exemplo, também atingiram um nível 54,5% menor na estação chuvosa entre 2014 e 2015 em comparação com o período anterior. O volume médio mensal do sistema foi de 33,6% da capacidade total entre outubro de 2014 e março de 2015, enquanto na temporada anterior ficou em 73,8% (COPASA, 2015).

De acordo com Wang *et al.* (2015), como resposta às necessidades e mudanças enfrentadas na área de gestão de recursos hídricos, fazem-se necessários o desenvolvimento e a utilização de ferramentas com sólida base científica que apoiem as tomadas de decisão. Para Yang *et al.* (2014); Ayala, Okumura e Kim (2014); e Wang e Davies (2018), o desenvolvimento urbano, o

planejamento e a gestão do uso da água tratam de um sistema complexo de comportamento dinâmico. Portanto, para melhor compreendê-lo, é preciso ferramentas atreladas à dinâmica de sistemas (DS).

A DS é uma metodologia proposta inicialmente por Jay W. Forrester em 1950 que permite quantificar a relação entre cada variável, estabelecer um sistema integrado de equações e, em seguida, prever resultados que ajudem a compreender as causas estruturais do comportamento de um sistema, avaliando como as ações em diferentes partes afetam o comportamento do todo. Portanto, trata-se de uma técnica que permite, basicamente, a análise de um conjunto de elementos inter-relacionados, pois qualquer alteração em determinado elemento afeta todo o conjunto. Cabe ressaltar que a modelagem por meio de DS segue os passos gerais de qualquer modelagem, que são conceitualização, formulação do modelo, teste, validação e implementação (GARCIA, 2003; YANG *et al.*, 2014; DOMINGOS; POLITANO; PEREIRA, 2015).

Essa metodologia vem sendo aplicada em diversas áreas. Mula *et al.* (2013), por exemplo, utilizaram a DS para analisar o planejamento de transportes em uma cadeia de suprimentos multiproduto e multiperíodo do setor automotivo; Li e Madnick (2015) aplicaram-na para avaliar a implementação de um sistema de arquitetura orientada a serviços em diferentes cenários e organizações; Qi e Chen (2015) desenvolveram um modelo de DS para analisar a seleção, a permanência e a perda de excelentes alunos em uma universidade da China; Hovi *et al.* (2017) utilizaram-na para verificar o ciclo de vapor em uma caldeira comercial; e Salim *et al.* (2016) empregaram a DS para estimar a probabilidade de um colapso em cascata considerando o efeito da falha oculta em um sistema de proteção.

De acordo com Fernandéz, Suárez e Pérez (2007) e Chen e Wei (2014), a modelagem e simulação por meio de DS também são extremamente compatíveis a problemas que envolvem processos físicos, químicos e biológicos, de modo que a torna ideal para representar sistemas ecológicos. Os autores modelaram e simularam o balanço hídrico da bacia do Rio Pamplonita, localizado ao norte de Santander, na Colômbia. O modelo proposto por eles considera como variável de entrada o fluxo consolidado de todas as nascentes que alimentam

as sub-bacias e como variáveis de saída o fluxo ecológico necessário para a manutenção do Rio Pamplonita, a demanda dos vilarejos próximos às sub-bacias e a demanda da cidade Pamplona, que leva em conta o consumo *per capita* e a dinâmica populacional dada pelas taxas de mortalidade e expectativa de vida.

Goulart *et al.* (2011) também utilizaram a DS para analisar o sistema de bacias hidrográficas. Eles pesquisaram, em seu modelo, as bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá, localizadas em São Paulo, e tiveram como objetivo prever, em cenários de oferta e de demanda hídrica, se poderia haver ocorrência de colapso no sistema de captação hídrica por déficit de oferta. Diferentemente do que foi proposto por Fernández, Suárez e Pérez (2007), esse modelo abrange também os lançamentos de efluentes que retornam à bacia principal e os somam à oferta total disponível, além de dividir a demanda em setores urbano, industrial, rural e outros, tornando-o mais realista.

Já Simonovic e Rajasekaram (2004) desenvolveram um modelo de gestão integrada dos recursos hídricos para o Canadá denominado de Canada Water, empregando também a metodologia de simulação de DS. O modelo, comparado aos de Fernández, Suárez e Pérez (2007) e Goulart *et al.* (2011), é bem mais complexo, já que integra a quantidade e a qualidade da água com sete setores que impulsionam o desenvolvimento econômico: população, desenvolvimento agrícola, produção de alimentos, investimento de capital, geração de energia, uso de recursos não renováveis e poluição.

Diante do exposto, o presente trabalho tem como propósito aplicar a metodologia de DS à modelagem do sistema de recursos hídricos de Belo Horizonte e demais cidades que compõem sua região metropolitana e que são atendidas por bacias hidrográficas, integral ou parcialmente, visando avaliar seu desempenho atual e prever cenários de ofertas e demandas hídricas para os próximos 15 anos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Caracterização da área escolhida

O Rio São Francisco possui aproximadamente 2.800 km de extensão, e a sua bacia drena uma área de 639.219 km². A RMBH enquadra-se nas bacias hidrográficas do Rio das Velhas e do Rio Paraopeba, que, por sua vez, integram a Bacia do Rio São Francisco.

Por meio dessas duas bacias principais, a RMBH é abastecida por oito sistemas produtores que trabalham de forma integrada: Ibirité, Barreiro, Catarina, Morro Redondo, Rio das Velhas, Rio Manso, Vargem das Flores e Serra Azul. Além desses sistemas, existem mananciais

superficiais e poços artesianos que contribuem para o atendimento de algumas cidades da RMBH, porém tal estudo não é o foco deste trabalho. Assim sendo, as cidades da RMBH que, de acordo com a ANA (2016), possuem abastecimento hídrico exclusivamente por mananciais e poços não foram consideradas no modelo proposto. São elas: Baldim, Capim Branco, Confins, Florestal, Itaguara, Itatiaiuçu, Jaboticatubas, Lagoa Santa, Matozinhos, Nova União, Rio Acima, Rio Manso, São José da Lapa e Taguaraçu de Minas.

Modelo de dinâmica de sistemas para abastecimento hídrico

Modelo de dinâmica de sistemas para o Sistema Integrado Rio das Velhas

Para a apresentação do modelo desenvolvido neste trabalho, tomar-se-á como exemplo apenas o Sistema Integrado do Rio das Velhas (SIRV). Assim, pode-se observar na Figura 1 o seu diagrama de fluxo.

No modelo apresentado, cada variável, sendo ela de fluxo, de estoque ou auxiliar, tem uma equação relacionada que permite o cálculo do balanço hídrico do sistema e dá origem ao seu comportamento di-

nâmico. As variáveis de fluxo como *AfluenteRV* e *RV Entrada 1* são funções do tempo responsáveis pelas variações nas variáveis de estoque. Já as variáveis de estoque como *Sistema Rio das Velhas* e *RV Abastecimento 1* representam acúmulos e só se alteram em função das variáveis de fluxo. As variáveis auxiliares e constantes, tais como *Demanda total Rv* e *Perdas RAP*, são parâmetros e permitem melhor visualização dos aspectos que afetam o comportamento dos fluxos

(GARCIA, 2003). As equações associadas às variáveis do modelo de DS desenvolvido para o SIRV (Figura 1) são descritas a seguir.

A vazão de água captada no rio varia de acordo com a demanda da região, tendo como limite a capacidade máxima de produção do afluente, que considera a sazonalidade e os limites de transporte e a reservação no sistema. Dessa maneira, o volume de água captado no SIRV (afluente RV) pode ser expresso pela Equação 1:

$$AfluenteRV = MIN \begin{cases} Capacidade\ máx\ de\ prod.\ RV \\ Demanda\ total\ RV \times (1 + \text{Água\ retida\ ETA}) \end{cases} \quad (1)$$

Em que:

Capacidade máx de prod. RV = a capacidade máxima de produção do SIRV (m³/dia);

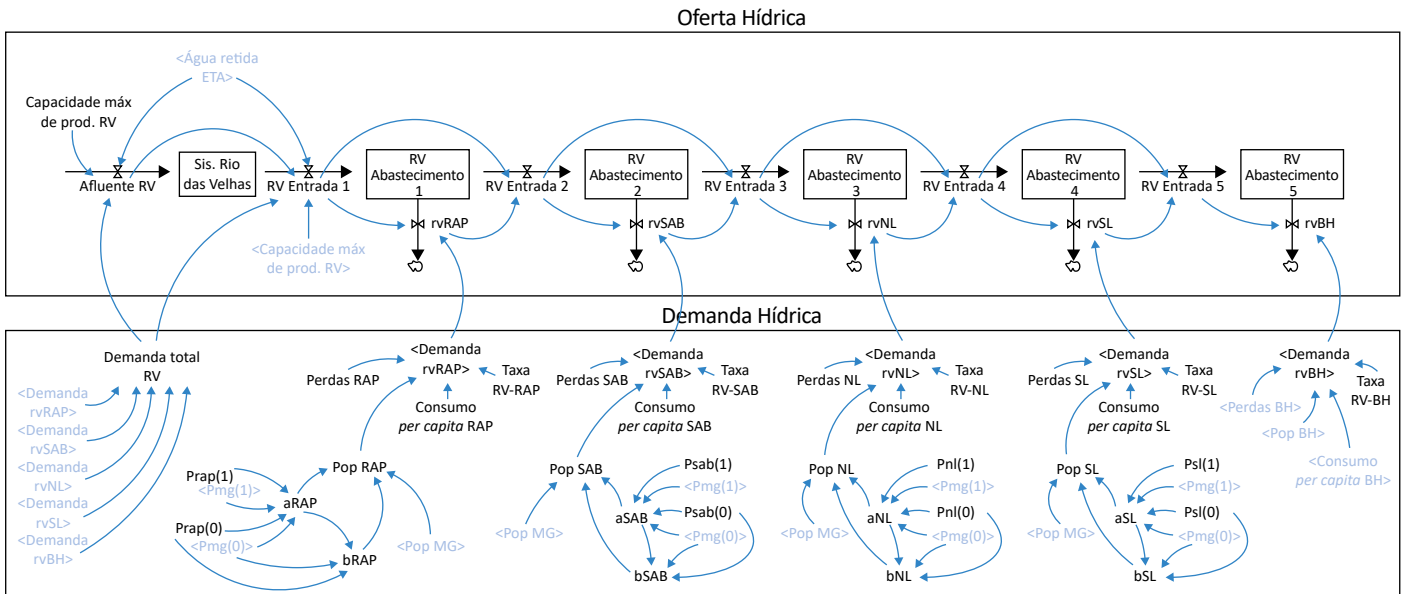
Demanda total RV = demanda total do SIRV (m³/dia);

Água retida ETA = a água retida na estação de tratamento de água (ETA) para limpeza (m³/dia).

De acordo com o modelo desenvolvido, nem toda água captada é enviada para suprir a demanda da região; uma pequena parcela é retida na ETA para limpeza dos filtros e demais equipamentos. Portanto, o volume de água ofertado para atender à demanda (RV Entrada 1) é obtido pela Equação 2:

$$RVEntrada1 = \begin{cases} Afluente\ RV - (Demanda\ total\ RV \times \text{Água\ retida\ ETA})\ if \\ Demanda\ total\ RV \leq Capacidade\ máx\ de\ prod.\ RV \\ Afluente\ RV - (Capacidade\ máx\ de\ prod.\ RV \times \text{Água\ retida\ ETA})\ if \\ Demanda\ total\ RV > Capacidade\ máx\ de\ prod.\ RV \end{cases} \quad (2)$$

Após ser tratada na ETA, toda a água disponível segue em direção às cidades para atendimento às demandas. A saída parcial para atendimento à primeira demanda do SIRV, referente a Raposos (rvRAP), é expressa pela Equação 3:



ETA: estação de tratamento de água; RV: Rio das Velhas; rvRAP: saída parcial do Sistema Rio das Velhas para atendimento da demanda hídrica de Raposos; rvSAB: saída parcial do Sistema Rio das Velhas para atendimento da demanda hídrica de Sabará; rvNL: saída parcial do Sistema Rio das Velhas para atendimento da demanda hídrica de Nova Lima; rvSL: saída parcial do Sistema Rio das Velhas para atendimento da demanda hídrica de Santa Luzia; rvBH: saída parcial do Sistema Rio das Velhas para atendimento da demanda hídrica de Belo Horizonte; RAP: Raposos; Pop: População; aRAP: coeficiente de proporcionalidade do incremento da população de Raposos em relação ao incremento da população de Minas Gerais; bRAP: o coeficiente linear de correção da população de Raposos; NL: Nova Lima; SL: Santa Luzia; BH: Belo Horizonte.

Figura 1 – Modelo de dinâmica de sistemas para o Sistema Integrado do Rio das Velhas (SIRV).

$$rvRAP = \begin{cases} Demanda\ rvRAP\ if\ RV\ Entrada\ 1 \geq \\ Demanda\ rvRAP \\ RV\ Entrada\ 1\ if\ RV\ Entrada\ 1 < \\ Demanda\ rvRAP \end{cases} \quad (3)$$

Em que:

RV Entrada 1 = a oferta de água disponível para atendimento à cidade 1 (Raposos) (m³/dia);

Demanda rvRAP = a demanda urbana de água de Raposos (m³/dia).

Na Figura 1, as saídas parciais (*rvSAB*, *rvNL*, *rvSL* e *rvBH*) para atendimento às demais demandas do SIRV seguem o mesmo princípio já descrito.

Os estoques parciais (*RV Abastecimento 1*, *RV Abastecimento 2*, *RV Abastecimento 3*, *RV Abastecimento 4* e *RV Abastecimento 5*) posteriores ao atendimento às demandas do SIRV permanecem constantemente zerados, uma vez que, após o atendimento do primeiro município, a água restante segue em direção às próximas cidades, não ficando estocada no interior do sistema. O estoque parcial referente a Raposos (*RV Abastecimento 1*) é calculado pela Equação 4:

$$RV\ Abastecimento\ 1_{(t)} = RV\ Abastecimento\ 1_{(t-dt)} + (RV\ Entrada\ 1 - rvRAP - RV\ Entrada\ 2)dt \quad (4)$$

Em que:

t = tempo;

dt = tamanho do passo de tempo.

Após o abastecimento de cada cidade, verifica-se se há volume de água disponível remanescente para prosseguir no sistema. Caso exista, esse volume é enviado para atendimento da demanda do próximo município do sistema. Porém, caso não haja mais água disponível, logicamente não é enviado nenhum volume para a sequência do sistema. A vazão referente ao volume de água remanescente após o atendimento à demanda da primeira cidade do SIRV (*RV Entrada 2*), aqui Raposos, é mensurada pela Equação 5:

$$RV\ Entrada\ 2 = \begin{cases} RV\ Entrada\ 1 - rvRAP\ if \\ RV\ Entrada\ 1 \geq rvRAP \\ 0\ if\ RV\ Entrada\ 1 < Demanda\ rvRAP \end{cases} \quad (5)$$

Em que:

RV Entrada 1 = a oferta de água disponível para atendimento à cidade 1 — Raposos (m³/dia);

rvRAP = a demanda urbana de Raposos (m³/dia).

Na Figura 1, os volumes de água remanescentes parciais (*RV Entrada 3*, *RV Entrada 4* e *RV Entrada 5*) relativos ao atendimento às demais demandas do SIRV seguem o mesmo princípio descrito anteriormente.

O abastecimento hídrico de cada cidade por um sistema específico equivale à sua demanda hídrica parcial referente àquele sistema. Cabe lembrar que cada município normalmente é abastecido por mais de um sistema. Essa demanda é calculada considerando o consumo médio *per capita*, a população residente, as taxas de perda de água que ocorrem na distribuição e a porcentagem da demanda que é abastecida pelos sistemas produtores. Assim, a Equação 6 mede a demanda hídrica da primeira cidade atendida pelo SIRV, Raposos (Demanda rvRAP):

$$Demanda\ rvRAP = \frac{Consumo\ per\ capita\ RAP \times Pop\ RAP \times Taxa\ "RV-RAP"}{1 - Perdas\ RAP} \quad (6)$$

Em que:

Consumo *per capita* RAP = o consumo médio *per capita* de Raposos (m³/habitantes por dia);

Pop Rap = população de Raposos (habitantes);

Taxa RV-RAP = taxa de atendimento à demanda total de Raposos pelo SIRV (%);

Perdas RAP = perdas na distribuição em Raposos (%).

Na Figura 1, as demandas hídricas (*Demanda rvSAB*, *Demanda rvNL*, *Demanda rvSL* e *Demanda rvBH*) referentes às demais cidades atendidas pelo SIRV seguem o mesmo princípio.

A equação 7 resulta na demanda total atendida pelo SIRV (*Demanda total RV*), sendo a soma das deman-

das hídricas parciais de todas as cidades atendidas pelo sistema:

$$\begin{aligned} & \text{Demanda rvRAP} + \\ & + \text{Demanda rvSAB} + \\ \text{Demanda total RV} = & + \text{Demanda rvNL} + \quad (7) \\ & + \text{Demanda rvSL} + \\ & + \text{Demanda rvBH} \end{aligned}$$

Em que:

Demanda rvRAP, *Demanda rvSAB*, *Demanda rvNL*, *Demanda rvSL* e *Demanda rvBH* = demandas urbanas de Raposos, Sabará, Nova Lima, Santa Luzia e Belo Horizonte, respectivamente, atendidas pelo SIRV (m³/dia).

Para o cálculo da estimativa populacional de cada cidade abastecida pelo sistema (*PopRAP*, *PopSAB*, *PopNL*, *PopSL* e *PopBH*), utilizou-se a metodologia do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (MADEIRA; SIMÕES, 1972). Dessa maneira, a população de Raposos (*Pop RAP*) é expressa pelas equações 8, 9 e 10:

$$\text{Pop RAP} = (a\text{RAP} \times \text{Pop MG}) + b\text{RAP} \quad (8)$$

$$a\text{RAP} = \frac{\text{Prap}(1) - \text{Prap}(0)}{\text{Pmg}(1) - \text{Pmg}(0)} \quad (9)$$

$$b\text{RAP} = \text{Prap}(0) - (a\text{RAP} \times \text{Pmg}(0)) \quad (10)$$

Em que:

aRAP = coeficiente de proporcionalidade do incremento da população de Raposos em relação ao incremento da de Minas Gerais (adimensional);

bRAP = o coeficiente linear de correção (hab.);

Pop MG = a população de Minas Gerais (hab.);

Prap(1) = a população de Raposos conforme o censo de 2010 (hab.) (IBGE, 2010);

Prap(0) = a população de Raposos de acordo com o censo de 2000 (hab.) (IBGE, 2000);

Pmg(1) = a população de Minas Gerais pelo censo de 2010 (hab.) (IBGE, 2010);

Pmg(0) = a população de Minas Gerais em conformidade com o censo de 2000 (hab.) (IBGE, 2000).

Integração dos sistemas de bacias hidrográficas no modelo proposto

Os oito sistemas que abastecem a RMBH são integrados fisicamente por meio de reservatórios de distribuição, subadutoras e redes alimentadoras. As ofertas de água de diferentes sistemas chegam a esses reservatórios e são armazenadas neles antes de serem distribuídas para atender à demanda hídrica da região. Esse é o caso dos sistemas Vargem das Flores, Serra Azul e Rio Manso, que compõem o Sistema Integrado do Paraopeba e o SIRV, composto dos sistemas Rio das Velhas e Morro Redondo. Além disso, a integração dos sistemas no modelo de DS proposto também ocorre quando uma mesma cidade é abastecida por mais de um sistema simultaneamente, o que, de fato, ocorre na maioria dos municípios estudados da RMBH.

Dados de entrada

O modelo proposto para o balanço hídrico dos oito sistemas produtores de água da RMBH foi simulado por meio do *software* Vensim (VENTANA SYSTEM, 2016) para o período de 2016 a 2030. O método de integração escolhido para simulação foi o método de Euler, e o passo de tempo (*dt*) foi de um dia.

A fim de representar a integração no modelo proposto, considerou-se a porcentagem das demandas de cada cidade da região que é atendida pelos sistemas individualmente. Esses dados foram fornecidos pela ANA (2016).

Pode-se observar, na Figura 2, os diferentes sistemas que ofertam água a fim de atender à demanda de todas as cidades da RMBH abrangidas no modelo. Assim, de acordo com a figura, constata-se que a demanda hídrica da cidade de Contagem, por exemplo, é atendida pela água vinda dos sistemas Vargem das Flores, Serra Azul e Rio Manso.

Os dados de entrada do modelo utilizados neste trabalho são originários de fontes de informação secundária, como: ANA, Copasa, IBGE, Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) e Prefeitura de Belo Horizonte (PBH). Também foram usados dados de ordem primária, como os de estimativa populacional de todas as cidades estudadas

calculadas neste trabalho, com base na mesma metodologia aplicada atualmente pelo IBGE (equações 8, 9 e 10). Os consumos *per capita* médios e as perdas na distribuição em todas as cidades são referentes ao ano de 2015, dado mais atual divulgado

pelo SNIS (BRASIL, 2016). Já a taxa de água retida na ETA foi 3%, já que, de acordo com a literatura encontrada, a taxa para limpeza da ETA varia de 2 a 4% (PLANO MUNICIPAL DE SANEAMENTO DE SÃO PAULO, 2009).

Indicador de vulnerabilidade dos recursos hídricos

A fim de analisar quantitativamente e comparar os resultados das simulações, foi calculado um índice que diz respeito à vulnerabilidade dos recursos hídricos ao longo do tempo, o índice de sustentabilidade (IS) proposto por Xu *et al.* (2002). O IS define o possível déficit de água ao se comparar a oferta e a demanda correspondente na mesma região. Dessa maneira, pode ser expresso conforme a Equação 11:

$$IS = \begin{cases} (S - D) / S & \text{if } S > D \\ 0 & \text{if } S \leq D \end{cases} \quad (11)$$

Em que:

S = a oferta de água disponível na região (m³/dia);

D = demanda de água da região (m³/dia).

Valores do IS maiores que 0,2 correspondem à baixa ou a nenhuma tensão de abastecimento de água, o que implica que a demanda de água é menor ou igual a 80% da oferta potencial. Em contrapartida, os valores de IS menores que 0,2 refletem condições vulneráveis. Ou seja, a demanda de água é maior que 80% do potencial de abastecimento da região.

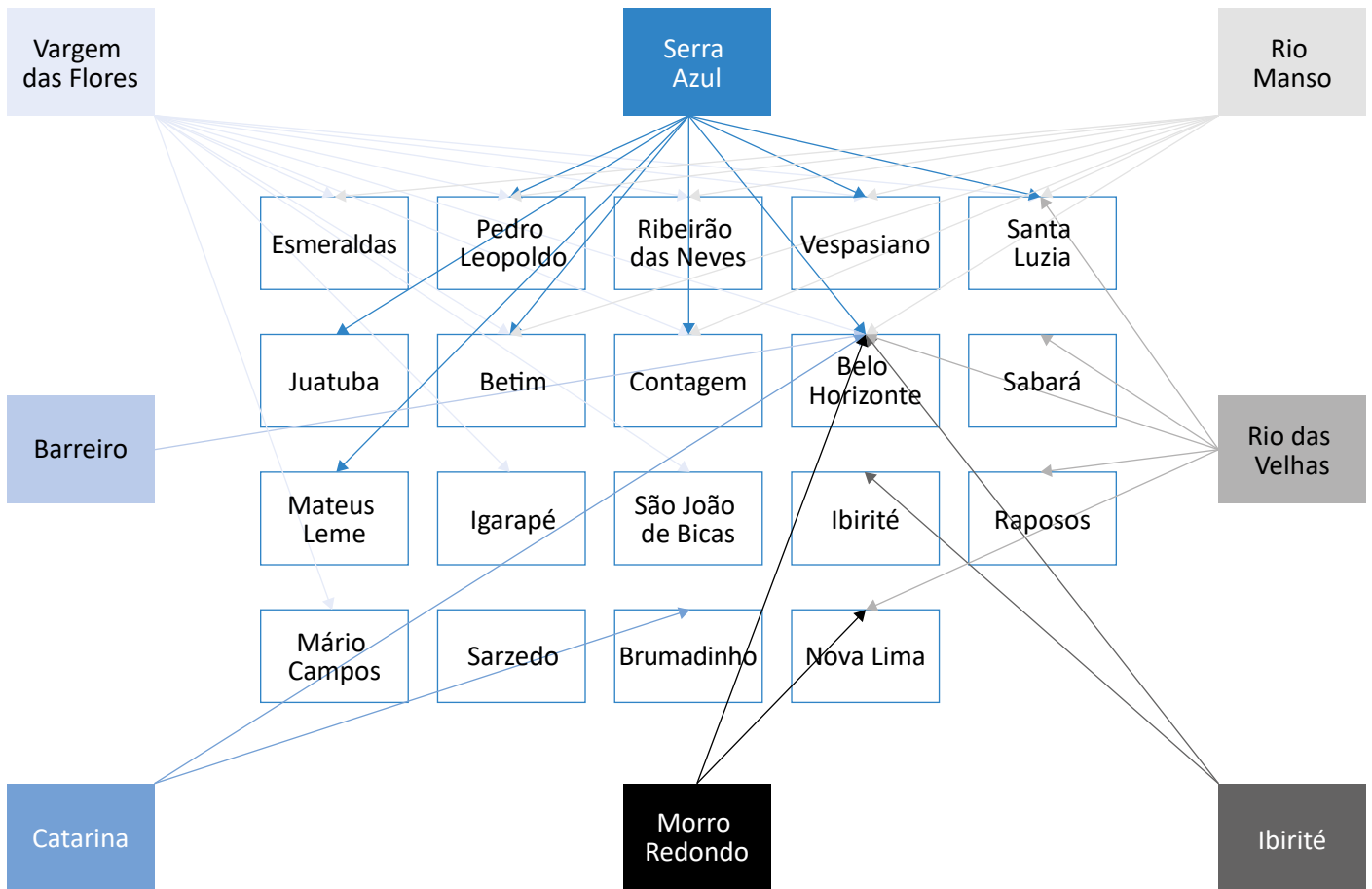


Figura 2 – Integração dos sistemas de abastecimento hídrico da Região Metropolitana de Belo Horizonte (RMBH).

Valores de IS iguais a zero indicam oferta de água insustentável. Isto é, a demanda de água já é igual ou

Validação do modelo

A fim de validar o modelo proposto, consideraram-se as cinco maiores e mais significativas cidades da RMBH abastecidas pelo sistema integrado. O objetivo desta etapa foi verificar o quão próximo o comportamento do sistema simulado está da realidade atual e histórica. Para tanto, levou-se em conta a demanda hídrica histórica das cidades de Belo Horizonte, Contagem, Betim, Ribeirão das Neves e Ibirité de 2002 a 2015, e comparou-se tal demanda com a demanda dessas regiões geradas por meio da simulação do modelo proposto para o mesmo período. Cabe ressaltar que o volume de água produzido no modelo aqui exposto é igual à demanda hídrica somada à perda na distribuição do sistema.

A fim de verificar quão eficaz o modelo utilizado é para prever o comportamento do sistema real, uti-

excede todos os recursos hídricos locais disponíveis (XU *et al.*, 2002).

lizou-se como medida de erro o erro relativo percentual (e), que representa a diferença relativa entre os valores previstos pelo modelo e os valores reais de demanda hídrica no sistema integrado. Dessa maneira, o erro relativo percentual foi calculado por meio da Equação 12:

$$e = \left[\frac{X_{r,i} - X_{s,i}}{X_{r,i}} \right] \times 100\% \quad (12)$$

Em que:

$X_{r,i}$ = as vazões reais produzidas pelos sistemas;

$X_{s,i}$ = as vazões produzidas simuladas pelos sistemas i no modelo proposto.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da validação do modelo proposto, conforme a Equação 12, apontam que as demandas hídricas reais e simuladas para as cinco cidades possuem comportamento semelhante nos 13 anos analisados. O maior erro encontrado foi de 8,31% em 2015, na cidade de Ibirité. Já em 2012, em Ribeirão das Neves, foi observado o menor erro relativo, com valor de 0,02%. O erro relativo médio durante o período analisado foi de 0,97% em Belo Horizonte, 1,1% em Contagem,

1,4% em Betim, 1,39% em Ribeirão das Neves e 1,51% em Ibirité.

Diante dos resultados apresentados, pode-se concluir que o modelo proposto é válido para prever o comportamento do sistema hídrico real, já que o maior erro relativo médio encontrado para o período simulado nas cinco cidades mais relevantes do sistema foi abaixo de 1,6%.

Análise dos resultados de simulação do cenário base

Na Figura 3, podem-se observar as relações entre a capacidade máxima de produção (CMP) e a previsão de demanda hídrica de cada sistema para o período de 2016 a 2030. Ainda, é possível analisar o comportamento de cada sistema e prever a ocorrência de colapsos, ou seja, os momentos em que haverá déficit de água.

Vê-se que os sistemas Catarina (CAT) (Figura 3B) e Vargem das Flores (VF) (Figura 3C) apresentam colapso desde o início do tempo de simulação (ano 2016), já que as demandas hídricas atendidas se igualam às capacidades máximas de produção de cada sistema desde o início. Esse fato implica que, a partir de 2016,

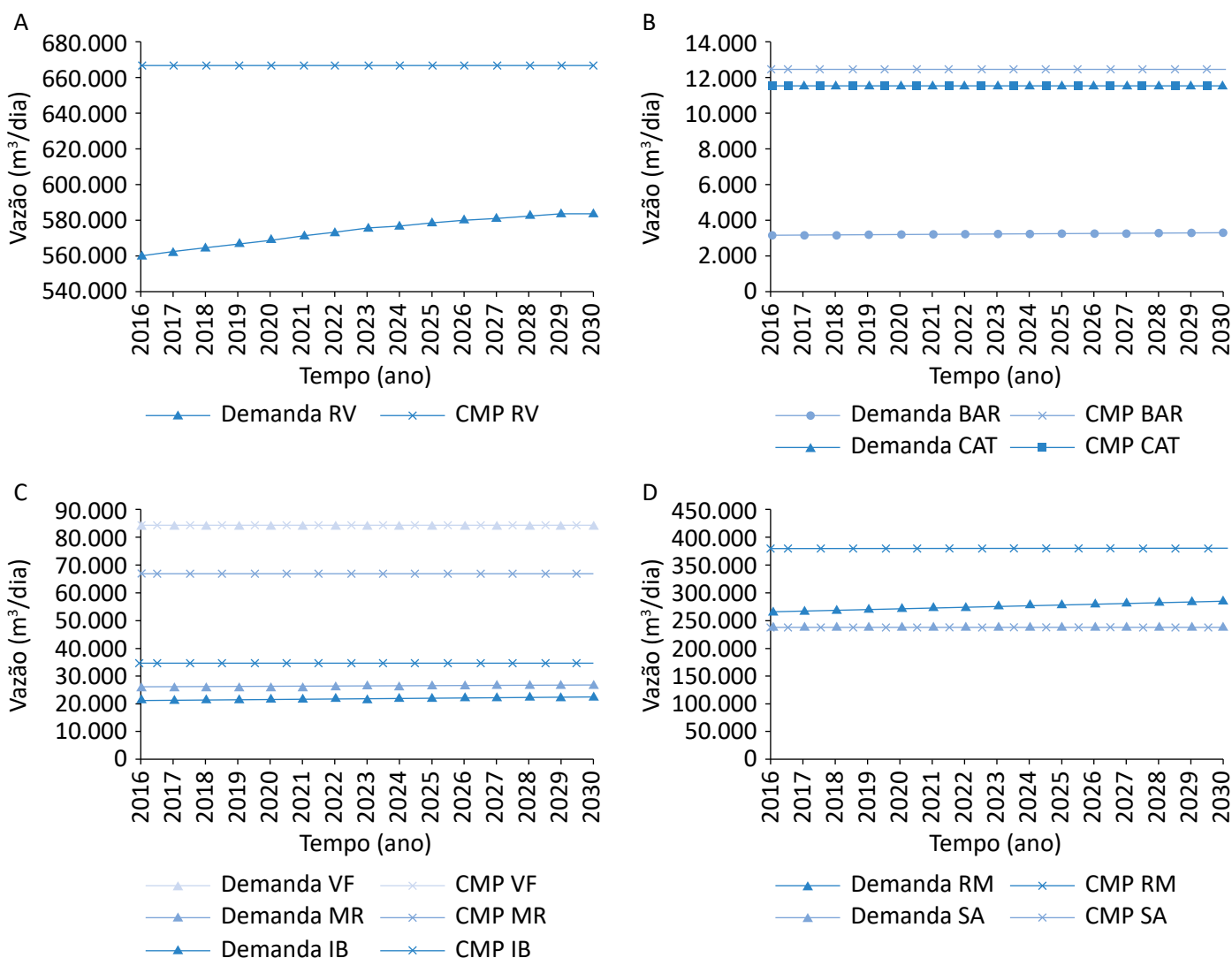
a demanda hídrica total não será atendida por completo, ou o sistema passará a captar maior volume de água da sua respectiva bacia hidrográfica, comprometendo, assim, o curso natural de seus afluentes. Constata-se também tendência de colapso após o ano de 2030 nos demais sistemas que integram o Paraopeba, sendo eles Rio Manso (RM) e Serra Azul (SA) (Figura 3D), e no SIRV (Figura 3A). A tendência de colapso pode ser notada uma vez que as demandas hídricas de cada um desses sistemas chegam a 75,3, 79,8 e 87,6% das suas respectivas capacidades máximas de produção e em razão da existência de tendência de crescimento da demanda hídrica durante o período simulado. Nos demais sistemas, Barreiro (BAR)

(Figura 3B), Ibirité (IB) e Morro Redondo (MR) (Figura 3C), é pouco provável que ocorra algum colapso nos próximos anos, pois as demandas apresentadas correspondem a apenas 26,1, 39,9 e 64,7% de suas respectivas capacidades máximas de produção no último ano da simulação.

O diagnóstico publicado em 2015 pela ANA relata que a COPASA possuía atendimento satisfatório da demanda de água da RMBH até aquele ano. Entretanto, para os anos seguintes, identificou-se a necessidade de investimentos em obras para o aproveitamento de novos mananciais ou para a adequação dos sistemas

existentes, visando garantir o abastecimento satisfatório em algumas cidades da RMBH. Os resultados da simulação apresentados corroboram com o relato deste diagnóstico, já que se podem verificar colapsos e tendências de colapsos em alguns sistemas de recursos hídricos responsáveis por atender à RMBH nos próximos anos.

Com o objetivo ainda de confrontar os resultados obtidos no presente estudo com a literatura, analisou-se a atualização parcial do Plano Diretor de Recursos Hídricos do Rio das Velhas (PDRH-RV) referente ao ano de 2015 e divulgada em 2017. O plano apresenta a criação



RV: Rio das Velhas; VF: Vargem das Flores; IB: Ibirité; MR: Morro Redondo; BAR: Barreiro; CAT: Catarina; RM: Rio Manso; SA: Serra Azul.

Figura 3 – Comparativo da capacidade máxima de produção (CMP) e da demanda hídrica dos sistemas Rio das Velhas (A), Barreiro e Catarina (B), Ibirité, Morro Redondo e Vargem das Flores (C) e Rio Manso e Serra Azul (D) no cenário base.

de quatro cenários para a bacia, no período entre 2015 e 2035, que visa antecipar a demanda, de forma que a gestão de recursos hídricos contribua para a conservação desses recursos e a racionalização do seu uso. A criação dos cenários teve por base uma análise realizada previamente que identificou as principais influências externas à bacia. Tais cenários se diferem quanto à dinâmica da atividade produtiva e à eficácia da gestão de recursos hídricos na bacia. Entre eles, avaliou-se que o cenário atual da bacia do Rio das Velhas corresponde ao denominado de Degradação de Recursos Hídricos, que combina a menor eficácia da gestão de recursos hídricos com o aumento da atividade produtiva demandante de água, apesar de essa gestão estar em um patamar mais próximo do ponto neutro do eixo e apontar para tendência de melhora em um ambiente de aumento da atividade produtiva demandante de água. Para cada cenário, foi feita a projeção de demanda hídrica no período proposto, tendo como horizontes para apresentação de resultados intermediários os anos de 2020, 2025 e 2030.

Sabendo que no PDRH-RV (COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS, 2015) se considerou que 36,2% da demanda hídrica total da bacia é referente ao abastecimento urbano e que 71,73% deste é destinado a atender à RMBH, as projeções de demanda hídrica para abastecimento urbano da RMBH, de acordo com o estudo para os anos 2020, 2025 e 2030, são, respectivamente, 524.272 m³/dia,

571.919 m³/dia e 620.525 m³/dia no cenário Degradação de Recursos Hídricos. Por outro lado, as projeções de demanda hídrica no SIRV obtidas aqui são 553.008 m³/dia em 2020, 561.805 m³/dia em 2025 e 567.717 m³/dia em 2030.

Dessa maneira, a diferença relativa entre os resultados obtidos no PDRH-RV (COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS, 2015) e no presente trabalho são de 5,48% em 2020, 1,77% em 2025 e 8,51% em 2030. Essa diferença pode ter ocorrido pelo fato de este estudo utilizar como base para o cálculo da projeção populacional dos municípios a metodologia empregada atualmente pelo IBGE, proposta por Madeira e Simões (1972), em que se entende o crescimento populacional do município proporcional ao crescimento populacional do estado em que ele está inserido, conforme descrito anteriormente. Já no PDRH-RV (COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS, 2015), a metodologia aplicada para o cálculo da projeção populacional dos municípios toma como base uma unidade territorial menor, representada pelos setores censitários do IBGE. Com diferença relativa média da projeção de demanda hídrica para 2020, 2025 e 2030 de 5,25% entre os dois estudos, pode-se afirmar que os resultados apresentados estão em consonância e mostram em suas projeções a mesma tendência de crescimento da demanda hídrica no SIRV para o período simulado.

Previsão do local de colapso no sistema integrado da Região Metropolitana de Belo Horizonte

Conforme apresentado anteriormente, existe a previsão de colapso em dois sistemas, Catarina e Vargem das Flores, no período simulado. Na Tabela 1, pode-se observar em que ponto da rede de distribuição do Sistema Catarina poderá ocorrer o colapso. Ou seja, é possível verificar a partir de qual cidade haverá déficit de água, considerando que a ordem da distribuição de água é a sequência física das cidades em relação às respectivas ETAs que as abastecem, conforme os diagramas de fluxo dos sistemas do modelo aqui proposto. Assim, verifica-se que a variável *Cat Entrada 2* é menor do que a variável *Demanda catBRU* desde o ano 2016. Ou seja, o Sistema Catarina já está funcionando além do seu limite, e o local onde ocorre o seu déficit hídrico é a cidade de Brumadinho, que corresponde à segunda e última cidade atendida pelo sistema.

De acordo com o modelo desenvolvido para o Sistema Catarina, as variáveis *Cat Entrada 1* e *Cat Entrada 2* representam as ofertas do sistema para cidades específicas, nesse caso, Belo Horizonte e Brumadinho, respectivamente. Já as variáveis *Demanda catBH* e *Demanda catBRU* indicam os percentuais de demanda dessas cidades atendidos pelo Sistema Catarina. Vê-se que, após atender à demanda da primeira cidade do sistema, a oferta da segunda cidade nada mais é do que o balanço hídrico anterior a ela, ou seja, a oferta da cidade anterior menos a demanda da cidade anterior.

Assim como no Sistema Catarina, observou-se, por meio dos resultados da simulação, que o Sistema Vargem das Flores entra em colapso a partir do tempo inicial de simulação, ano 2016, na cidade de Contagem, deixando,

portanto, de atender às demais cidades posteriores a ela, que são Pedro Leopoldo, Vespasiano e Santa Luzia.

Realizou-se extensa pesquisa na literatura a fim de comparar os resultados obtidos no presente trabalho

com estudos similares, entretanto não foi encontrado um estudo que fizesse a previsão de possível local de colapso hídrico na RMBH. Dessa maneira, os resultados aqui apresentados não puderam ser confrontados com a literatura.

Análise dos resultados de simulação do cenário 1: influência da redução da capacidade máxima de produção de água na sustentabilidade do modelo

Para a construção do cenário 1, primeiramente, analisou-se a variação mensal do nível dos reservatórios do Sistema Paraopeba, mais significativo sistema integrado que atende à RMBH, de janeiro de 2014 a março de 2017. O objetivo foi comparar o menor nível dos reservatórios desse sistema no período em relação ao nível médio dos reservatórios no ano de 2014 — ano

base utilizado no Plano Municipal de Saneamento de Belo Horizonte (2015), de onde foi obtido o parâmetro *captação máxima permitida* usado no cenário base desse trabalho. Por meio dessa análise, constatou-se redução média no volume total dos reservatórios em 35,7%. Para fins de simulação do cenário 1, considerou-se, portanto, essa mesma redução máxima dos ní-

Tabela 1 – Local do colapso hídrico no Sistema Catarina.

Ano	CAT Entrada 1	Demanda catBH	CAT Entrada 2	Demanda catBRU
2016	10,89	6,12	4,77	5,59
2017	10,89	6,14	4,75	5,66
2018	10,89	6,16	4,73	5,73
2019	10,89	6,18	4,71	5,79
2020	10,89	6,20	4,69	5,85
2021	10,89	6,21	4,68	5,91
2022	10,89	6,23	4,66	5,96
2023	10,89	6,25	4,65	6,01
2024	10,89	6,27	4,63	6,06
2025	10,89	6,28	4,62	6,10
2026	10,89	6,29	4,60	6,14
2027	10,89	6,3	4,59	6,18
2028	10,89	6,31	4,58	6,21
2029	10,89	6,32	4,57	6,25
2030	10,89	6,33	4,57	6,27

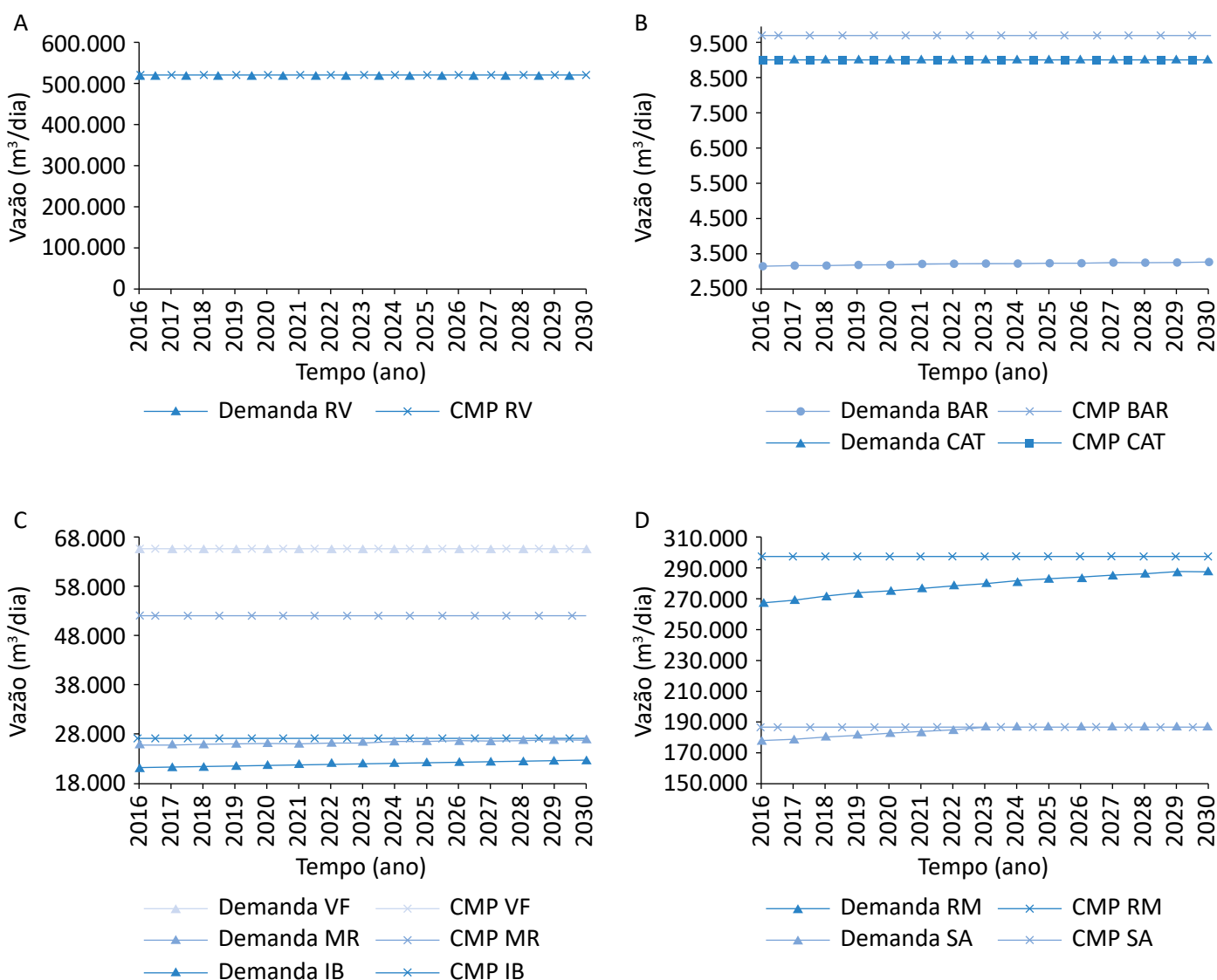
CAT: Catarina; catBH: Catarina–Belo Horizonte; catBRU: Catarina–Brumadinho.

veis dos reservatórios do Sistema Paraopeba na capacidade máxima de produção de todos os oito sistemas, mantendo as demais variáveis inalteradas no que tange às previstas no cenário base, no intuito de verificar o impacto dessa redução de oferta de água no sistema como um todo.

Com a redução de 35,7% da capacidade máxima de produção de cada sistema para o ano de 2014, pode-se observar, na Figura 4, que os sistemas Catarina

(CAT) (Figura 4B) e Vargem das Flores (VF) (Figura 4C), assim como no cenário base, apresentam colapso desde o início do tempo de simulação (ano 2016), uma vez que as demandas hídricas atendidas se igualam às capacidades máximas de produção de cada sistema desde o início.

Porém, além desses dois sistemas, percebe-se que os sistemas Rio das Velhas (RV) (Figura 4A), Serra Azul (SA) (Figura 4D), Rio Manso (RM) (Figura 4D) e Ibitité (IB)



RV: Rio das Velhas; VF: Vargem das Flores; IB: Ibitité; MR: Morro Redondo; BAR: Barreiro; CAT: Catarina; RM: Rio Manso; SA: Serra Azul.

Figura 4 - Comparativo da capacidade máxima de produção (CMP) e demanda hídrica dos sistemas Rio das Velhas (A), Barreiro e Catarina (B), Ibitité, Morro Redondo e Vargem das Flores (C) e Rio Manso e Serra Azul (D) no cenário 1.

(Figura 4C) também entraram em colapso nesse cenário. De acordo com a figura 4, os três primeiros sistemas apontam colapso desde o início do tempo de simulação, e o Sistema IB apresenta-o a partir de 2021. Cabe destacar que, no cenário base, os sistemas RV, SA e RM já indicavam tendência de colapso após o ano de 2030.

Cenário 1: previsão do local de colapso

No Sistema Vargem das Flores, o colapso ocorre em Ribeirão das Neves a partir do ano de 2016. Por consequência, as cidades posteriores a ele ao colapso, Esmeraldas, Contagem, Pedro Leopoldo, Vespasiano e Santa Luzia, também não terão suas demandas atendidas pelo sistema. Comparando esse cenário ao cenário base, o local de colapso dá-se duas cidades antes do local de colapso do cenário base, que era Contagem.

No Sistema Catarina, o colapso ocorre em Belo Horizonte também a partir de 2016. Por consequência, Brumadinho, que é a cidade na sequência ao colapso, também não terá sua demanda atendida. Novamente, tem-se o local de colapso já na primeira cidade do sistema, ao contrário do local de colapso do cenário base, que foi apenas a segunda cidade atendida, Brumadinho.

Já no SIRV, tem-se o colapso em Belo Horizonte, a última cidade atendida, a partir do ano de 2016. Este sistema não havia entrado em colapso no cenário base, mas já apresentava tendência a colapsar após 2030.

Análise dos resultados de simulação do cenário 2: influência da redução do consumo médio *per capita* de água na sustentabilidade do modelo

Para a construção e simulação do cenário 2, verificou-se, primeiramente, o histórico do consumo *per capita* dos últimos anos disponibilizados pelo SNIS (2013 a 2015) das quatro maiores cidades da RMBH atendidas pelo sistema: Belo Horizonte, Contagem, Betim e Ribeirão das Neves. Por meio dessa verificação, constatou-se que houve redução média do consumo *per capita* nos três últimos anos nas quatro cidades de 6,4% anuais. Considerando essa tendência, reduziu-se, para simular o cenário 2, o consumo *per capita* em todas as cidades do sistema em 6,4%, a fim de analisar o impacto dessa redução no sistema como um todo.

Nos demais sistemas, Barreiro (BA) (Figura 4B) e Morro Redondo (MR) (Figura 4C), mesmo com a redução da oferta de água, é pouco provável que ocorra algum colapso nos próximos anos, pois as demandas exibidas correspondem a apenas 41,9 e 64,0% de suas respectivas capacidades máximas de produção no último ano da simulação.

No Sistema Serra Azul, o colapso é em Contagem, novamente a partir do ano de 2016. Assim, as cidades posteriores ao local do colapso, Pedro Leopoldo e Vespasiano, também não terão suas demandas atendidas. Da mesma forma que o SIRV, esse sistema não havia entrado em colapso no cenário base, mas já indicava tendência a colapsar após o ano de 2030.

Quanto ao Sistema Rio Manso, o colapso ocorre em Contagem também a partir do ano de 2016. Logo, as cidades posteriores ao colapso, Pedro Leopoldo e Vespasiano, também não terão suas demandas atendidas. Novamente, assim como nos sistemas Rio das Velhas e Serra Azul, esse sistema não havia entrado em colapso no cenário base, mas já demonstrava tendência a colapso após o período simulado.

Por último, no Sistema Ibirité, o colapso ocorre em Ibirité, que é a última cidade atendida. Diferentemente dos anteriores, ele entra em colapso apenas a partir do ano de 2021. Destaca-se que o Ibirité, de acordo com o cenário base, apresentava pequena probabilidade de ocorrência de algum colapso nos próximos anos.

Nesse cenário, apresenta-se apenas o comportamento dos sistemas que exibiram colapso no cenário base visando observar se eles sairiam dessa situação com a redução proposta, uma vez que a diminuição do consumo *per capita* nos demais sistemas aliviou ainda mais seus balanços hídricos, favorecendo positivamente o atendimento da demanda. Portanto, nesses sistemas não houve a possibilidade de colapso hídrico e, por isso, seus resultados não serão apresentados.

Conforme a Figura 5, os sistemas Catarina (CAT) (Figura 5A) e Vargem das Flores (VF) (Figura 5B) continuam apresentando colapso desde 2016, assim como no cenário base.

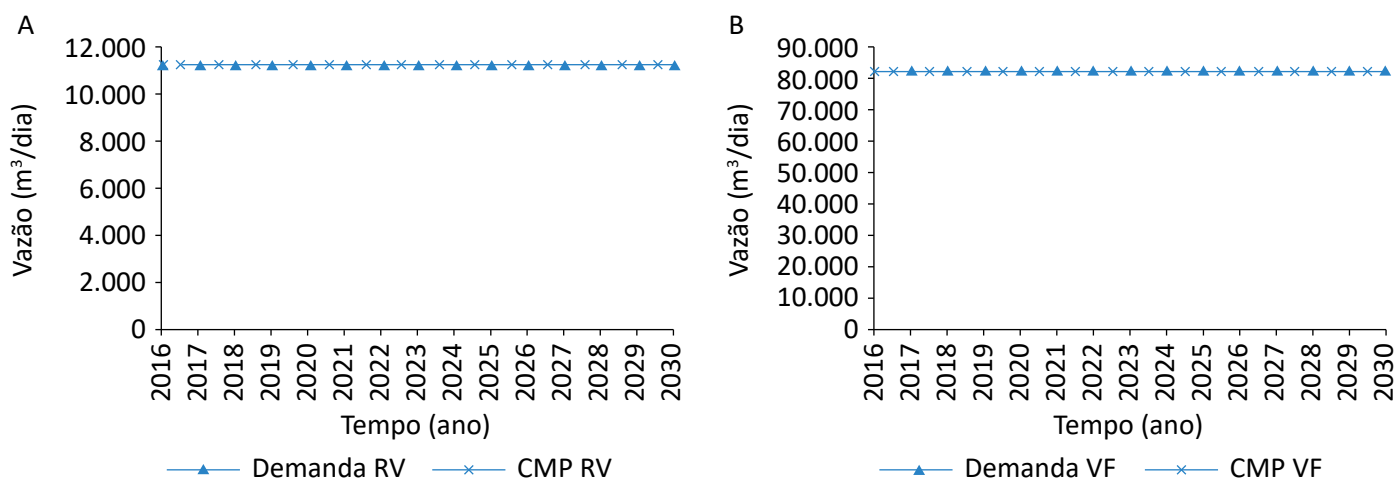


Figura 5 - Comparativo da capacidade máxima de produção (CMP) e demanda hídrica dos sistemas (A) Catarina (CAT) e (B) Vargem das Flores (VF) no cenário 2.

Cenário 2: previsão do local de colapso

No Sistema Vargem das Flores, assim como no cenário base, o colapso continua ocorrendo em Contagem a partir do ano de 2016. Dessa maneira, as cidades posteriores ao colapso, Pedro Leopoldo, Vespasiano e Santa Luzia, também não terão suas demandas atendidas.

Por sua vez, no Sistema Catarina, o colapso continua sendo em Brumadinho, último município atendido por esse sistema, também a partir do ano de 2016.

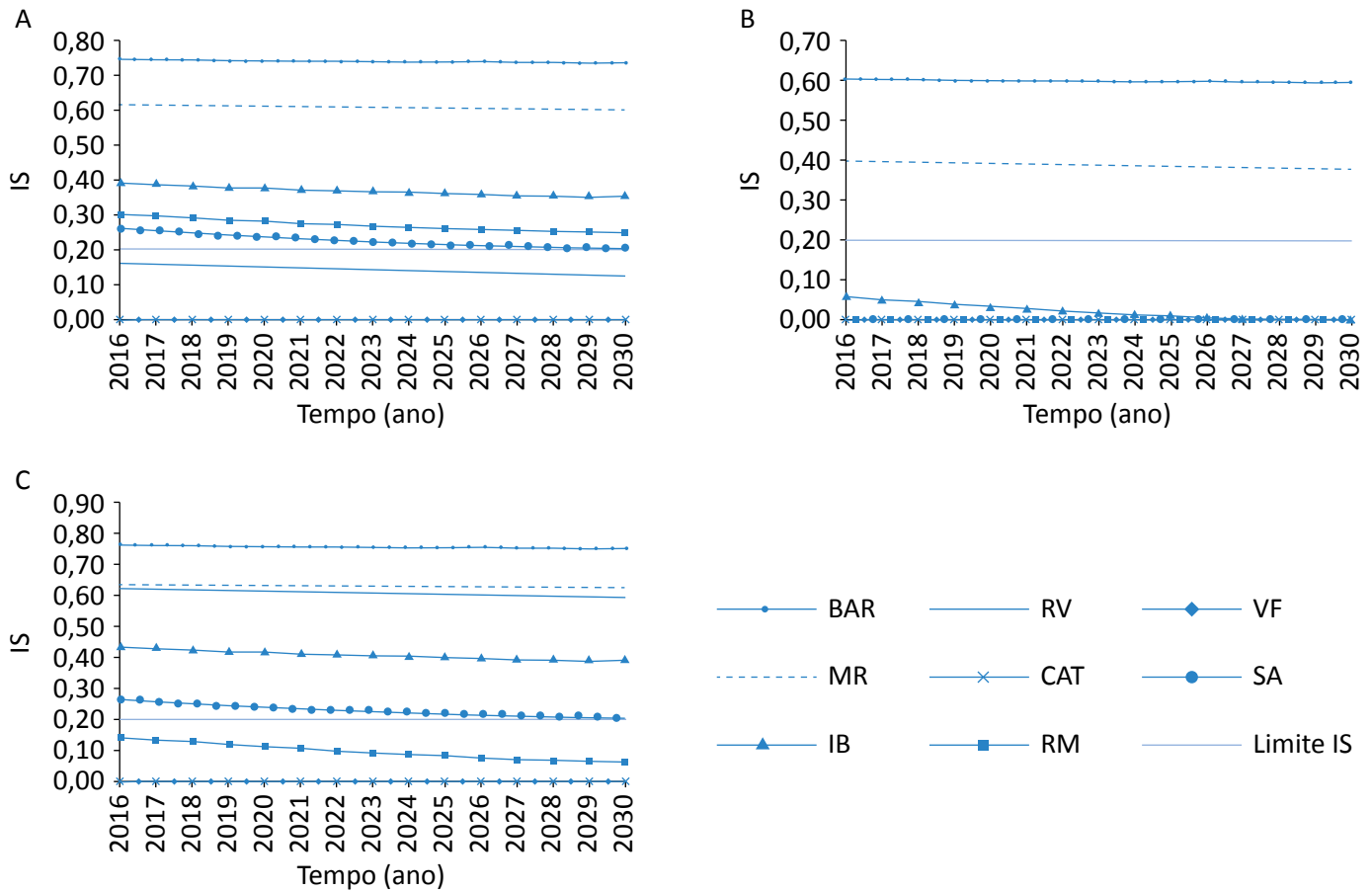
Análise dos índices de sustentabilidade em todos os cenários

Na Figura 6, apresenta-se o IS proposto por XU *et al.* (2002) e calculado para os oito sistemas integrados da RMBH no período de 2016 a 2030 para todos os cenários. No cenário base, observa-se que os IS dos sistemas Vargem das Flores (VF), Catarina (CAT) e Rio das Velhas (RV) se encontram abaixo do limite de sustentabilidade, que é 0,2. De acordo com a previsão obtida, é possível constatar que o IS do Sistema Serra Azul (SA) atingirá o limite de 0,2 em 2029 e o IS do Sistema Rio Manso (RM) chegará a 0,25 em 2030. Nos demais, percebe-se que não há indicação da possibilidade de estresse hídrico.

No cenário 1, os sistemas VF, CAT e RV continuam apresentando IS com valores abaixo do limite de sustentabilidade. Além deles, o Sistema SA, que apresentou IS abaixo do limite no cenário base apenas no ano 2029, nesse cenário passou a apresentar IS abaixo do limite desde o tempo inicial de simulação.

Adicionalmente, nota-se que o Sistema RM, que no cenário base demonstrou tendência a atingir o limite IS (igual a 0,25 em 2030), agora também fica abaixo do limite desde o tempo inicial de simulação. Já o Sistema Ibirité, nesse cenário, apresentou IS abaixo do limite desde 2016.

Os demais sistemas, Barreiro e Morro Redondo, não apresentaram IS abaixo de 0,2. No cenário 2, os sistemas VF e CAT continuam com valores de IS abaixo do limite de sustentabilidade, 0,2. O Sistema RV, por sua vez, não se encontra mais na área de tensão hídrica, diferentemente do cenário base. Já o Sistema SA, assim como no cenário base, apresentou IS abaixo do limite apenas no ano 2029. O Sistema RM também teve comportamento similar, com tendência a atingir o limite IS logo após o período de simulação (IS igual a 0,25 em 2030). Nos demais, observa-se que não há indicação de possibilidade de estresse hídrico.



BAR: Barreiro; CAT: Catarina; RV: Rio das Velhas; SA: Serra Azul; VF: Vargem das Flores; IB: Ibirité; MR: Morro Redondo; RM: Rio Manso.

Figura 6 – Comparação entre os índices de sustentabilidade (IS) dos sistemas integrados da Região Metropolitana de Belo Horizonte e seu limite de sustentabilidade de acordo com os cenários: (A) cenário base; (B) cenário 1; (C) cenário 2.

CONCLUSÃO

Os resultados obtidos por meio das simulações e análises dos cenários propostos permitem concluir que o estudo do abastecimento hídrico por meio de simulação utilizando a técnica de DS foi viável e relevante para identificar possíveis locais e momentos de colapsos hídricos. Dessa forma, podeauxiliar as tomadas de decisão referentes à gestão dos recursos hídricos do sistema integrado da RMBH.

É possível concluir também que o sistema integrado de abastecimento hídrico da RMBH já opera abaixo da necessidade local desde 2016 em dois subsistemas, Vargem das Flores e Catarina, em todos os cenários examinados. Isso pode ser constatado pelos resultados da simulação e pelo cálculo do IS, que se mostrou abaixo do limite de 0,2.

Portanto, esses dois sistemas estão em condição vulnerável, apresentando estresse hídrico. Apesar da pequena representatividade desses sistemas no total de oferta hídrica da RMBH, sugere-se que ambos sejam monitorados e geridos com mais atenção, a fim de evitar problemas relacionados à escassez de água na região.

Além disso, constatou-se que os subsistemas Rio Manso, Rio das Velhas e Serra Azul são passíveis de colapso e devem ser criteriosamente analisados, uma vez que representam 86% do abastecimento total da RMBH. Para garantir o bom desempenho desses subsistemas a longo prazo, recomenda-se a realização de medidas preventivas como educação da população sobre consumo consciente de água, mais fiscalização visando

reduzir a poluição dos afluentes, a elaboração de um projeto eficaz para reduzir as perdas na distribuição, entre outras.

Quanto aos demais subsistemas, Barreiro e Morro Redondo encontram-se em condição estável nos três cenários simulados. Já o subsistema Ibirité ficou abaixo do limite do IS apenas no cenário 1. Mesmo esses subsistemas alcançando resultados mais otimistas,

precisam ser monitorados e geridos para garantir que variáveis externas ou cenários imprevistos não comprometam seus comportamentos.

Assim, viu-se que o principal diferencial proporcionado pelo modelo proposto neste trabalho foi a utilização da técnica de DS, não apenas para identificar os momentos de colapso hídrico, mas também para identificar os locais em que esses colapsos ocorrem.

REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). *Atlas de abastecimento urbano de água*. Disponível em: <<http://atlas.ana.gov.br/Atlas/forms/analise/Geral.aspx?est=8>>. Acesso em: 25 mar. 2016.
- AYALA, G. T.; OKUMURA, M.; KIM, J. Water Demand and Supply Balance by Using Urban Spatial Development Model and System Dynamics. *Proceedings of Infrastructure Planning*, v. 50, n. 297, 2014. CD-ROM.
- BRASIL. Ministério das Cidades. *Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: informações e indicadores municipais consolidados*. Disponível em: <<http://app.cidades.gov.br/serieHistorica/>>. Acesso em: 10 abr. 2016.
- CHEN, Z.; WEI, S. Application of System Dynamics to Water Security Research. *Water Resources Management*, v. 28, n. 2, p. 287-300, jan. 2014. <https://doi.org/10.1007/s11269-013-0496-8>
- COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS. *Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas*. Belo Horizonte, 2015.
- COMPANHIA DE SANEAMENTO DE MINAS GERAIS (COPASA). *Informações sobre o abastecimento*. Disponível em: <<http://www.copasa.com.br/wps/portal/internet/imprensa/noticias/informacoes-sobre-abastecimento>>. Acesso em: 15 abr. 2016.
- DOMINGOS, J. C.; POLITANO, P. R.; PEREIRA, N. A. Modelo de dinâmica de sistemas para o processo de S&OP ampliado. *Gestão e Produção*, São Carlos, v. 22, n. 4, p. 755-788, jan. 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/0104-530X1702-14>
- FEIL, A. A.; TUCCI, C. Consumo eficiente, conservação e características sociodemográficas que influenciam no consumo de água. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, Rio Grande do Sul, n. 34, dez. 2014.
- FERNANDÉZ, N.; SUÁREZ, C. A.; PÉREZ, E.A. Modelación y Simulación Dinámica para la Gestión de Caudales en la Cuenca Alta del Río Pamplonita: Un Balance Hídrico de Consumo. *Bistua*, Pamplona, v. 5, n. 2, p. 80-96, jul. 2007.
- GARCIA, J. M. *Theory and practical exercises of system dynamics*. Barcelona: Juan Martín Garcia, 2003. 294 p.
- GOULART, R. J.; ALVES, J. M.; SOBRINHO, R. P.; ROMEIRO, A. R. Cidades sustentáveis: o manejo urbano de recursos hídricos. In: ENCONTRO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA ECOLÓGICA, 9., 2011, Brasília. *Estudo da disponibilidade hídrica das bacias PCJ utilizando dinâmica de sistemas*. Disponível em: <<http://docplayer.com.br/76489504-Estudo-da-disponibilidade-hidrica-das-bacias-pcj-utilizando-dinamica-de-sistemas.html>> Acesso em: 7 out. 2015.
- HOVI, V.; HUTTUNEN, M.; KARPPINEN, I.; PÄTTIKANGAS, T.; NIEMISTÖ, H.; KARVONEN, L.; KALLIO, S.; TUURI, S.; YLÄ-OUTINEN, V. Integrated transient simulation of a BFB boiler with CFD models for the BFB furnace and dynamic system models for the steam cycle and boiler operation. *Energy Procedia*, v. 120, p. 508-515, jul. 2017. <https://doi.org/10.1016/j.egypro.2017.07.186>
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. *Censo Demográfico de 2000*. Disponível em: <<https://ww2.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2000/>>. Acesso em: 12 de fevereiro de 2016.

- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Indicadores sociais de população*. 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/mapa_site/mapa_site.php#populacao>. Acesso em: 20 mar. 2016.
- KELMAN, J. Water supply to the two largest Brazilian metropolitan regions. *Aquatic Procedia*, v. 5, p. 13-21, out. 2015. <https://doi.org/10.1016/j.aqpro.2015.10.004>
- LI, X.; MADNICK, S. E. Understanding the Dynamics of Service-Oriented Architecture Implementation. *Journal of Management Information Systems*, v. 32, n. 2, p. 104-133, jul. 2015. <https://doi.org/10.1080/07421222.2015.1063284>
- MADEIRA, J. L.; SIMÕES, C. C. S. Estimativas preliminares da população urbana e rural segundo as unidades da Federação de 1960/1980 por uma nova metodologia. *Revista Brasileira de Estatística*, v. 33, n. 129, p. 3-11, jan./mar. 1972.
- MULA, J.; BOLARIN, C.; DÍAZ-MADROÑERO, M.; CARPIO, K. M. A system dynamics model for the supply chain procurement transport problem: comparing spreadsheets, fuzzy programming and simulation approaches. *International Journal of Production Research*, v. 51, n. 13, p. 4087-4104, jan. 2013. <https://doi.org/10.1080/00207543.2013.774487>
- QI, P.; CHEN, Y. Simulation and Prediction of Excellent Students Based on System Dynamics. *Applied Mechanics and Materials*, v. 713, p. 1914-1917, 2015. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.713-715.1914>
- RODRIGUEZ, F. A. Os caminhos das águas. *Agroanalysis*, v. 18, n. 22, p. 23-26, mar. 1998.
- SALIM, N. A.; OTHMAN, M. M.; MUSIRIN, I.; SERWAN, M.; BUSAN, S. Risk assessment of dynamic system cascading collapse for determining the sensitive transmission lines and severity of total loading conditions. *Reliability Engineering & System Safety*, v. 157, p. 113-128, 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.res.2016.08.002>
- SÃO PAULO (Estado). *Secretaria de Saneamento e Energia. Plano Municipal de Saneamento Básico*. São Paulo: Programa de fortalecimento dos instrumentos de planejamento do setor de saneamento, 2009.
- SIMONOVIC, S. P.; RAJASEKARAM, V. Integrated Analyses of Canada's Water Resources: A System Dynamics Approach. *Canadian Water Resources Journal*, v. 29, n. 4, p. 223-250, out. 2004. <https://doi.org/10.4296/cwrj223>
- VENTANA SYSTEMS. *Vensim Simulation Software*. Disponível em: <<http://www.vensim.com>>. Acesso em: mar. 2016.
- WANG, B.; LI, W.; HUANG, G. H.; LIU, L.; LI, J.; LI, Y. Urban water resources allocation under the uncertainties of water supply and demand: a case study of Urumqi, China. *Environmental Earth Sciences*, v. 74, p. 3543-3557, abr. 2015. <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4420-9>
- WANG, K.; DAVIES, E. G. R. Municipal water planning and management with an end-use based simulation model. *Environmental Modelling & Software*, v. 101, p. 204-217, abr. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.12.024>
- WEI, T.; LOU, I.; YANG, Z.; LI, Y. A system dynamics urban water management model for Macau, China. *Journal of Environmental Sciences*, v. 50, p. 117-126, out. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.jes.2016.06.034>
- YANG, S.; GUO, H.; LI, Y.; LIU, J. L. The application of system dynamics model of city water demand forecasting. *Applied Mechanics and Materials*, v. 535, p. 440-445, fev. 2014. <https://doi.org/10.4028/www.scientific.net/AMM.535.440>
- XU, Z. X.; TAKEUSHI, K.; ISHIDAIRA, H.; ZHANG, X. W. Sustainability Analysis for Yellow River Water Resources Using the System Dynamics Approach. *Water Resources Management*, v. 16, p. 239-261, maio 2002. <https://doi.org/10.1023/A:1020206826669>



DESENVOLVIMENTO INICIAL DO MILHO (*ZEA MAYS* L.) EM SUBSTRATO CONTENDO LODO DE ESGOTO COMPOSTADO

INITIAL DEVELOPMENT OF MAIZE (*ZEA MAYS* L.) IN SUBSTRATE WITH COMPOSTED SEWAGE SLUDGE

**Carla Andreia da
Cunha Martins** 

Pesquisadora pós-doutoral do
Programa de Pós-Graduação em
Tecnologia Ambiental da Universidade
Federal Fluminense (UFF) –
Volta Redonda (RJ), Brasil.

Fabiana Soares dos Santos 

Professor associado do
Departamento de Engenharia
de Agronegócios da UFF –
Volta Redonda (RJ), Brasil.

Adriano Portz 

Professor associado do
Departamento de Engenharia
de Agronegócios da UFF –
Volta Redonda (RJ), Brasil.

André Marques dos Santos 

Professor adjunto do Departamento
de Bioquímica da Universidade
Federal Rural do Rio de Janeiro
(UFRRJ) – Seropédica (RJ), Brasil.

Endereço para correspondência:

Carla Andreia da Cunha Martins –
Avenida dos Trabalhadores, 420 –
Vila Santa Cecília – CEP 27255-125,
Volta Redonda (RJ), Brasil –
E-mail: candcunha@yahoo.com.br

Recebido em: 16/11/2017

Aceito em: 08/05/2018

RESUMO

O uso de lodo de esgoto na produção vegetal tem se mostrado como uma alternativa promissora devido às elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes presentes nesse material. O objetivo deste estudo foi avaliar o efeito de diferentes proporções de composto orgânico contendo lodo de esgoto na composição de substrato para o desenvolvimento inicial de plantas de milho em casa de vegetação. Os tratamentos constituíram-se da compostagem (composto de lodo de esgoto e resíduo de poda urbana) e foram misturados com diferentes proporções de substrato comercial. A adição de composto de lodo de esgoto no substrato favoreceu o desenvolvimento das plantas de milho, avaliado pela produção de matéria seca de parte aérea e raiz, altura da planta, número de folhas, diâmetro de caule, desenvolvimento radicular e produção de pigmentos fotossintéticos. Esse maior desenvolvimento das plantas foi diretamente correlacionado com os maiores teores de N, Ca e Mg acumulados nas plantas.

Palavras-chave: biossólido; nutrientes; pigmentos fotossintéticos.

ABSTRACT

The use of sewage sludge in plant production has been a promising alternative due to the high concentrations of organic matter and nutrients present in this biosolid. The objective of this work was to evaluate the effect of different proportions of organic compound containing sewage sludge on the substrate composition for the initial development of corn plants in greenhouse. The treatments consisted of composting (composed of sewage sludge and urban pruning residue) mixed with different proportions of commercial substrate. The addition of sewage sludge in the substrate improved the development of corn plants, evaluated by dry matter production of shoot and root, plant height, leaf number, stem diameter, root development and photosynthetic pigment production. This higher development of the plants was directly correlated with the higher levels of N, Ca and Mg accumulated in the plants.

Keywords: biosolid; nutrients; photosynthetic pigments.

INTRODUÇÃO

Na última década, os investimentos em saneamento básico vêm aumentando no Brasil, incluindo sistemas de coleta e tratamento de esgoto, com o objetivo de atender às exigências ambientais. No processo de tratamento de esgoto, é gerado um resíduo sólido conhecido como lodo de esgoto, cujo gerenciamento é considerado complexo, com custos elevados, e sua disposição final inadequada pode comprometer os efeitos benéficos da coleta e do tratamento de esgoto. A utilização agrícola desse resíduo é uma alternativa prevista na legislação (BRASIL, 2006), por ser fonte de matéria orgânica e nutrientes para as plantas (ZHANG *et al.*, 2015; LI *et al.*, 2017), podendo resultar em benefício social, ambiental e econômico de disposição final.

No entanto, a presença de algumas substâncias inorgânicas e orgânicas, bem como agentes patogênicos, pode inviabilizar a sua utilização na agricultura. No Brasil, a Resolução CONAMA nº 375/2006 (BRASIL, 2006) estabelece os limites máximos permitidos desses contaminantes para uso do lodo de esgoto na agricultura.

A presença de contaminantes inorgânicos e orgânicos é mais comum em lodo de esgoto gerado a partir de processos industriais contendo esses elementos. Estudos vêm mostrando que em lodo de esgoto urbano a presença desses contaminantes mostra-se abaixo dos níveis críticos restritivos para sua utilização agrícola, o que permite sua aplicação ao solo dentro

de limitações toleráveis de impacto ambiental (SILVA; RESCK; SHARMA, 2002).

Com relação aos agentes patogênicos, a legislação sugere uma série de tratamentos com o objetivo de reduzir agentes patogênicos e atratividade de vetores, entre eles a compostagem, que é um processo de transformação biológica de materiais orgânicos, tais como palha de arroz, café, papel etc., em fertilizantes orgânicos utilizáveis na agricultura (DORES-SILVA; LANDGRAF; REZENDE, 2013).

Diversos trabalhos têm mostrado aumento na produção de matéria seca, teores de nutrientes e produção de milho em solos tratados com lodo de esgoto (SILVA; RESCK; SHARMA, 2002; BARROS *et al.*, 2011; RODRIGUES *et al.*, 2011; GARCIA *et al.*, 2012; BREMM *et al.*, 2012), podendo ser considerado de forma a contribuir como fonte de nutrientes para diminuir os custos de produção, aumentando, assim, os lucros dos produtores, além de ser uma alternativa para agregar valor ao produto e reduzir os impactos ambientais de seu descarte.

O trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade do composto orgânico, produzido a partir da mistura de lodo de esgoto e resíduos de poda provenientes da conservação de ruas e terrenos urbanos, em diferentes concentrações quanto aos teores de nutrientes e produção inicial de milho.

METODOLOGIA

O lodo de esgoto foi coletado em uma estação de tratamento de esgoto do município de Volta Redonda, Rio de Janeiro. Visando a reduzir as concentrações de coliformes termotolerantes ($1.090.000 \text{ NMP.g}^{-1}$ de ST) e *Salmonella* (59 P/A em 10 g de MS), que estavam acima dos valores permitidos pela legislação (BRASIL, 2006) para uso agrícola, foi realizada a compostagem como um processo de redução de patógenos.

O lodo de esgoto foi misturado com resíduos de poda provenientes da conservação de ruas e terrenos urbanos da cidade (compostos basicamente de galhos, folhas de árvores e grama, que foram triturados com tamanho médio de 0,5 cm), na proporção 19:1 (lodo de esgoto: poda urbana), de modo que a relação carbono/nitrogênio ficasse em torno de 30.

O sistema de compostagem foi realizado em caixas d'água de 1 m^3 com aeração por meio de tubos perfurados com 1 m de comprimento e de 1" de diâmetro, para suprimento de oxigênio aos microrganismos responsáveis pela degradação da matéria orgânica e para controle de temperatura. Os compostos foram revolvidos e umedecidos manualmente, a fim de garantir aeração e umidade corretas para o processo de compostagem.

Após 120 dias de compostagem, os teores de coliformes termotolerantes foram reduzidos para $2,18\text{E}+02 \text{ NMP.g}^{-1}$ de ST, valor abaixo dos limites máximos permitidos, e não foi encontrada *Salmonella* no material, demonstrando a eficiência do processo de compostagem na redução de patógenos e a possibilidade de utilização do lodo na produção vegetal.

Em casa de vegetação, sementes de milho (*Zea mays* L.) da variedade Agroceres AG1051 foram semeadas em vasos de 8 L contendo os diferentes tratamentos constituídos da compostagem misturados com diferentes proporções de um substrato comercial, conforme descrição a seguir:

- Tratamento 0:1 (substrato comercial);
- Tratamento 1:2 (1 parte de composto de lodo de esgoto e resíduo de poda urbana:2 partes de substrato comercial);
- Tratamento 1:1 (1 parte de composto de lodo de esgoto e resíduo de poda urbana:1 parte de substrato comercial);
- Tratamento 2:1 (2 partes de composto de lodo de esgoto e resíduo de poda urbana:1 parte de substrato comercial);
- Tratamento 1:0 (1 parte de composto de lodo e resíduo de poda urbana).

O substrato comercial era composto principalmente por casca de pinus moída e compostada, e pó de coco, para produção de mudas utilizando-se 3 repetições para cada tratamento.

O experimento foi montado em um delineamento inteiramente casualizado, com 5 tratamentos e 3 repetições, totalizando 15 unidades experimentais. As características químicas dos diferentes tratamentos são apresentadas na Tabela 1.

As plantas foram colhidas 30 dias após a semeadura, momento em que foram avaliados os seguintes parâmetros: diâmetro do caule, altura da planta e número de folhas. Posteriormente, foram separadas em raiz e parte aérea, lavadas e levadas para estufa com circulação forçada de ar a 70°C, para cálculo da produção de matéria seca.

Durante a coleta das plantas foram retirados discos foliares com 2,83 cm² de área, os quais foram utilizados para extração dos pigmentos fotossintéticos utilizando-se dimetilsulfóxido (DMSO), de acordo com metodologia de Hiscox e Israelstam (1979). A quantificação dos pigmentos foi realizada com base nas leituras espectrofotométricas a 750 nm (turbidez), 665 nm (clorofila a), 649 nm (clorofila b) e 480 nm (carotenoides). Os valores obtidos foram expressos em concentração de pigmentos, segundo as equações propostas por Wellburn (1994).

Tabela 1 – Análises químicas dos teores totais e teores trocáveis do substrato formado com diferentes proporções de composto contendo lodo de esgoto e substrato comercial.

Trat ¹	N	P	K	Ca	Mg	C %	MO %	Relação C/N	pH H ₂ O* 1:2,5
	Teores totais								
	g.kg ⁻¹								
0:1	2,94	1,43	2,15	3,01	1,74	58,03	10,01	19,74	5,6
1:2	4,29	2,05	2,20	9,91	1,67	84,73	14,61	19,75	5,8
1:1	7,09	2,71	2,20	20,76	2,24	91,79	15,83	12,95	5,9
2:1	8,14	3,26	2,19	25,45	2,69	116,69	20,12	14,34	6,0
1:0	23,96	9,69	2,19	60,49	5,64	267,56	46,13	11,17	6,3
Teores trocáveis e disponíveis									
Trat	Ca	Mg	Na	H+Al	Al	K	P		
	cmolc.dm ⁻³							mg.dm ⁻³	
0:1	5,50	2,13	0,30	13,45	0,0	1.323,41	1.720,21		
1:2	14,00	8,38	0,55	12,13	0,0	1.009,19	2.680,85		
1:1	22,50	7,75	1,04	15,10	0,0	1.018,44	3.455,32		
2:1	24,75	10,25	0,92	11,72	0,0	889,05	3.797,87		
1:0	25,50	15,75	1,29	9,90	0,0	362,27	4.492,55		

¹Proporção dos tratamentos – composto orgânico (formado por 19 partes de lodo de esgoto e 1 parte de resíduo de poda urbana):substrato comercial; N, P, K, Ca e Mg totais: Tedesco *et al.* (1995); *pH em água 1:2,5; carbono orgânico: método Walkley-Black; Ca e Mg trocáveis: KCl 1 mol L⁻¹; P disponível, K e Na trocáveis: Mehlich-1; H+Al: acetato de cálcio (SILVA, 1999).

A determinação de parâmetros radiculares, como comprimento e área de raízes, foi realizada seguindo a metodologia proposta por Brasil *et al.* (2000), sendo os dados processados no *software* SIARCS 3.0 (Embrapa-CNPDIA®). Foram quantificados os valores de área superficial radicular em cm² e o comprimento radicular total em cm de raízes por tratamentos.

Teores totais de N, P, K, Ca e Mg foram determinados na parte aérea e raízes das plantas, de acordo com Tedesco *et al.* (1995).

A análise de variância e os testes de médias foram realizados usando o programa SISVAR® (FERREIRA, 2011). Para análise de correlação, foi utilizado o programa ASSISTAT (SILVA; AZEVEDO, 2016).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas Figuras 1A e 1B são apresentados os dados de produção de matéria seca das plantas de milho nos diferentes tratamentos de compostagem misturados com substrato comercial. Observa-se que a adição de composto formado a partir da compostagem de lodo de esgoto e resíduos de poda urbana favoreceu o desenvolvimento das plantas de milho. No tratamento 0:1, formado por 100% de substrato comercial, o desenvolvimento das plantas foi significativamente menor, tanto da parte aérea quanto da raiz (Figuras 1A e 1B), demonstrando a eficiência do composto no desenvolvimento das plantas. O tratamento que obteve o maior desenvolvimento de parte aérea e da raiz foi o 2:1. Garcia *et al.* (2012), avaliando o crescimento e nutrição de milho decorrentes da aplicação de lodo de esgoto doméstico, observaram que as massas secas total e da parte aérea de milho aumentaram ao longo das fases fenológicas de cultivo nos três tratamentos aplicados (adubação mineral; lodo de esgoto; e lodo de esgoto + adubação mineral), sendo o tratamento com lodo de esgoto + adubação mineral o que apresentou resultados mais expressivos para o peso de sementes por vaso das plantas de milho (produção). Segundo Junio *et al.* (2013), o aumento das doses de composto de lodo de esgoto promoveu incremento na produtividade da cultura do milho, atingindo valor máximo de 4,63 t.ha⁻¹ de grãos, com a aplicação de 75 t.ha⁻¹ de composto.

A maior biodisponibilidade de nutrientes no solo (principalmente N, Ca e P) encontrada nos tratamentos com composto orgânico contendo lodo de esgoto (Tabela 1) provavelmente influenciou a maior produção de matéria seca nas plantas de milho. O milho é considerado uma planta exigente em termos nutricionais e, segundo Fia, Matos e Aguirre (2006), é uma das culturas com que se tem obtido os melhores resultados com uso do lodo de esgoto como fertilizante.

Corroborando os resultados obtidos, Silva *et al.* (2004), estudando o desenvolvimento de plantas de milho e

eucalipto em solos com doses crescentes de composto formado a partir de lodo de esgoto e poda verde de árvore, demonstraram que o crescimento das plantas foi proporcional à quantidade de composto adicionado.

O desenvolvimento radicular do milho foi expresso em área e comprimento radicular (Figuras 1C e 1D). Observa-se que a adição de composto formado a partir da compostagem de lodo de esgoto e resíduos de poda urbana favoreceu o desenvolvimento radicular. No tratamento 0:1, formado por 100% de substrato comercial, a área radicular foi significativamente menor em relação aos demais tratamentos (Figura 1C), demonstrando a eficiência do composto no desenvolvimento das raízes. Com relação ao comprimento radicular, os tratamentos contendo somente substrato comercial (0:1) e somente composto de lodo de esgoto (1:0) obtiveram resultados significativamente menores com relação às diferentes misturas (Figura 1D), demonstrando o efeito positivo na melhoria das características agrônômicas do substrato quando se adiciona lodo de esgoto ao substrato comercial. O tratamento que obteve o maior desenvolvimento radicular foi o 2:1. O estudo sobre raízes é muito importante para se entender o desenvolvimento e o crescimento da parte aérea das plantas, mas os procedimentos são trabalhosos, demandando habilidade e paciência, além da utilização critérios metodológicos para diminuir a variabilidade entre os tratamentos em estudo. Bassoi *et al.* (1994), avaliando a distribuição do sistema radicular do milho, verificaram que cerca de 70% das raízes de milho concentraram-se na camada de 0 a 40 cm de profundidade; independentemente do modo de aplicação de N, os resultados de distribuição radicular foram obtidos por meio da técnica de análise do sistema radicular utilizando o SIARCS. Em outro estudo sobre a distribuição de raízes do milho, Fante Júnior *et al.*, (1994) observaram que a quantificação radicular das plantas de milho mostrou maior concentração de raízes na camada de 0 a 20 cm, cerca de 70% de massa seca para uma

presença radicular de aproximadamente 40%. O método de processamento de imagens mostrou-se como uma ferramenta importante no estudo detalhado sobre sistemas radiculares, podendo ser também aplicado às diversas áreas dentro da ciência agrônoma (FANTE JÚNIOR *et al.*, 1994). Sousa *et al.* (2002), estudando o sistema radicular do maracujazeiro, observaram redução do comprimento e da área radicular do maracujazeiro com a profundidade do perfil, e os maiores valores se concentraram na camada de 0 a 0,40 m. Entretanto, Lucas, Freizzone e Coelho Filho (2012) verificaram que o comprimento e a área de raiz de plantas de maracujá apresentaram maiores concentrações nas camadas variando de 0 até 0,50 m de profundidade. De acordo com os autores, as maiores áreas de raiz foram verificadas nas profundidades de 0 a 0,20 m e de 0,20 a 0,40 m, variando de 7% (K_1 — adição de 0,200 kg de K_2O por planta) a 34% (K_2 — adição de 0,400 kg de K_2O por planta) no perfil de solo estudado.

Na Figura 2 são apresentados os dados de altura (cm), número de folhas e diâmetro do caule (mm) das plantas de milho na época da colheita. Observa-se também que o tratamento 0:1, formado por 100% de substrato comercial, resultou em menor desenvolvimento das plantas em relação à altura da planta (Figura 2A), ao número de folhas (Figura 2B) e ao diâmetro do caule (Figura 2C), corroborando os resultados de matéria seca (Figuras 1A e 1B). Portanto, a adição do composto formado por lodo de esgoto e resíduos de poda urbana favoreceu o desenvolvimento das plantas.

Observa-se aumento nas concentrações de N, Ca e Mg (Tabela 2) na raiz e na parte aérea das plantas de milho nos tratamentos com composto orgânico contendo lodo de esgoto, quando comparados ao tratamento somente com substrato comercial (0:1). Essa diferença foi mais expressiva quanto aos teores de N, cujas concentrações foram bem inferiores no tratamento

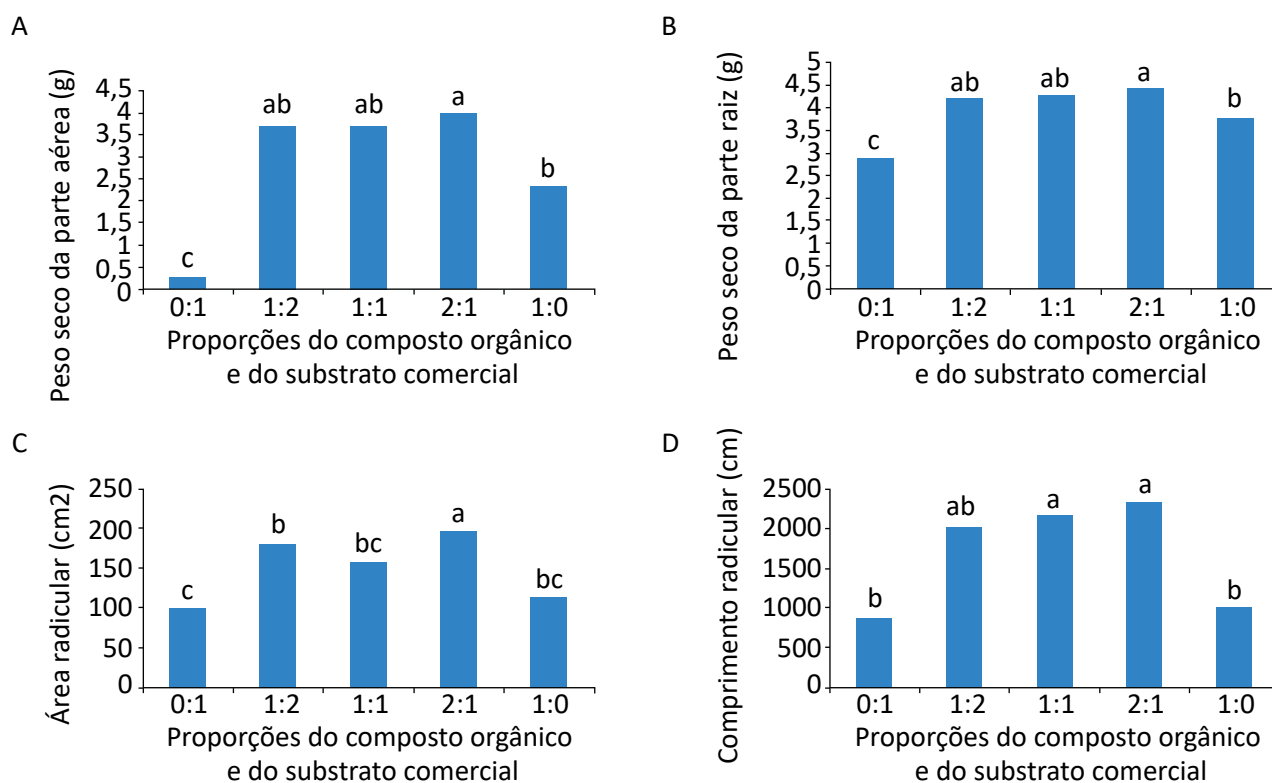


Figura 1 – Produção de matéria seca da parte aérea (A) e raiz (B); área (C); e comprimento radicular (D) de milho nas diferentes proporções de composto orgânico (formado por 19 partes de lodo de esgoto e 1 parte de resíduos de poda urbana) e substrato comercial (0:1; 1:2; 1:1; 2:1; 1:0). Letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 1% de significância.

que não recebeu lodo de esgoto (0:1), que apresentou, conseqüentemente, menor produção de matéria seca (Figura 1), bem como desenvolvimento da parte aérea (Figura 2) e da raiz (Figuras 1C e 1D), além de sintomas visuais de clorose nas folhas. Barros *et al.* (2011), estudando a contribuição da adição de biossólidos na cultura do milho, encontraram resultados semelhantes, relacionando a deficiência de N ao pouco desenvolvimento da parte aérea e à senescência precoce das folhas mais velhas.

As maiores concentrações de N, P, Ca e Mg (Tabela 2) não foram relacionadas diretamente ao maior desenvolvimento da parte aérea da planta; inclusive, a produção de matéria seca da parte aérea (Figura 1A) e a altura da planta (Figura 2A) forneceram valores inferiores de produção, quando comparados aos dados obtidos com os tratamentos contendo misturas em diferentes proporções entre composto orgânico com lodo de esgoto e substrato comercial. Esse resultado provavelmente

ocorreu devido à contribuição dada pela composição do substrato comercial, que forneceu melhores características para o desenvolvimento das plantas.

Junio *et al.* (2013) observaram que os teores de N, P e K nas folhas de plantas de milho aumentaram com a adição de 75 t.ha⁻¹ de composto de lodo de esgoto (considerada como a dose ótima recomendada). Nesse trabalho, os autores estudaram a produtividade de milho adubado com composto de lodo de esgoto e fosfato natural de Gafsa, e verificaram que, de modo geral, não houve influência da adubação fosfatada em relação aos teores de macronutrientes nos tecidos foliares. Segundo Garcia *et al.* (2012), a aplicação de lodo de esgoto doméstico e lodo de esgoto doméstico + adubação mineral proporcionou aumento dos teores foliares de N, Ca, Mg, P, K, S, Zn, Mn, Cu e B nas plantas de milho.

Na Tabela 2 observam-se os teores de pigmentos fotosintéticos nas folhas de milho; para as variáveis clorofila

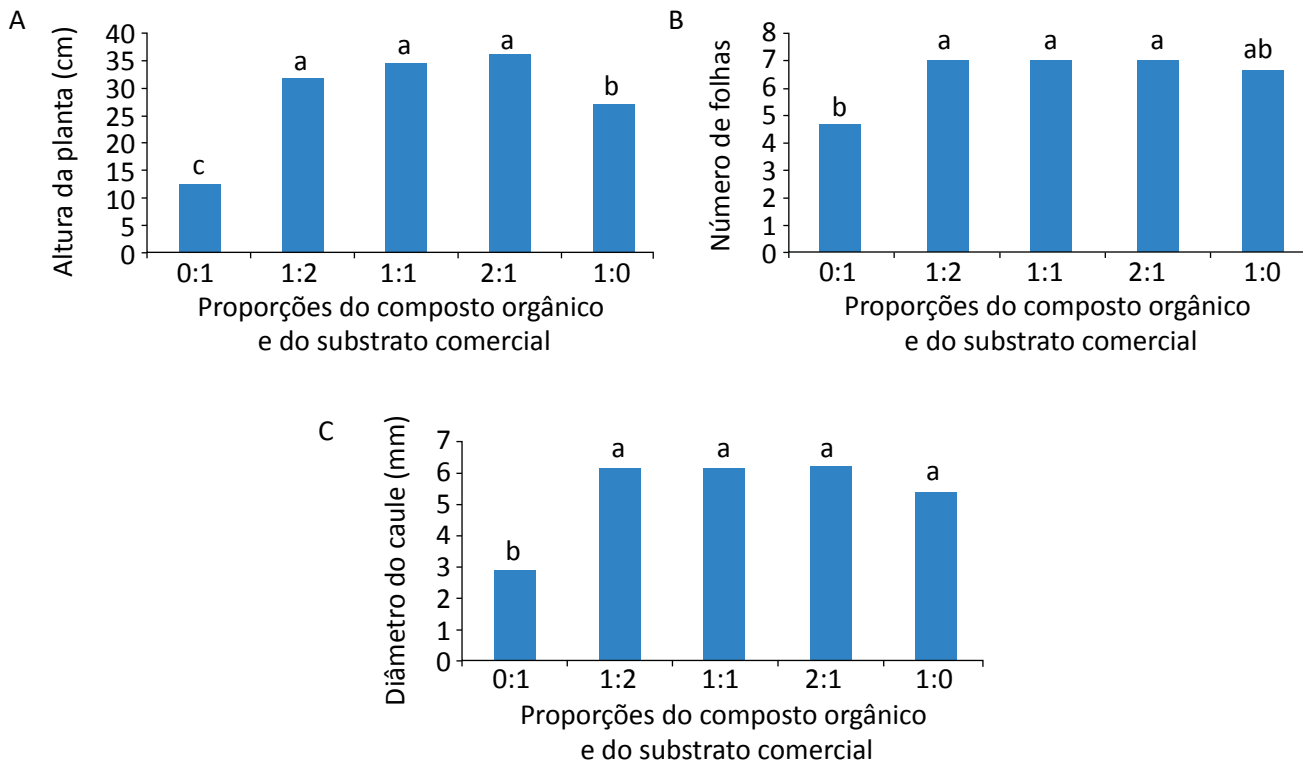


Figura 2 – Altura da planta (A); número de folhas (B); e diâmetro do caule (C) das plantas de milho nas diferentes proporções de composto orgânico (formado por 19 partes de lodo de esgoto e 1 parte de resíduos de poda urbana) e substrato comercial (0:1; 1:2; 1:1; 2:1; 1:0). Letras iguais não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 1% de significância.

a, clorofila total, carotenoides e razão entre as clorofilas a e b, não houve diferença significativa entre os tratamentos contendo composto de lodo de esgoto em diferentes proporções (1:2; 1:1; 2:1 e 1:0). O menor teor de todas as variáveis analisadas (Chla, Chlb, Ctotal, Cx+c e razão entre Chla/Chlb) nas folhas de milho foi verificado no tratamento 0:1, contendo 100% de substrato comercial (Tabela 2), cujos teores médios de clorofilas a, b e total foram aproximadamente cinco vezes inferiores

aos tratamentos contendo composto de lodo de esgoto. Os maiores teores desses pigmentos nas folhas de milho observados nos tratamentos contendo composto de lodo de esgoto devem estar relacionados aos maiores teores de N presente nesses tratamentos (Tabela 1), resultando em maior acúmulo desse elemento nas folhas das plantas (Tabela 2). O N é absorvido em maior quantidade pela cultura do milho e sua influência na fotossíntese pode ocorrer de várias formas, como pelo uso

Tabela 2 – Concentração de N, P, K, Ca e Mg ($\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$) na parte aérea e raiz das plantas de milho e teores de clorofilas a, b e total, carotenoides e razão entre clorofilas a e b nas folhas de milho (*Zea mays* L.) em tratamentos com diferentes proporções de composto orgânico contendo lodo de esgoto e substrato comercial.

Tratamento*	Parte aérea				
	N	P	K	Ca	Mg
	$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$				
0:1	1,52c	0,26b	7,22d	0,61c	0,50c
1:2	3,03b	0,21c	7,98c	0,92b	0,92b
1:1	3,74b	0,21c	9,50b	0,94b	0,92b
2:1	3,56b	0,22bc	10,14a	1,01b	1,00b
1:0	5,13a	0,33a	7,16d	1,23a	1,22a
Tratamento*	Raiz				
	N	P	K	Ca	Mg
	$\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$				
0:1	0,41b	0,07d	1,88b	0,69c	0,05b
1:2	2,57a	0,11c	3,07a	0,94b	0,43a
1:1	2,16a	0,13bc	3,16a	1,30a	0,48a
2:1	2,34a	0,15b	2,70ab	1,50a	0,51a
1:0	2,92a	0,20a	1,67b	1,56a	0,60a
Tratamento*	Pigmentos fotossintéticos				
	Chla	Chlb	Ctotal	Cx+c	Chla/Chlb
	$\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$				
0:1	4,14 b	2,27c	6,41b	0,86b	1,82b
1:2	21,16a	10,30ab	31,46a	2,43a	2,06a
1:1	20,08a	9,47b	29,55a	1,95a	2,12a
2:1	21,12a	9,83ab	30,95a	2,18a	2,15a
1:0	22,86a	11,10a	33,96a	1,93a	2,06a

Letras iguais, na coluna, na mesma parte da planta e nos pigmentos fotossintéticos, não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 1% de significância. *Proporções de composto orgânico (formado por 19 partes de lodo de esgoto e 1 parte de resíduos de poda urbana) e substrato comercial (0:1; 1:2; 1:1; 2:1; 1:0). Chla: teores de clorofila a; Chlb: teores de clorofila b; Ctotal: teores de clorofila total; Cx+c: carotenoides; Chla/Chlb: razão entre clorofilas a e b.

na formação dos cloroplastos, na síntese proteica e na síntese de clorofila (ROCHA *et al.*, 2016).

Observando-se a matriz de correlação (Tabela 3), verificou-se correlação positiva entre os tratamentos e o teor de N nas folhas de milho, indicando que os tratamentos com as maiores quantidades de composto de lodo de esgoto (Tabela 1) proporcionaram elevadas quantidades desse nutriente na parte aérea das plantas de milho.

Dessa forma, comprova-se a atuação do lodo de esgoto no suprimento de N para o cultivo de milho. Sabe-se que a taxa fotossintética é influenciada positivamente

te pela disponibilidade de N (DUBEY; RAGHUBANSHI; DWIVEDI, 2017). Portanto, o fornecimento adequado de N por meio da adição de composto de lodo de esgoto consiste em uma alternativa à utilização de fertilizantes minerais para manutenção das taxas fotossintéticas adequadas, resultando em melhor desenvolvimento da cultura.

Para as variáveis N, Ca e Mg na parte aérea de milho (NPA, CaPA e MgPA), clorofilas a, b e total e razão entre Chla/Chlb, foi observado alto coeficiente de determinação a 1% de significância (Tabela 3), mostrando que os maiores teores desses nutrientes absorvidos pelas plantas nos tratamentos contendo composto de lodo

Tabela 3 – Matriz de correlações lineares simples entre as variáveis de plantas de milho.

	TRAT ¹	NPA	PPA	KPA	CaPA	MgPA
NPA	0,9275**					
PPA	0,4548 ^{ns}	0,4506 ^{ns}				
KPA	0,2362 ^{ns}	0,1226 ^{ns}	-0,6785**			
CaPA	0,9377**	0,9679**	0,4066 ^{ns}	0,1293 ^{ns}		
MgPA	0,9153**	0,9565**	0,3226 ^{ns}	0,1862 ^{ns}	0,9830**	
Chla	0,7585**	0,8359**	-0,0143 ^{ns}	0,3880 ^{ns}	0,8839**	0,9151**
Chlb	0,7536**	0,8414**	0,0172 ^{ns}	0,3393 ^{ns}	0,8893**	0,9226**
Cx+c	0,4764 ^{ns}	0,5625*	-0,2737 ^{ns}	0,4166 ^{ns}	0,6506**	0,7012**
Ctotal	0,7572**	0,8380**	-0,0042 ^{ns}	0,3726 ^{ns}	0,8860**	0,9179**
Razão Chla/Chlb	0,6717**	0,6847**	-0,2773 ^{ns}	0,6839**	0,7270**	0,7548**
	Chla	Chlb	Cx+c	Ctotal	Razão Chla/Chlb	
NPA						
PPA						
KPA						
CaPA						
MgPA						
Chla						
Chlb	0,9980**					
Cx+c	0,9079**	0,9015**				
Ctotal	0,9998**	0,9991**	0,9063**			
Razão Chla/Chlb	0,8989**	0,8717**	0,8510**	0,8906**		

¹Proporções de composto orgânico (formado por 19 partes de lodo de esgoto e 1 parte de resíduos de poda urbana) e substrato comercial; NPA: teor de nitrogênio na parte aérea; PPA: teor de fósforo na parte aérea; KPA: teor de potássio na parte aérea; CaPA: teor de cálcio na parte aérea; MgPa: teor de magnésio na parte aérea; Chla: teor de clorofila a; Chlb: teor de clorofila b; Cx+c: teor de carotenoides; Ctotal: teor de clorofila total; Chla/Chlb: razão entre clorofilas a e b; **significativo a 1% de probabilidade; *significativo a 5% de probabilidade; ^{ns}não significativo.

de esgoto (Tabela 2) influenciaram diretamente a síntese de pigmentos fotossintéticos. Argenta *et al.* (2001), avaliando a correlação simples entre diferentes estádios de desenvolvimento de plantas de milho e teores de pigmentos fotossintéticos, observaram correlações positivas entre teor de N e clorofila extraível da folha, nos estádios de 10 a 11 folhas expandidas e de espigamento. Martins *et al.* (2010) verificaram que os teores de N-nitrato e N-amônio nas folhas de cultivares de batata apresentaram correlação alta e significativa com os teores de clorofila a e total extraíveis da batateira.

Apesar da significativa correlação entre os teores de nitrogênio (NPA), de cálcio (NCA) e de magnésio (MgPA) com os carotenoides, o coeficiente de determinação foi menor para N (0,5625), quando comparado ao Ca (0,6506) e ao Mg (0,7012), mostrando maior

correlação do acúmulo de Ca e Mg na parte aérea com produção de carotenoides (Tabela 3). O Ca está ligado aos polissacarídeos na parede celular e à calmodulina, uma pequena proteína importante na sinalização e regulação das atividades de muitas enzimas. Tanto a alta concentração externa de Ca quanto a sua carga positiva bivalente criam um grande gradiente de potencial eletroquímico que favorece o movimento de Ca para dentro da célula, com isso, o Ca liga-se a proteínas, principalmente calmodulina, e a organelas intracelulares, como mitocôndria, núcleo, retículo endoplasmático (RE), e a organelas fotossintetizantes, os cloroplastos (EPSTEIN; BLOOM, 2006). Os maiores coeficientes de determinação encontrados para as clorofilas a e b com o Mg se justificam pelo elemento ser constituinte (parte integrante) das moléculas das clorofilas a e b.

CONCLUSÕES

O uso de composto orgânico formado a partir das diferentes proporções de lodo de esgoto e resíduos de poda urbana favoreceu o desenvolvimento das plantas de milho, mostrando o potencial fertilizante do composto obtido.

A proporção 2:1 (2 partes de composto de lodo de esgoto e resíduo de poda urbana:1 parte de substrato co-

mercial) foi a que apresentou melhores resultados com relação ao desenvolvimento das plantas.

A adição de composto orgânico contendo lodo de esgoto favoreceu os teores de N, Ca e Mg nas folhas de plantas de milho, os quais influenciaram positivamente as taxas de pigmentos fotossintéticos sintetizados, resultando na melhoria do desenvolvimento das plantas.

REFERÊNCIAS

- ARGENTA, G.; SILVA, P. R. F.; BORTOLINI, C. G.; FORSTHOFER, E. L.; STRIEDER, M. L. Relação da leitura do clorofilômetro com os teores de clorofila extraível e de nitrogênio na folha de milho. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, v. 13, n. 2, p. 158-167, 2001. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-31312001000200005>
- BARROS, I. T.; ANDREOLI, C. V.; SOUZA JUNIOR, I. G.; COSTA, A. C. S. Avaliação agrônômica de biossólidos tratados por diferentes métodos químicos para aplicação na cultura do milho. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 15, n. 6, p. 630-638, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662011000600014>
- BASSOI, L. H.; FANTE JÚNIOR, L.; JORGE, L. A. C.; CRESTANA, S.; REICHARDT, K. Distribuição do sistema radicular do milho em Terra Roxa Estruturada Latossólica: II. Comparação entre cultura irrigada e fertirrigada. *Scientia Agrícola*, v. 51, n. 3, p. 541-548, 1994. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90161994000300028>
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução nº 375*. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Brasília: CONAMA, 2006.
- BRASIL, F. C.; STOCCO, F. C.; PESSANHA, A. L.; SOUTO, R. L.; ZONTA, E.; ROSSIELLO, R. O. P. Distribuição e variação temporal de características radiculares de *Brachiaria humidicola* em um Planossolo Arenoso. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 37., 2000. *Anais...* Viçosa, 2000.

- BREMM, R. R. R.; DAMASCENO, S. G.; SECCO, D.; VILAS BOAS, M. A.; TORRES, D. G. B.; MEES, J. B. R.; KUMMER, L. Potencial de uso de lodo de esgoto na cultura do milho em latossolo argiloso no oeste do Paraná. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 23, p. 17-24, 2012.
- DORES-SILVA, P. R.; LANDGRAF, M. D.; REZENDE, M. O. O. Processo de estabilização de resíduos orgânicos: vermicompostagem versus compostagem. *Química Nova*, v. 36, n. 5, p. 640-645, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422013000500005>
- DUBEY, P.; RAGHUBANSHI, A. S.; DWIVEDI, A. K. Relationship among specific leaf area, leaf nitrogen, leaf phosphorus and photosynthetic rate in herbaceous species of tropical dry deciduous in Vindhyan highlands. *Annals of Plant Sciences*, v. 6, n. 2, p.1531-1536, 2017. <http://dx.doi.org/10.21746/aps.2017.02.001>
- EPSTEIN, E.; BLOOM, A. *Nutrição mineral de plantas: princípios e perspectivas*. Londrina: Ed. Planta, 2006. 403p.
- FANTE JÚNIOR, L.; REICHARDT, K.; JORGE, L. A. C.; CRESTANA, S. Distribuição do sistema radicular do milho em Terra Roxa Estruturada Latossólica: I. Comparação de metodologias. *Scientia Agricola*, v. 51, n. 3, p. 513-518, 1994. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90161994000300024>
- FERREIRA, D. F. Sisvar: a computer statistical analysis system. *Ciência e Agrotecnologia*, v. 35, n. 6, p. 1039-1042, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542011000600001>
- FIA, R.; MATOS, A. T.; AGUIRRE, C. I. Produtividade e concentração de nutrientes e metais pesados em milho adubado com doses crescentes de lodo de esgoto caledo. *Engenharia na Agricultura*, v. 14, n. 1, p. 39-50, 2006.
- GARCIA, G. O.; VENTURIN, A. Z.; RIBEIRO, H. R.; GONÇALVES, M. S.; SPADETTO, M. F. Crescimento e nutrição de milho decorrentes da aplicação de lodo de esgoto doméstico. *Nucleus*, v. 9, n. 1, p. 93-100, 2012. <http://dx.doi.org/10.3738/nucleus.v9i1.644>
- HISCOX, J. D.; ISRAELSTAM, G. F. A method for the extraction of chlorophyll from leaf tissue without maceration. *Canadian Journal of Botany*, v. 57, n. 12, p. 1332-1334, 1979. <https://doi.org/10.1139/b79-163>
- JUNIO, G. R. Z.; SAMPAIO, R. A.; NASCIMENTO, A. L.; SANTOS, G. B.; SANTOS, L. D. T.; FERNANDES, L. A. Produtividade de milho adubado com composto de lodo de esgoto e fosfato natural de Gafsa. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 17, n. 7, p. 706-712, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662013000700003>
- LI, S.; LI, D.; LI, J.; LI, G.; ZHANG, B. Evaluation of humic substances during co-composting of sewage sludge and corn stalk under different aeration rates. *Bioresource Technology*, v. 245, p. 1299-1302, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2017.08.177>
- LUCAS, A. A. T.; FREIZZONE, J. A.; COELHO FILHO, M. A. Características da distribuição radicular de maracujazeiro sob fertirrigação. *Irriga (Brazilian Journal of Irrigation and Drainage)*, v. 17, n. 2, p. 245-250, 2012. <http://dx.doi.org/10.15809/irriga.2012v17n2p245>
- MARTINS, A. D.; COELHO, F. S.; LEÃO, A. B.; SILVA, C. C.; BRAUN, H.; FONTES, P. C. R. Relação entre índice SPAD, teores de clorofila e nitrogênio na folha de batata. *Horticultura Brasileira*, v. 28, n. 2, p. S835-S841, 2010.
- ROCHA, D. M.; SOUZA, E. G.; NÓBREGA, L. H. P.; BAZZI, C. L.; GASPARIN, E. Correlação e dependência espacial de atributos do solo, índice de clorofila e produtividade do milho. *RECyT*, v. 18, n. 25, p. 62-69, 2016.
- RODRIGUES, P. N. F.; ROLIM, M. M.; BEZERRA NETO, E.; COSTA, R. N. T.; PEDROSA, E. M. R.; OLIVEIRA, V. S. Efeito do composto orgânico e compactação do solo no milho e nutrientes do solo. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 15, n. 8, p. 788-793, 2011.
- SILVA, F. A. S.; AZEVEDO, C. A. V. The Assistat Software Version 7.7 and its use in the analysis of experimental data. *African Journal of Agricultural Research*, v. 11, n. 39, p. 3733-3740, 2016. <https://doi.org/10.5897/AJAR2016.11522>

SILVA, F. C. *Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes*. Embrapa Solos. Brasília: Ed. Embrapa Comunicação para Transferência de Tecnologia, 1999. 370 p.

SILVA, J. E.; RESCK, D. V. S.; SHARMA, R. D. Alternativa agrônômica para o biossólido produzido no distrito federal: I – Efeito na produção de milho e na adição de metais pesados em Latossolo no cerrado. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 26, n. 2, p. 487-495, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832002000200023>

SILVA, W. T. L.; SALLES, L. C.; NOVAES, A. P.; MARTIN NETO, L.; MILORI, D. M. B. P.; SIMÕES, M. L.; HANEDA, R. N.; FIALHO, F. L. *Potencialidade do uso de composto produzido a partir do lodo de esgoto urbano e poda verde de árvore*. São Carlos: Embrapa Instrumentação Agropecuária, 2004. 5 p. (Circular Técnica, 25.)

SOUSA, V. F.; FOLEGATTI, M. V.; COELHO FILHO, M. A.; FRIZZONE, J. A. Distribuição radicular do maracujazeiro sob diferentes doses de potássio aplicadas por fertirrigação. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 6, n. 1, p. 51-56, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662002000100010>

TEDESCO, M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BOHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. *Análise de solo, plantas e outros materiais*. 2. ed. Porto Alegre: Ed. UFRGS, 1995. 174 p.

WELLBURN, A. R. The spectral determination of chlorophylls a and b, as well as total carotenoids, using various solvents with spectrophotometers of different resolution. *Journal of Plant Physiology*, v. 144, n. 3, p. 307-313, 1994. [https://doi.org/10.1016/S0176-1617\(11\)81192-2](https://doi.org/10.1016/S0176-1617(11)81192-2)

ZHANG, J.; LV, B.; XING, M.; YANG, J. Tracking the composition and transformation of humic and fulvic acids during vermicomposting of sewage sludge by elemental analysis and fluorescence excitation-emission matrix. *Waste Manage*, v. 39, p. 111-118, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.02.010>



IMPACTOS AMBIENTAIS DE CAVAS DE MINERAÇÃO: UMA REVISÃO

ENVIRONMENTAL IMPACTS OF MINE PIT LAKES: A REVIEW

Viníciu Fagundes Bárbara

Professor de ensino básico, técnico e tecnológico do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás – Goiânia (GO), Brasil.

Maria Gizelda de Oliveira Tavares

Professora adjunta do Instituto de Química da Universidade Federal de Goiás (UFG) – Goiânia (GO), Brasil.

Nelson Roberto Antoniosi Filho

Professor adjunto do Instituto de Química da UFG – Goiânia (GO), Brasil.

Endereço para correspondência:

Viníciu Fagundes Bárbara – Rua 75, 46 – Centro – CEP 74055-110 – Goiânia (GO), Brasil –
E-mail: viniciu.fagundes@ifg.edu.br

Recebido em: 31/08/2017

Aceito em: 10/07/2018

RESUMO

As cavas são um problema ambiental emergente no mundo. Embora seus riscos ecológicos ainda sejam largamente desconhecidos dos pesquisadores, é sabido que podem se constituir em promissoras oportunidades de uso ou em preocupantes problemas ambientais. Este trabalho objetivou traçar um panorama dos enfoques investigativos dos principais estudos sobre lagos de mineração desenvolvidos internacionalmente (1979–2018). Para tanto, foi utilizado o conectivo “*pit lake*” na base de dados da CAPES para a seleção dos artigos analisados. Os resultados demonstraram que as informações científicas existentes sobre o tema ainda são incipientes, especialmente na América Latina, e que a maioria das pesquisas apresentam abordagem predominantemente limitada a aspectos geoquímicos. A gestão ambiental de cavas necessita ser interdisciplinar, o que a torna desafiadora. Um nicho investigativo identificado que poderá contribuir para o maior entendimento do assunto consiste no desenvolvimento de estudos embasados na combinação de aspectos químicos, ecotoxicológicos e genotoxicológicos, inexistentes até então.

Palavras-chave: áreas degradadas; lagos artificiais; gestão ambiental integrada.

ABSTRACT

Pit lakes are an emerging environmental problem in the world. Although its ecological risks are still largely unknown by researchers, they can represent promising opportunities for use or worrying environmental problems. The objective of this work was to give an overview of the main research approaches on the subject of internationally developed mining lake (1979–2018). And for that, the term “*pit lake*” was used in the CAPES database to select the articles analyzed. The results showed that information related to pit lakes is incipient, especially in Latin America, and that most of the researches conducted to date have limited focus to geochemical approaches. The environmental management of these artificial spaces needs to be interdisciplinary, which makes it challenging. An area of research identified, though not yet developed and which may contribute to a better understanding of the subject, is the development of studies based on the combination of chemical, ecotoxicological and genotoxic aspects of the waters of the pit lakes, nonexistent until then.

Keywords: degraded areas; artificial lakes; integrated environmental management.

INTRODUÇÃO

A indústria da mineração é conhecida por desencadear grandes impactos ambientais (IBRAM, 2013), como no caso da Barragem do Fundão (em Mariana, MG), rompida recentemente. O evento provocou a introdução de milhões de metros cúbicos de rejeitos de mineração no Rio Doce e no Oceano Atlântico, um cenário de degradação que levará décadas para ser revertido (LOPES, 2016).

Quando a exploração mineral é desenvolvida a céu aberto, são formadas cavas nas jazidas exauridas, normalmente preenchidas por influxos hídricos de origem subterrânea e pluvial (CÁNOVAS *et al.*, 2015; ANTUNES *et al.*, 2016). Esses lagos artificiais são um problema ambiental emergente e de intensificação recente em diversas partes do globo, notadamente em países africanos, na Austrália, nos Estados Unidos, no Canadá, no Chile, no Cazaquistão, no Irã, no México, no Peru, na Indonésia, nas Filipinas, na Papua-Nova Guiné e no Brasil. Na tentativa de compreenderem melhor os riscos que as cavas oferecem ao meio natural, apenas recentemente pesquisadores das Ciências Ambientais se atentaram para o problema (FERRARI *et al.*, 2015; MOLLEMA *et al.*, 2015; PEIFFER, 2016).

Ao longo do tempo, devido à intemperização geoquímica, as águas de cavas tendem a se alterar quimicamente, muitas vezes se tornando ácidas e enriquecidas com elementos químicos potencialmente tóxicos. Normalmente, isso ocorre devido ao processo de drenagem ácida de mina (DAM), desencadeado quando minerais sulfetados originalmente em condições de

equilíbrio são expostos às águas pluviais e ao ar, desprendendo um percolado ácido e rico em metais dissolvidos. A DAM se constitui em um dano ambiental de longo prazo comumente observado em jazidas de minerais nobres, especialmente ouro e prata (AYUSO *et al.*, 2013; DELGADO-MARTIN *et al.*, 2013). Segundo Luek *et al.* (2014), dependendo da qualidade hídrica, cavas podem se configurar em valiosos equipamentos de usos social e ambiental ou oferecer riscos aos seres vivos, como o Lago Berkeley (EUA), onde 340 gansos-da-neve (*Anser caerulescens*) morreram devido à intoxicação com metais presentes na água oriundos da mineração desativada (HBC, 1996).

Pelo fato de os lagos de mineração terem comportamento complexo, sua gestão se mostra desafiadora. Adicionalmente, os impactos advindos do pós-fechamento de minas, em especial de cavas, é um tema ainda pouco discutido no âmbito mundial devido ao fato de muitos empreendimentos não terem chegado à fase de desativação e também de a recuperação ambiental de áreas mineradas, quando realizada, ainda seguir práticas convencionais e pouco eficientes no sentido de evitar o surgimento de áreas contaminadas (HRDINKA *et al.*, 2013; SÁNCHEZ-ESPAÑA *et al.*, 2014). Portanto, este trabalho objetivou discutir os principais estudos sobre impactos ambientais de cavas a céu aberto desenvolvidos mundialmente, bem como explicitar nichos de pesquisa que poderão ser explorados pelos estudiosos das Ciências Ambientais na intenção de contribuir para o aumento da compreensão a respeito do tema.

MATERIAIS E MÉTODOS

Realizou-se um levantamento dos artigos sobre cavas publicados internacionalmente ao longo dos últimos 39 anos. Para tanto, foi utilizada a opção “Busca avançada” do Portal de Periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), disponível em <http://www-periodicos-capes-gov-br.ez49.periodicos.capes.gov.br/>, que engloba dezenas de bases de dados de periódicos, incluindo Web of Science, Scopus e Elsevier. O levantamento contemplou artigos publicados entre 1º de janeiro de 1979 e 1º de julho de 2018.

Os trabalhos foram selecionados mediante o uso do conectivo “*pit lake*” no campo “Assunto”. Adicionalmente, com

o uso da opção “Expandir meus resultados”, o sistema automaticamente sugeriu a inserção de outros 19 conectivos, utilizados para ampliar o escopo da busca: “*mining*”, “*lakes*”, “*surface mining*”, “*open-pit mining*”, “*mines*”, “*environmental geology*”, “*pollution*”, “*geochemistry*”, “*surface water*”, “*water quality*”, “*metals*”, “*hydrochemistry*”, “*pH*”, “*acid mine drainage*”, “*freshwater*”, “*sediments*”, “*sulfates*”, “*iron*” e “*groundwater*”.

Os artigos identificados pelo sistema foram então submetidos a uma avaliação prévia de título, resumo e palavras-chave, visando identificar quais trabalhos realmente abordaram os impactos ambientais de cavas

de mineração a céu aberto. Uma vez selecionadas, as publicações de interesse foram lidas na íntegra, analisadas, fichadas, classificadas e agrupadas em seis categorias, com o objetivo de facilitar as discussões dos resultados obtidos — Química Ambiental (QA), Remediação Ambiental (RA), Passivo Ambiental (PA), Modelagem Ambiental (MA), Toxicidade Ambiental (TA)

e Planejamento Ambiental (PL) —, estabelecidas com base nos respectivos objetivos e aspectos metodológicos predominantes de cada estudo (BARDIN, 1977). Portanto, o trabalho consistiu em uma pesquisa exploratória descritiva, desenvolvida mediante avaliações de ordem qualitativa fundamentadas na utilização de elementos quantitativos organizados (LAKATOS, 2010).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O levantamento preliminar na base de dados da CAPES resultou em 301 ocorrências. Desse total, foram selecionados e analisados 75 artigos que realmente tinham ligação com o tema. O Quadro 1 relaciona os trabalhos triados, incluindo a ordem cronológica das publica-

ções, o país onde o estudo foi desenvolvido e a respectiva categoria de enquadramento. Na sequência, são apresentados os aspectos mais relevantes das principais pesquisas enquadradas em cada um dos grupos de análise.

Quadro 1 – Trabalhos que embasaram a elaboração do presente artigo, incluindo as categorias de enquadramento.

Autor/país	Área de estudo	Categoria	Autor	Área de estudo	Categoria
Davis e Ashenberg (1989)	EUA	QA	Servida <i>et al.</i> (2009)	Itália	PA
Jhanwar (1996)	Índia	PL	Robles-Arenas e Candela (2010)	Espanha	MA
Levy <i>et al.</i> (1997)	EUA	RA	Romero <i>et al.</i> (2010)	Cuba	PA
Hamblin <i>et al.</i> (1999)	EUA	MA	Schultze <i>et al.</i> (2010)	Alemanha	QA
Shevenell <i>et al.</i> (1999)	EUA	QA	Wendt-Potthoff <i>et al.</i> (2010)	Alemanha	RA
Savage <i>et al.</i> (2000)	EUA	PA	Xiao <i>et al.</i> (2010)	China	PA
Shevenell (2000)	EUA	QA	Aluma e Johnson (2011)	EUA	TA
Wisotzky e Obermann (2001)	Alemanha	RA	Czop <i>et al.</i> (2011)	Polônia	QA
Millu <i>et al.</i> (2002)	Romênia	PA	Radhakrishnan <i>et al.</i> (2011)	Austrália	RA
Çolak <i>et al.</i> (2003)	Turquia	PA	Moser e Weisse (2011)	Áustria	QA
Erg (2003)	Estônia	MA	Rocha <i>et al.</i> (2011)	Portugal	TA
Gammons <i>et al.</i> (2003)	EUA	QA	Rozon-Ramilo <i>et al.</i> (2011)	Canadá	TA
Ramstedt <i>et al.</i> (2003)	Suécia	QA	Edberg <i>et al.</i> (2012)	Suécia	QA
Brandenberger <i>et al.</i> (2004)	EUA	PA	Golestanifar e Ahangari (2012)	Irã	MA
Kohfahl e Pekdeger (2004)	Alemanha	MA	Koschorreck e Wendt-Potthoff (2012)	Alemanha	QA
Bowell e Parshley (2005)	EUA	QA	Marques <i>et al.</i> (2012)	Brasil	QA
Castendyk <i>et al.</i> (2005)	NZ	QA	Poerschmann <i>et al.</i> (2011)	Alemanha	QA

Continua...

Quadro 1 – Continuação.

Autor/país	Área de estudo	Categoria	Autor	Área de estudo	Categoria
Costa e Duarte (2005)	Portugal	RA	Rapantová <i>et al.</i> (2012)	RT	MA
Denimal <i>et al.</i> (2005)	França	QA	Santofimia <i>et al.</i> (2012)	FPI	QA
Hancock <i>et al.</i> (2005)	Austrália	MA	Ayuso <i>et al.</i> (2013)	EUA	PA
Hangen-Brodersen <i>et al.</i> (2005)	Alemanha	PL	Delgado-Martin <i>et al.</i> (2013)	Espanha	QA
Herzsprung <i>et al.</i> (2005)	Alemanha	QA	Gammons <i>et al.</i> (2013)	EUA	QA
Lottermoser <i>et al.</i> (2005)	Austrália	QA	Herlory <i>et al.</i> (2013)	França	TA
Pellicori <i>et al.</i> (2005)	EUA	QA	Hrdinka <i>et al.</i> (2013)	RT	QA
Balistreri <i>et al.</i> (2006)	EUA	MA	Skipperud <i>et al.</i> (2013)	Tajiquistão	TA
Fyson <i>et al.</i> (2006)	Alemanha	RA	Villain <i>et al.</i> (2013)	Suécia	RA
Kalin <i>et al.</i> (2006)	Canadá	RA	Xuan <i>et al.</i> (2013)	Vietnã	PA
Triantafyllidis e Skarpelis (2006)	Grécia	QA	Yucel e Baba (2013)	Turquia	QA
Antunes <i>et al.</i> (2007)	Portugal	TA	Grande <i>et al.</i> (2014)	Portugal	PL
Bozau <i>et al.</i> (2007)	Alemanha	RA	Luek <i>et al.</i> (2014)	Canadá	RA
Castendyk e Webster-Brown (2007)	NZ	MA	Sánchez-España <i>et al.</i> (2014)	Espanha	PL
Migaszewski <i>et al.</i> (2008)	Polônia	QA	Cánovas <i>et al.</i> (2015)	Espanha	QA
Panilas <i>et al.</i> (2008)	Grécia	MA	Ferrari <i>et al.</i> (2015)	Brasil	QA
Sánchez-España <i>et al.</i> (2008)	FPI	QA	Gagnaire <i>et al.</i> (2015)	França	TA
Geller <i>et al.</i> (2009)	Alemanha	RA	Mollema <i>et al.</i> (2015)	PB	QA
Monjezi <i>et al.</i> (2009)	Irã	PL	Antunes <i>et al.</i> (2016)	Portugal	RA
Neil <i>et al.</i> (2009)	Austrália	TA	Peiffer (2016)	Alemanha	MA
Ramalho <i>et al.</i> (2009)	Portugal	PL	-	-	-

EUA: Estados Unidos da América; NZ: Nova Zelândia; FPI: Faixa Piritosa Ibérica; RT: República Tcheca; PB: Países Baixos; QA: Química Ambiental; RA: Remediação Ambiental; PA: Passivo Ambiental; MA: Modelagem Ambiental; TA: Toxicidade Ambiental; PL: Planejamento Ambiental.

Categoria química ambiental

As pesquisas enquadradas nesta categoria tiveram a geoquímica como foco principal, incluindo a qualidade hídrica, de solos, de rejeitos e de sedimentos de cavas. Estudos que relacionaram esses aspectos à estratificação química da água, à avaliação do potencial de geração de drenagem ácida de mina, à formação e à mobilidade de substâncias tóxicas e à presença de microrganismos na água também foram agrupados nela.

O levantamento demonstrou que a grande maioria das pesquisas analisadas apresentou abordagem predominante em análises geoquímicas de áreas mineradas. Em termos históricos, o primeiro estudo publicado internacionalmente envolvendo impactos ambientais de uma cava foi o de Davis e Ashenberg (1989), que avaliaram o perfil químico das águas ácidas do Lago Berkeley, nos Estados Unidos da América (EUA), uma

das maiores e mais icônicas bacias de mineração do mundo. Com 542 metros de profundidade, o lago foi paulatinamente tomado por águas subterrâneas após o encerramento das atividades de exploração de cobre. Os referidos autores analisaram a qualidade hídrica da cava e fizeram simulações para definição de processos de neutralização e diminuição da distribuição de metais na coluna líquida mediante a introdução de rejeitos alcalinos. O mesmo lago foi objeto de dois outros estudos publicados posteriormente, de Gammons *et al.* (2003) e de Pellicori *et al.* (2005). Os três grupos de autores identificaram preocupantes índices de contaminação hídrica por metais potencialmente tóxicos nas águas do referido lago.

Bowell e Parshley (2005) analisaram a composição e o grau de influência de minerais sobre a qualidade das águas da Mina Getchell, no estado de Nevada, nos Estados Unidos. Ensaio de lixiviação demonstraram que os elementos presentes na parede da rocha, por serem altamente reativos às intempéries, se constituíam em importantes fontes de acidez e metais, pois exerciam forte controle geológico sobre as águas daquele lago durante suas fases iniciais de enchimento. Por sua vez, Sánchez-España *et al.* (2008) analisaram características químicas e limnológicas das águas de pelo menos 22 lagos localizados na Faixa Piritosa Ibérica, inundados entre os anos 1960 e 1990 e não estudados com base em uma perspectiva científica até aquele momento. A pesquisa também identificou um controle significativo dos processos geoquímicos locais sobre a qualidade das águas das cavas, ácidas e ricas em metais tóxicos, levando os autores a concluir que os lagos se constituíam em fontes potenciais permanentes de drenagem de mina para os recursos naturais próximos.

Alguns estudos de caráter geoquímico foram desenvolvidos com a finalidade de avaliar se as águas acumuladas em cavas poderiam ser utilizadas para outros fins, principalmente como possíveis fontes de abastecimento. Shevenell *et al.* (1999) pesquisaram pelo menos 16 minas a céu aberto localizadas nos Estados Unidos, mediante a combinação de informações geoquímicas que objetivaram prever se as futuras condições de qualidade hídrica seriam prejudiciais ou favoráveis a outros usos. No geral, a pesquisa comprovou que as águas dos lagos apresentavam qualidade satisfatória, com pH neutro e baixas concentrações de metais, embora temporalmente pudessem ser esperadas elevações nas concentrações de elementos como ferro e

manganês nas colunas hídricas, principalmente devido às características geológicas, hidrológicas e climáticas locais, fatores dominantes da evolução da química da água. Nos Países Baixos, Mollema *et al.* (2015) buscaram identificar a origem dos processos que conduziam a elevação das concentrações de metais nos sedimentos do Lago Lange Vlieter, utilizado para acúmulo de água potável. Apesar das vantagens principalmente econômicas que justificavam a escolha da cava como alternativa de abastecimento, como sua pré-existência e a distância relativamente pequena de transporte da água, o estudo alertou para o fato de que lagos de mineração tendem a se tornar pontos de acumulação de metais, sendo necessária a realização de uma gestão segura no sentido de se garantir temporalmente a qualidade hídrica e evitar, assim, prejuízos a usos futuros.

Outros trabalhos enquadrados nesta categoria analisaram aspectos geoquímicos diversificados, como o de Schultze *et al.* (2010), que investigaram algumas das 140 minerações a céu aberto da Alemanha, exploradas desde o século XIX e preenchidas com águas subterrâneas e dos Rios Saale, Weisse Elster, Mulde e Selke. Um dos objetivos do estudo foi comprovar se a introdução de águas superficiais em cavas era uma alternativa viável para garantir a qualidade hídrica futura. Os resultados demonstraram que os processos de oxidação da pirita foram controlados com sucesso na maioria dos lagos devido à introdução de águas externas, havendo pouco risco de eutrofização, contaminação por poluentes industriais e desenvolvimento de patógenos advindos das águas fluviais.

Apenas duas pesquisas envolvendo cavas brasileiras foram identificadas no levantamento. O primeiro, desenvolvido por Marques *et al.* (2012), avaliou a influência química sazonal das águas de quatro lagos de mineração na qualidade hídrica subterrânea da bacia sedimentar da região de Sepetiba, no Rio de Janeiro, importante fonte de extração de areia para construção civil desse estado e reconhecidamente o principal passivo ambiental da região. Por sua vez, Ferrari *et al.* (2015) pesquisaram o recém-formado Lago Osamu Utsumi, localizado em Poços de Caldas, Minas Gerais, de onde era extraído urânio. O estudo consistiu na caracterização química e da comunidade zooplanctônica da cava, tendo apresentado como uma das suas principais conclusões a necessidade de realização de testes ecotoxicológicos para avaliação dos efeitos de estressores químicos sobre organismos-teste identificados.

Categoria remediação ambiental

Foram enquadradas nesta categoria as pesquisas que avaliaram propostas de alternativas de tratamentos de rejeitos, efluentes e águas de cavas, bem como soluções de remediação e redução da geração de drenagem ácida de mina. Levy *et al.* (1997), por exemplo, pesquisaram a mina abandonada de Spenceville, na Califórnia (EUA), aterrada com toneladas de resíduos de mineração como medida de proteção do meio natural local. Efluentes de colunas filtrantes preenchidas com esse material e expostas a amostras de drenagem ácida de mina foram analisados. Uma das conclusões consistiu no alerta a respeito da importância da escolha correta dos rejeitos minerais a serem empregados em ações de recuperação, pois danos ainda maiores podem ser desencadeados na busca pela proteção ambiental. Por sua vez, Wisotzky e Obermann (2001) apresentaram cálculos geoquímicos para a determinação da concentração média da pirita advinda dos depósitos de cavas de mineração, visando ao estabelecimento de valores médios de referência para a determinação da quantidade de aditivos necessários à neutralização de descargas minerais e, conseqüentemente, à garantia da manutenção da qualidade das águas subterrâneas. Também foi considerada a adição de pedra calcária triturada e cinzas como alternativas para a diminuição dos possíveis efeitos químicos sobre a água. Os cálculos hidrogeoquímicos associados aos experimentos laboratoriais demonstraram viabilidade de diminuição dos riscos de poluição hídrica.

Costa e Duarte (2005) estudaram a viabilidade de um novo processo de biorremediação para o tratamento da drenagem ácida da mina portuguesa de São Domingos. Para tanto, biorreatores de coluna de leito fixo

Categoria passivo ambiental

Estudos que mensuraram o grau de contaminação ambiental de complexos minerais visando ao gerenciamento de áreas contaminadas foram incluídos nesta categoria. Savage *et al.* (2000) e Çolak *et al.* (2003) pesquisaram os níveis de contaminação por arsênio em mineração dos Estados Unidos e da Turquia, respectivamente. Os primeiros analisaram o grau de comprometimento ambiental do Distrito Mineral Mother Lode mediante a análise da geoquímica do elemento, presente em altas concentrações nas águas superficiais e subterrâneas locais. Para tanto, coletaram amostras de

combinados com lactose, uma fonte de carbono complementar, foram utilizados para avaliar a eficiência de um processo simples e semicontínuo embasado no uso de esgoto, lodo anaeróbio e solo ácido advindo da área de mineração. Os resultados foram satisfatórios em relação à precipitação dos principais metais dissolvidos, à redução dos teores de sulfato e à neutralização da DAM. De forma semelhante e na busca por alternativas de remediação inovadoras, economicamente viáveis e ambientalmente aceitáveis, Fyson *et al.* (2006) desenvolveram um método de remoção de acidez das águas de lagos de mineração localizados na região de Lausitz, na Alemanha, onde há dezenas de cavas formadas devido à exploração de lignito. Experimentos laboratoriais de eutrofização controlada que objetivavam melhorar a ciclagem de elementos e os processos de geração de alcalinidade de águas e sedimentos foram desenvolvidos. Embora a adição de nutrientes tenha levado ao aumento da produção primária algal, não ocorreu a remoção da acidez, alcançada apenas na presença de sedimentos e com a adição de batatas, importantes fontes de nutrientes como carbono e fósforo. Por sua vez, Bozau *et al.* (2007) desenvolveram um trabalho de remediação biotecnológica do Lago RL111, explorado pela indústria mineral alemã entre os anos de 1923 e 1958. Os autores instalaram *in loco* uma torre preenchida com palha e *carbokalk*, um subproduto da indústria de açúcar de beterraba. Protótipos do experimento também foram montados em laboratório. Entre outros aspectos, a pesquisa demonstrou que as taxas de redução do sulfato medido em condições controladas não foram alcançadas no trabalho realizado em campo, limitando o sucesso da remediação, e que outros fatores poderiam aumentar o tempo do tratamento.

diversos ambientes minerados caracterizados por diferentes modos de interação rocha-água, influenciadores do transporte do arsênio, como afloramentos, rochas, pilhas de rejeitos e as cavas propriamente ditas. Os autores constataram influências sazonais marcantes nas concentrações de arsênio na área, fato que os levou a alertarem sobre a necessidade de consideração desses efeitos durante o planejamento do uso do solo na região. O segundo grupo de pesquisadores mensuraram o passivo ambiental formado em uma antiga mina a céu aberto de borato, onde pessoas do entorno foram

diagnosticadas com sintomas de intoxicação. O estudo consistiu na análise de amostras de solo e águas superficiais e subterrâneas advindas de uma rede amostral estrategicamente distribuída na área, tendo identificado um grave cenário de contaminação ambiental local por arsênio.

A contaminação de recursos hídricos situados a jusante da maior mina a céu aberto de cobre da Romênia, a Rosia Poieni, foi investigada por Millu *et al.* (2002). A pesquisa identificou que a DAM se mostrava ativa na área e, por intermédio do intemperismo, liberava elevadas concentrações de elementos tóxicos no meio ambiente, como alumínio, ferro, cobre, zinco, chumbo, arsênio e irídio, impacto que deverá perdurar por pelo menos 50 anos, demandando monitoramento contínuo. Na Itália, Servida *et al.* (2009) dividiram a área estudada em uma malha amostral uniforme para a caracterização química de águas e solos. Constataram concentrações de alguns metais acima dos limites legais, bem como potencial de geração de DAM em mais de 50% das amostras. Por sua vez, Romero *et al.* (2010) publicaram um trabalho desenvolvido na mina inativa de Santa Lúcia, em Cuba, cujo objetivo foi desenvolver uma estratégia de gestão eficaz para prevenir danos à vida selvagem e aos recursos naturais locais. Análises geoquímicas e mineralógicas foram desenvolvidas com enfoque na mobilida-

de de elementos tóxicos e na possível contaminação dos corpos hídricos superficiais da região. Identificaram sinais da presença de contaminantes em águas superficiais coletadas a centenas de metros a jusante da mina, embora também tenha ficado comprovada a atenuação natural das concentrações desses elementos ao longo do corpo hídrico analisado.

Os trabalhos mais recentes identificados foram os de Ayuso *et al.* (2013) e Xuan *et al.* (2013). Os primeiros estudaram a mina de Callahan, situada no litoral dos Estados Unidos, para delinear a extensão de uma possível contaminação, uma vez que a cava existente é inundada diariamente pelas marés desde o ano de 1972, o que possibilitou a oportunidade única de avaliação dos impactos de uma mineração no ambiente estuarino. Os resultados demonstraram que a contaminação é um legado de longo prazo na região e apresenta reflexos significativos em organismos marítimos. Os demais pesquisadores publicaram a primeira pesquisa sobre avaliação de contaminação ambiental em uma área de mineração do Vietnã. Resíduos e rejeitos da mina a céu aberto do depósito de Cay Cham foram analisados com o objetivo de verificar seus respectivos potenciais de geração de drenagem ácida de mina e, conseqüentemente, de contaminação ambiental. Observaram elevadas concentrações de zinco, níquel, cobre e manganês, elementos oriundos da DAM.

Categoria modelagem ambiental

Os estudos enquadrados nesta categoria utilizaram modelos matemáticos de sistemas ambientais para simular e auxiliar na compreensão dos comportamentos do meio, tais como hidrodinâmica, estratificação térmica e qualidade das águas de cavas, como o desenvolvido por Erg (2003), que aplicou um modelo conceitual de fluxo hídrico subterrâneo para prever possíveis alterações químicas ocasionadas por atividades de mineração que pudessem prejudicar usos locais, principais fontes de abastecimento da população do Nordeste da Estônia. Os autores concluíram que o efeito combinado de fatores antrópicos e naturais refletiu na elevação dos teores de sulfato nas águas subterrâneas, tendência que deve perdurar durante anos após o encerramento das atividades de mineração.

Kohfahl e Pekdeger (2004) utilizaram o Programa Sapy para antever condições geoquímicas associadas à Mina Lohsa, na Alemanha. Simularam cenários de longo

prazo de qualidade da água a fim de embasar possíveis estratégias de gestão dos recursos hídricos subterrâneos locais frente aos impactos pós-mineração. Hancock *et al.* (2005) pesquisaram o balanço de massa para calcular o volume de água e as cargas de sal de uma mina localizada no Vale Hunter, na Austrália, onde haviam outras 22 unidades em operação e muitas previstas para iniciarem suas atividades. A pesquisa consistiu no desenvolvimento de simulações de longo prazo a fim de prever riscos associados à qualidade da água de minerações a céu aberto e embasar opções de gestão. Nos Estados Unidos, Balistrieri *et al.* (2006) pesquisaram o ciclo sazonal de temperatura e salinidade do Lago Dexter com o auxílio do modelo unidimensional Dyresm. De forma geral, os resultados demonstraram que o sistema computacional foi apropriado para a compreensão do comportamento da cava e que sua hidrologia e geoquímica não são tão complexas como a de outros lagos artificiais.

Rapantová *et al.* (2012) estudaram uma mina da República Tcheca por intermédio de modelagem espacial e temporal dos efeitos do rebaixamento hídrico sobre as condições hidrogeológicas locais, onde ocorrem nascentes termais protegidas que, no passado, irrompe-

Categoria toxicidade ambiental

Os trabalhos envolvendo a toxicidade ambiental de elementos advindos de áreas mineradas são pouco numerosos e recentes. Historicamente, o primeiro estudo identificado foi o de Antunes *et al.* (2007), que mensuraram o grau de comprometimento ambiental de uma mina portuguesa de urânio por intermédio de ensaios de água e sedimentos de uma cava utilizando algas, crustáceos e dípteros como organismos-teste. Dois anos depois, Neil *et al.* (2009) publicaram uma pesquisa de análise da efetividade do tratamento de águas de um lago de mina da Austrália formado após mais de cem anos de exploração de carvão, tendo concluído que os bioensaios são ferramentas indispensáveis para uma melhor compreensão do grau de toxicidade das substâncias testadas.

Rozon-Ramilo *et al.* (2011) analisaram a toxicidade de pelo menos três efluentes de mineração com bioensaios crônicos associados a análises histológicas de órgãos de peixes, possibilitando a caracterização das vias de exposição e o potencial de toxicidade das substâncias de interesse. No mesmo ano, Rocha *et al.* (2011) publicaram um estudo de toxicidade de frações solúveis de solos afetados por atividades industriais e de minerações portuguesas com o objetivo de compreender melhor os impactos antrópicos sobre os ecossistemas aquáticos locais. Para tanto, utilizaram bactérias marinhas, microalgas e microcrustáceos como organismos-teste. De forma semelhante, o potencial de toxicidade da drenagem ácida de uma mineração localizada em Ohio (EUA) foi analisado ecotoxicologicamente por Aluma e Johnson (2011), mediante bioensaio realizado com exemplares de *Daphnia magna* em estágio inicial de desenvolvimento. O método empregado também

Categoria planejamento ambiental

Os trabalhos enquadrados nesta categoria objetivaram diagnosticar diferentes impactos de áreas de mineração mediante o estabelecimento de uma base de

ram na área da mina, limitando os métodos de mineração empregados. Os resultados demonstraram que não deverão ser observados impactos significativos da atividade de exploração sobre as fontes termais no longo prazo.

se mostrou uma boa ferramenta de avaliação de riscos ambientais associados a drenagens de mina.

Skipperud *et al.* (2013) pesquisaram a biomagnificação de contaminantes advindos de uma mineração de urânio em peixes mediante a análise histológica de órgãos específicos. A área estudada foi a de Taboshar, no Tajiquistão, onde se localiza uma antiga mina utilizada pelo programa de armas nucleares da União Soviética que gerou cerca de 35 milhões de metros cúbicos de resíduos radioativos e levou à formação de um grande lago artificial onde foram introduzidos peixes para consumo da população do entorno. Além de exemplares da ictiofauna, outros organismos locais foram capturados para análise, como caracóis e musgos. Os autores comprovaram concentrações alarmantes de contaminantes nas espécies estudadas.

Os impactos de minerações francesas sobre as águas do Rio Ritort foram estudados por Herlory *et al.* (2013) por intermédio da análise do potencial bioindicador de comunidades de diatomáceas perífíticas. Durante sete meses, as condições das microalgas presentes no rio foram monitoradas, tendo sido observadas alterações ambientais significativas provocadas pelas atividades de mineração. Finalmente, o estudo mais recente que abordou aspectos da toxicidade ambiental associada a atividades de mineração foi o desenvolvido por Gagnaire *et al.* (2015). Peixes da espécie *Rutilus rutilus* foram confinados em águas de duas lagoas, uma delas, a Pontabrier, contaminada por urânio. Aspectos físico-químicos das águas e dos sedimentos e a bioacumulação de metais nos organismos-teste foram determinados durante os ensaios. A metodologia aplicada na pesquisa possibilitou obter resultados satisfatórios de avaliação dos efeitos de poluentes em ecossistemas aquáticos.

informações a ser utilizada principalmente para fins de planejamento ambiental. No único estudo sobre cavas desenvolvido na Índia identificado no presente

levantamento, Jhanwar (1996) utilizou o sensoriamento remoto para avaliar o grau de interferência de uma atividade de mineração no meio natural local, tendo identificado intervenções profundas em florestas nativas, topografia e drenagem. Com objetivo mais amplo, Grande *et al.* (2014) inventariaram minas existentes em Portugal em uma base cartográfica. A área estudada vem sendo minerada há pelo menos 2000 anos e possui cerca de 90 minas abandonadas formadoras de uma rede difusa de efluentes de mineração. Os pesquisadores estimaram que a contaminação causada por drenagens ácidas já atingiu quase 5000 ha.

Hangen-Brodersen *et al.* (2005) desenvolveram pesquisa para fornecer subsídios ao planejamento ambiental de áreas de mineração da Alemanha, especialmente em relação à qualidade das águas de cavas que seriam desativadas. Por sua vez, Ramalho *et al.* (2009) apli-

Considerações gerais

As quase quatro décadas de publicações contempladas neste levantamento bibliográfico demonstram que, em termos de distribuição espacial, a maior parte das pesquisas sobre impactos ambientais de cavas foi desenvolvida em países do Hemisfério Norte, notadamente naqueles localizados na Europa (43 artigos: 57,24% do total) e na América do Norte (17 artigos: 22,66%), regiões que respondem por praticamente 80,00% dos trabalhos analisados (Tabela 1).

A América Latina, por exemplo, apesar de contar com algumas das nações com maior potencial de exploração de minérios do mundo, ainda se mostra carente de pesquisas sobre o tema. Há um déficit considerável de estudos especializados principalmente em regiões compostas de

cavam métodos geofísicos para avaliação da possibilidade de antigas cavas receberem resíduos de minas adjacentes de forma ambientalmente segura. Os resultados indicaram a necessidade de estabelecimento de um programa detalhado de impermeabilização de áreas críticas para que problemas de drenagem fossem minimizados ou superados, permitindo a instalação de depósitos seguros de resíduos. Por sua vez, Monjezi *et al.* (2009) utilizaram o Método Folchi para avaliar os impactos ambientais de quatro minas iranianas, tendo observado que o meio natural local se mostrava mais suscetível aos efeitos da mina Sarcheshmeh. Recentemente, Sánchez-España *et al.* (2014) buscaram compreender a história da inundação, a evolução limnológica e a dinâmica hidrológica de um complexo sistema de minas da Espanha. Os resultados obtidos serão úteis especialmente para a concepção de futuros planos de fechamento de minas.

países emergentes, especialmente no Brasil, que ainda não possui um levantamento sistematizado dos lagos de mineração existentes em seu território e não dispõe de legislações de disciplinamento específico. Uma possível explicação para a elevada discrepância geográfica de trabalhos sobre cavas no globo é que os países localizados no Hemisfério Norte, em geral, apresentam maior tradição na exploração mineral, pois se industrializaram antes que os do Sul. Consequentemente, aquelas nações se depararam primeiro com os impactos do setor, o que as estimulou a desenvolverem pesquisas há mais tempo. Adicionalmente, é sabido que há maior aporte de recursos financeiros para estudos em países desenvolvidos, favorecendo o desenvolvimento de trabalhos nessa área.

Tabela 1 – Distribuição dos artigos por região do mundo.

Região	Número de artigos	Porcentagem (%)
Europa	43	57,24
América do Norte	17	22,66
Oceania	6	7,55
Ásia	5	6,67
América Central	2	2,94
América do Sul	2	2,94

Outra constatação é que as pesquisas sobre os impactos ambientais de cavas são relativamente recentes, tendo em vista que o primeiro artigo foi publicado apenas em 1989. Apesar da escassez de trabalhos sobre o assunto reconhecida por diversos autores (PELLICORI *et al.*, 2005; SÁNCHEZ-ESPAÑA *et al.*, 2008; VILLAIN *et al.*, 2013) e comprovada por este levantamento, estudos ligados ao tema estão aumentando temporalmente, conforme pode ser visualizado na Figura 1.

Verificou-se que a busca por métodos para melhor compreender os impactos ambientais de lagos de mineração é um esforço ainda tímido por parte dos pesquisadores das Ciências Ambientais em nível mundial, refletindo em pouco conhecimento acumulado. Dado o entendimento recente das cavas como problemas ambientais emergentes, os esforços científicos ainda necessitam avançar significativamente para a consolidação de mais informações sobre o tema.

Em relação às categorias de análise, o levantamento demonstrou que a maioria dos estudos analisados se limitou, metodologicamente, à avaliação de aspectos químicos de áreas mineradas (Figura 2).

Naturalmente, a avaliação ambiental contemplando aspectos químicos é necessária, porém limitada, pois retrata apenas estados instantâneos de qualidade am-

biental, não sendo capaz de mensurar, por exemplo, os possíveis efeitos da ação biológica de contaminantes de interesse sobre organismos específicos. Isso porque cavas de mineração, especialmente suas águas, tendem a apresentar variabilidade de diversos aspectos que interagem entre si mediante processos químicos, físicos e biológicos associados:

- a mecanismos de condicionamento geológico — interação rocha-água-ar;
- à sazonalidade;
- ao tempo.

Assim, considerando o grau de complexidade dos impactos ambientais potenciais dessas unidades de origem antrópica, muitas vezes a simples determinação química não é suficiente para possibilitar conclusões mais amplas. Adicionalmente, ainda que as concentrações de determinados analitos de interesse ambiental se apresentem inferiores aos valores legais máximos permitidos, seus efeitos tóxicos sinérgicos podem resultar em prejuízos ambientais significativos quando interagem entre si na coluna d'água (HERLORY *et al.*, 2013; GAGNAIRE *et al.*, 2015).

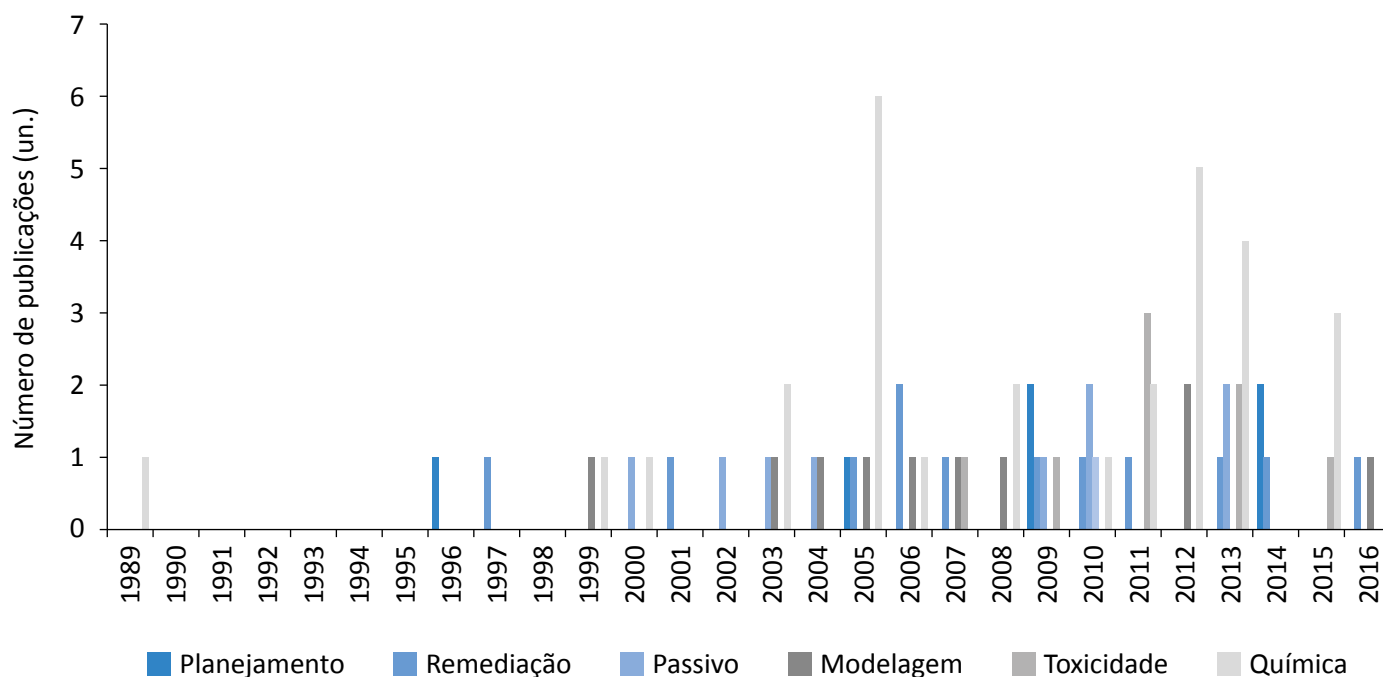


Figura 1 – Distribuição dos artigos por categoria de análise e ano de publicação.

Não obstante o exposto, a experiência acumulada até então demonstra o consenso entre os pesquisadores de que cavas apresentam comportamento complexo e, conseqüentemente, gestão ambiental desafiadora quando comparada à de outros recursos naturais, como recursos hídricos superficiais e subterrâneos. Enquanto esses dois últimos podem ser gerenciados apenas com base em padrões metodológicos tradicionais de controle e monitoramento ambiental — como a abordagem exclusivamente química —, cavas, por sua natureza ambientalmente variada, exigem abordagens embasadas em critérios que possibilitem uma visão ambiental sistêmica, integrada. Requerem, portanto, abordagens metodológicas interdisciplinares.

Um exemplo de avaliação ambiental integrada de lagos de mineração consiste no desenvolvimento de metodologias investigativas embasadas na associação entre Química e Ecotoxicologia, ciências complementares entre si. Análises ecotoxicológicas agregam mais elementos às avaliações ambientais, pois permitem mensurar os efeitos deletérios potenciais de diversas substâncias químicas sobre o comportamento de organismos-teste padronizados mediante exposições agudas ou crônicas.

Adicionalmente, possibilitam avaliar a evolução temporal dos efeitos tóxicos de elementos químicos de interesse sobre os espécimes expostos. Todavia, apesar de as duas ciências se encontrarem consolidadas há décadas, o levantamento demonstrou que trabalhos com esse enfoque metodológico ainda são raros e muito recentes para lagos de mineração (COSTA & DUARTE, 2005; ROCHA *et al.*, 2011).

Finalmente, considerando que as substâncias químicas presentes em cavas também podem manifestar seus efeitos de forma discreta, a ponto de não serem visualmente perceptíveis em ensaios ecotoxicológicos, entende-se que os princípios da Genotoxicologia Ambiental também devem ser empregados na busca pelo entendimento do comportamento de tais unidades, uma vez que análises genéticas possibilitam o desenvolvimento de abordagens capazes de detectar alterações orgânicas em nível celular nos organismos expostos. Entretanto, investigações científicas centradas na análise dos mecanismos de ação de químicos tóxicos de cavas mediante abordagens mais completas, que busquem avaliar, por exemplo, alterações orgânicas em nível celular por intermédio de abordagens genotoxicológicas combinadas com aspectos ecotoxicológicos e químicos, são desconhecidas.

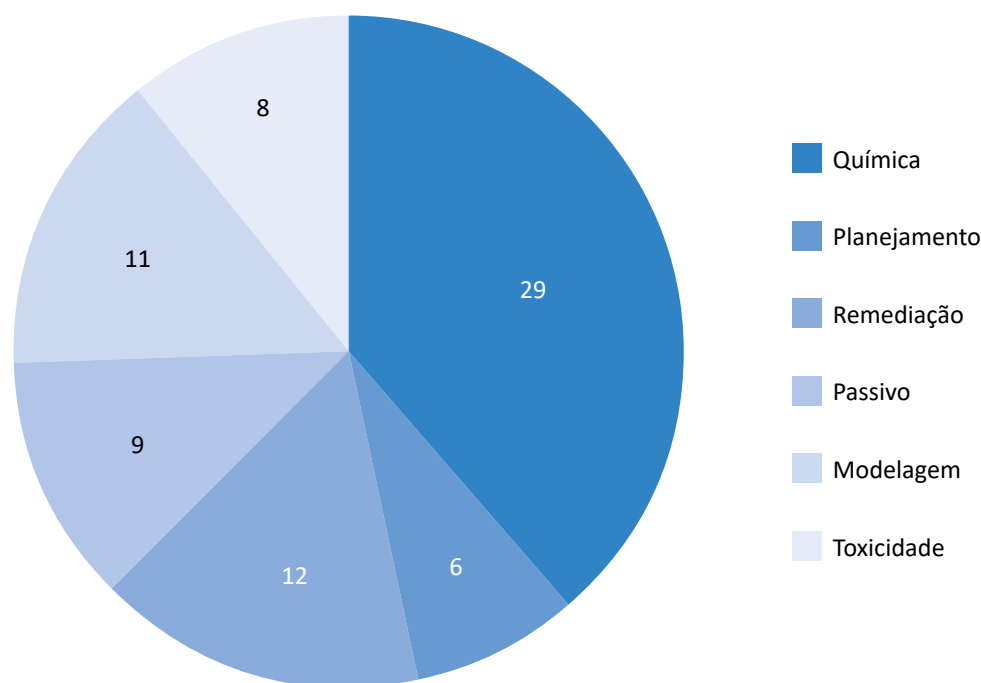


Figura 2 – Distribuição das quantidades de publicações por categoria de análise.

CONCLUSÕES

A proposta deste estudo foi buscar compreender como cavas e seus impactos ambientais vêm sendo tratados pela comunidade científica internacional ao longo das últimas décadas. Verificou-se que o conhecimento acumulado sobre o tema ainda é incipiente no mundo, tendo em vista o reduzido número de trabalhos publicados, especialmente no Hemisfério Sul. Adicionalmente, a maior parte (39%) dos estudos desenvolvidos até então apresentam abordagem predominante em aspectos geoquímicos de lagos de mineração, importantes, porém limitados frente à complexidade dos impactos ambientais desencadeados.

Do ponto de vista da sustentabilidade, cavas demandam medidas gerenciais diferenciadas que necessitam estar embasadas em investigações amplas e suficien-

temente capazes de abranger o sinergismo dos seus processos químicos, físicos e biológicos associados aos fatores dominantes da evolução da qualidade hídrica. Por outro lado, para que os pesquisadores ampliem o entendimento do problema de forma condizente com suas especificidades ambientais, é necessária a obtenção de respostas — de controle e monitoramento ambiental — que vão além das abordagens tradicionais, normalmente aplicadas de maneira isolada. Nesse sentido, novos trabalhos constituídos de questões de pesquisa, objetivos e metodologias investigativas que contemplem avaliações integradas de aspectos químicos, ecotoxicológicos e genotoxicológicos de cavas, por exemplo, se configuram como oportunidades científicas que futuramente poderão ser desenvolvidas pelos estudiosos das Ciências Ambientais.

REFERÊNCIAS

- ALUMA, E.; JOHNSON, K. Short communication: a 24 hour ecotoxicity test for acid mine drainage using hatching success in *Daphnia magna*. *Journal of Applied Sciences and Environmental Management*, v. 15, p. 231-234, 2011. <http://dx.doi.org/10.4314/jasem.v15i1.65704>
- ANTUNES, I. M. H. R.; GOMES, M. E. P.; NEIVA, A. M. R.; CARVALHO, P. C. S.; SANTOS, A. C. T. Potential risk assessment in stream sediments, soils and waters after remediation in an abandoned W4Sn mine (NE Portugal). *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 133, p. 135-145. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2016.06.045>
- ANTUNES, S. C.; FIGUEIREDO, D. R.; MARQUES, S. M.; CASTRO, B. B.; PEREIRA, R.; GONÇALVES, F. Evaluation of water column and sediment toxicity from an abandoned uranium mine using a battery of bioassays. *Science of the Total Environment*, v. 374, p. 252-259, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.11.025>
- AYUSO, R. A.; FOLEY, N. K.; SEAL II, R. R.; BOVE, M.; CIVITILLO, D.; COSENZA, A.; GREZZI, G. Lead isotope evidence for metal dispersal at the Callahan Cu-Zn-Pb mine: goose pond tidal estuary, Maine, USA. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 126-127, p. 1-22, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.12.013>
- BALISTRIERI, L. S.; TEMPEL, R. N.; STILLINGS, L. L.; SHEVENELL, L. A. Modeling spatial and temporal variations in the temperature and salinity during stratification and overturn in Dexter pit lake, Tuscarora, Nevada, USA. *Applied Geochemistry*, v. 21, p. 1184-1203, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2006.03.013>
- BARDIN, I. *Análise de conteúdo*. Lisboa, Portugal: Edições 70, 1977.
- BOWELL, R. J.; PARSHLEY, J. V. Control of pit-lake water chemistry by secondary minerals, Summer Camp pit, Getchell mine, Nevada. *Chemical Geology*, v. 215, p. 373-385, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2004.06.052>
- BOZAU, E.; BECHSTEDT, T.; FRIESE, K.; FRÖMMICHEN, R.; HERZSPRUNG, P.; KOSCHORRECK, M.; MEIER, J.; VÖLKNER, C.; WENDT-POTTHOFF, K.; WIEPRECHT, M.; GELLER, W. Biotechnological remediation of an acidic pit lake: modelling the basic processes in a mesocosm experiment. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 92, p. 212-221, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2006.08.007>

- BRANDENBERGER, J.; LOUCHOUARN, P.; HERBERT, B.; TISSOT, P. Geochemical and hydrodynamic controls on arsenic and trace metal cycling in a seasonally stratified US sub-tropical reservoir. *Applied Geochemistry*, v. 19, p. 1601-1623, 2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2004.02.006>
- CÁNOVAS, C. R.; PEIFFER, S.; MACÍAS, F.; OLÍAS, M.; MIGUEL NIETO, J. Geochemical processes in a highly acidic pit lake of the Iberian Pyrite Belt (SW Spain). *Chemical Geology*, v. 395, p. 144-153, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemgeo.2014.12.007>
- CASTENDYK, D. N.; MAUK, J. L.; WEBSTER, J. G. A mineral quantification method for wall rocks at open pit mines, and application to the Martha Au-Ag mine, Waihi, New Zealand. *Applied Geochemistry*, v. 20, p. 135-156, 2005. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2004.07.001>
- CASTENDYK, D. N.; WEBSTER-BROWN, J. G. Sensitivity analyses in pit lake prediction, Martha mine, New Zealand 2: geochemistry, water-rock reactions, and surface adsorption. *Chemical Geology*, v. 244, p. 56-73, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemgeo.2007.06.005>
- ÇOLAC, M.; GEMICI, Ü.; TARCAN, G. The effects of colemanite deposits on the arsenic concentrations of soil and groundwater in Igdeköy-Emet, Kütahya, Turkey. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 149, p. 127-143, 2003. <https://doi.org/10.1023/A:1025642331692>
- COSTA, M. C.; DUARTE, J. C. Bioremediation of acid mine drainage using acidic soil and organic wastes for promoting sulphate-reducing bacteria activity on a column reactor. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 165, p. 325-345, 2005. <https://doi.org/10.1007/s11270-005-6914-7>
- CZOP, M.; MOTYKA, J.; SRACEK, O.; SZUWARZYNSKI, M. Geochemistry of the hyperalkaline Gorka pit lake (pH>13) in the Chrzanow region, southern Poland. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 214, p. 423-434, 2011. <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0433-x>
- DAVIS, A.; ASHENBERG, D. The aqueous geochemistry of the Berkeley Pit, Butte, Montana, U.S.A. *Applied Geochemistry*, v. 4, p. 23-36, 1989. [https://doi.org/10.1016/0883-2927\(89\)90056-5](https://doi.org/10.1016/0883-2927(89)90056-5)
- DELGADO-MARTIN, J.; JUNCOSA-RIVERA, R.; FALCÓN-SUÁREZ, I.; CANAL-VILA, J. Four years of continuous monitoring of the Meirama end-pit lake and its impact in the definition of future uses. *Environmental Science and Pollution Research*, v. 20, p. 7520-7533, 2013. <https://doi.org/10.1007/s11356-013-1618-9>
- DENIMAL, S.; BERTRAND, C.; MUDRY, J.; PAQUETTE, Y.; HOCHART, M.; STEINMANN, M. Evolution of the aqueous geochemistry of mine pit lakes – Blanzey-Montceau-les-Mines coal basin (massif central, France): origin of sulfate contents; effects of stratification on water quality. *Applied Geochemistry*, v. 20, p. 825-839, 2005. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2004.11.015>
- EDBERG, F.; ANDERSSON, A. F.; HOLMSTRÖM, S. J. M. Bacterial community composition in the water column of a lake formed by a former uranium open pit mine. *Microbial Ecology*, v. 64, p. 870-880, 2012. <https://doi.org/10.1007/s00248-012-0069-z>
- ERG, K. Sulphate balance of lakes and shallow groundwater in the Vasavere Buried valley, northeast Estonia. *Oil Shale*, v. 20, p. 477-489, 2003.
- FERRARI, C. R.; AZEVEDO, H.; WISNIEWSKI, M. J. S.; RODGHER, S.; ROQUE, C. V.; NASCIMENTO, M. R. L. An overview of an acidic uranium mine pit lake (Caldas, Brazil): composition of the zooplankton community and limnochemical aspects. *Mine Water and the Environment*, v. 34, p. 230-242, 2015. <http://dx.doi.org/10.1007/s10230-015-0333-9>
- FYSON, A.; NIXDORF, B.; KALIN, M. The acidic lignite pit lakes of Germany – microcosm experiments on acidity removal through controlled eutrophication. *Ecological Engineering*, v. 28, p. 288-295, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.06.012>

- GAGNAIRE, B.; BADO-NILLES, A.; BETOUILLE, S.; AMARA, R.; CAMILLERI, V.; CAVALIÉ, I.; CHADILI, E.; DELAHAUT, L.; KERAMBRUN, E.; ORJOLLET, D.; PALLUEL, O.; SANCHEZ, W. Former uranium mine-induced effects in caged roach: a multiparametric approach for the evaluation on in situ metal toxicity. *Ecotoxicology*, v. 24, p. 215-231, 2015. <https://doi.org/10.1007/s10646-014-1374-8>
- GAMMONS, C. H.; PAPE, B. L.; PARKER, S. R.; POULSON, S. R.; BLANK, C. E. Geochemistry, water balance, and stable isotopes of a “clean” pit lake at an abandoned tungsten mine, Montana, USA. *Applied Geochemistry*, v. 36, p. 57-69, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.06.011>
- GAMMONS, C. H.; WOOD, S. A.; JONAS, J. P.; MADISON, J. P. Geochemistry of the rare-earth elements and uranium in the acidic Berkeley pit lake, Butte, Montana. *Chemical Geology*, v. 198, p. 269-288, 2003. [https://doi.org/10.1016/S0009-2541\(03\)00034-2](https://doi.org/10.1016/S0009-2541(03)00034-2)
- GELLER, W.; KOSCHORRECK, M.; WENDT-POTTHOFF, K.; BOZAU, E.; HERZSPRUNG, P.; BÜTTNER, O.; SCHULTZE, M. A pilot-scale field experiment for the microbial neutralization of a holomictic acidic pit lake. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 100, p. 153-159, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2008.04.003>
- GOLESTANIFAR, M.; AHANGARI, K. Choosing an optimal groundwater lowering technique for open pit mines. *Mine Water and the Environment*, v. 31, p. 192-198, 2012. <https://doi.org/10.1007/s10230-012-0196-2>
- GRANDE, J. A.; VALENTE, T.; DE LA TORRE, M. L.; SANTISTEBAN, M.; CERÓN, J. C.; PÉREZ-OSTALÉ, E. Characterization of acid mine drainage sources in the Iberian Pyrite Belt: base methodology for quantifying affected areas and for environmental management. *Environmental Earth Science*, v. 71, p. 2729-2738, 2014. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2652-0>
- HAGLER BAILLY CONSULTING (HBC). Clark fork River NPL sites NRDA, Lethal injuries to snow geese, Berkeley pit, Butte, MT. HBC, 1996.
- HAMBLIN, P. F.; STEVENS, P. E. C.; LAWRENCE, G. A. Simulation of vertical transport in mining pit lake. *Journal of Hydraulic Engineering*, v. 125, p. 1029-1038, 1999. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9429\(1999\)125:10\(1029\)](https://doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9429(1999)125:10(1029))
- HANCOCK, G. R.; WRIGHT, A.; DE SILVA, H. Long-term final void salinity prediction for a post-mining landscape in the Hunter Valley, New South Wales, Australia. *Hydrological Processes*, v. 19, p. 387-401, 2005. <https://doi.org/10.1002/hyp.5538>
- HANGEN-BRODERSEN, C.; STREMPER, P.; GRÜNEWALD, U. Characteristics of catchments disturbed by lignite mining — case study of Schlabendorf/Seese (Germany). *Ecological Engineering*, v. 24, p. 37-48, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2004.12.005>
- HERLORY, O.; BONZOM, J. M.; GILBIN, R.; FRELON, S.; FAYOLLE, S.; DELMAS, F.; COSTE, M. Use of diatom assemblages as biomonitor of the impact of treated uranium mining effluent discharge on a stream: case study of the ritord watershed (center-west France). *Ecotoxicology*, v. 22, p. 1186-1199, 2013. <https://doi.org/10.1007/s10646-013-1106-5>
- HERZSPRUNG, P.; DUFFEK, A.; FRIESE, K.; RECHTER, M.; SCHULTZE, M.; TÜMPLING JUNIOR, W. V. Modification of a continuous flow method for analysis of trace amounts of nitrate in iron-rich sediment pore-waters of mine pit lakes. *Water Research*, v. 39, p. 1887-1895, 2005. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2005.02.017>
- HRDINKA, T.; SOBR, M.; FOTT, J.; NEDBALOVÁ, L. The unique environment of the most acidified permanently meromictic lake in the Czech Republic. *Limnologia*, v. 43, p. 417-426, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.limno.2013.01.005>
- INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO (IBRAM). *Gestão para a sustentabilidade na mineração*. Brasília: IBRAM, 2013.
- JHANWAR, M. L. Application of remote sensing for environmental monitoring in Bijolia mining area of Rajasthan. *Journal of the Indian Society of Remote Sensing*, v. 24, p. 255-264, 1996. <https://doi.org/10.1007/BF03026233>

- KALIN, M.; WHEELER, W. N.; OLAVESON, M. M. Response of phytoplankton to ecological engineering remediation of a Canadian shield lake affected by acid mine drainage. *Ecological Engineering*, v. 28, p. 296-310, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2006.08.010>
- KOHFAHL, C.; PEKDEGER, A. Modelling the long-term release of sulphate from dump sediments of an abandoned open pit lignite lake. *Mine Water and the Environment*, v. 23, p. 12-19, 2004. <https://doi.org/10.1007/s10230-004-0031-5>
- KOSCHORRECK, M.; WENDT-POTTHOFF, K. A sediment exchange experiment to assess the limiting factors of microbial sulfate reduction in acidic mine pit lakes. *Journal Soils Sediments*, v. 12, p. 1615-1622, 2012. <https://doi.org/10.1007/s11368-012-0547-4>
- LAKATOS, E. V. *Fundamentos de metodologia científica*. São Paulo: Atlas, 2010.
- LEVY, D. B.; CUSTIS, K. H.; CASEY, W. H.; ROCK, P. A. A comparison of metal attenuation in mine residue and overburden material from an abandoned copper mine. *Applied Geochemistry*, v. 12, p. 203-211, 1997. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(96\)00064-9](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(96)00064-9)
- LOPES, L. M. N. O rompimento da barragem de Mariana e seus impactos socioambientais. *Sinapse Múltipla*, v. 5, p. 1-14, 2016.
- LOTTERMOSER, B. G.; ASHLEY, P. M.; COSTELLOE, M. T. Contaminant dispersion at the rehabilitated Mary Kathleen uranium mine, Australia. *Environmental Geology*, v. 48, p. 748-761, 2005. <https://doi.org/10.1007/s00254-005-0014-2>
- LUEK, A.; BROCK, C.; ROWAN, D. J.; RASMUSSEN, J. B. A simplified anaerobic bioreactor for the treatment of selenium-laden discharges from non-acidic, end-pit lakes. *Mine Water and the Environment*, v. 33, p. 295-306, 2014. <https://doi.org/10.1007/s10230-014-0296-2>
- MARQUES, E. D.; TUBBS, D.; GOMES, O. V. O.; SILVA-FILHO, E. V. Influence of acid sand pit lakes in surrounding groundwater chemistry, Sepetiba sedimentary basin, Rio de Janeiro, Brazil. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 112, p. 306-321, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2011.10.002>
- MIGASZEWSKI, Z. M.; GALUSZKA, A.; HALAS, S.; DOLEGOWSKA, S.; DABEK, J.; STARNAWSKA, E. Geochemistry and stable sulfur and oxygen isotope ratios of the Podwisniówka pit pond water generated by acid mine drainage (Holy Cross Mountains, south-central Poland). *Applied Geochemistry*, v. 23, p. 3620-3634, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2008.09.001>
- MILLU, V.; LEROY, J. L.; PEIFFERT, C. Water contamination downstream from a copper mine in the Apuseni mountains, Romania. *Environmental Geology*, v. 42, p. 773-782, 2002. <https://doi.org/10.1007/s00254-002-0580-5>
- MOLLEMA, P. N.; STUYFZAND, P. J.; JUHÁSZ-HOLTERMAN, M. H. A.; VAN DIEPENBEEK, P. M. J. A.; ANTONELLINI, M. Metal accumulation in an artificially recharged gravel pit lake used for drinking water supply. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 150, p. 35-51, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2014.12.004>
- MONJEZI, M.; SHAHRIAR, K.; DEHGHANI, H.; NAMIN, F. S. Environmental impact assessment of open pit mining in Iran. *Environmental Geology*, v. 58, p. 205-216, 2009. <https://doi.org/10.1007/s00254-008-1509-4>
- MOSER, M.; WEISSE, T. The most acidified Austrian lake in comparison to a neutralized mining lake. *Limnologica*, v. 41, p. 303-315, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2011.01.002>
- NEIL, L. L.; MCCULLOUGH, C. D.; LUND, M. A.; EVANS, L. H.; TSVETNENKO, Y. Toxicity of acid mine pit lake water remediated with limestone and phosphorus. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 72, p. 2046-2057, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.08.013>
- PANILAS, S.; PETALAS, C. P.; GEMITZI, A. The possible hydrologic effects of the proposed lignite open-cast mining in Drama lignite field, Greece. *Hydrological Processes*, v. 22, p. 1604-1617, 2008. <https://doi.org/10.1002/hyp.6729>

- PEIFFER, S. Reaction time scales for sulphate reduction in sediments of acidic pit lakes and its relation to in-lake acidity neutralization. *Applied Geochemistry*, v. 73, p. 8-12, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2016.07.009>
- PELLICORI, D. A.; GAMMONS, C. H.; POULSON, S. R. Geochemistry and stable isotope composition of the Berkeley pit lake and surrounding mine Waters, Butte, Montana. *Applied Geochemistry*, v. 20, p. 2116-2137, 2005. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2005.07.010>
- POERSCHMANN, J.; KOSCHORRECK, M.; GÓRECKI, T. Organic matter in sediments of an acidic mining lake as assessed by lipid analysis. Part I: fatty acids. *Science of the Total Environment*, v. 414, p. 614-623, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.10.015>
- RADHAKRISHNAN, N. K.; MCCULLOUGH, C. D.; LUND, M. A. How does storage affect the quality and quantity of organic carbon in sewage for use in the bioremediation of acidic mine waters? *Ecological Engineering*, v. 37, p. 1205-1213, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.02.021>
- RAMALHO, E.; CARVALHO, J.; BARBOSA, S.; SANTOS, F. A. M. Using geophysical methods to characterize an abandoned uranium mining site, Portugal. *Journal of Applied Geophysics*, v. 67, p. 14-33, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jappgeo.2008.08.010>
- RAMSTEDT, M.; CARLSSON, E.; LÖVGREN, L. Aqueous geochemistry in the Udden pit lake, northern Sweden. *Applied Geochemistry*, v. 18, p. 97-108, 2003. [http://dx.doi.org/10.1016/S0883-2927\(02\)00068-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0883-2927(02)00068-9)
- RAPANTOVÁ, N.; KRZESZOWSKI, S.; GRMELA, A.; WOLKERSDORFER, C. Quantitative assessment of mine water resources based on the general mixing equation and multivariate statistics. *Mine Water and the Environment*, v. 31, p. 252-265, 2012. <http://dx.doi.org/10.1007/s10230-012-0192-6>
- ROBLES-ARENAS, V. M.; CANDELA, L. Hydrological conceptual model characterisation of an abandoned mine site in semiarid climate. The Sierra de Cartagena-La Unión (SE Spain). *Geologica Acta*, v. 8, p. 235-248, 2010. <http://dx.doi.org/10.1344/105.000001532>
- ROCHA, L.; RODRIGUES, S. M.; LOPES, I.; SOARES, A. M. V. M.; DUARTE, A. C.; PEREIRA, E. The water-soluble fraction of potentially toxic elements in contaminated soils: relationships between ecotoxicity, solubility and geochemical reactivity. *Chemosphere*, v. 84, p. 1495-1505, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.04.035>
- ROMERO, F. M.; PROL-LEDESMA, R. M.; CANET, C.; ALVARES, L. N.; PÉREZ-VÁZQUEZ, R. Acid drainage at inactive Santa Lucia mine, western Cuba: natural attenuation of arsenic, barium and lead, and geochemical behavior of rare earth elements. *Applied Geochemistry*, v. 25, p. 716-727, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2010.02.004>
- ROZON-RAMILO, L. D.; DUBÉ, M. G.; RICKWOOD, C. J.; NIYOGI, S. Examining the effects of metal mining mixtures on fathead minnow (*Pimephales promelas*) using field-based multi-trophic artificial streams. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 74, p. 1536-1547, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.ecoenv.2011.05.005>
- SÁNCHEZ-ESPAÑA, J.; ERCILLA, M. D.; CERDAN, F. P.; YUSTA, I.; BOYCE, A. J. Hydrological investigation of a multi-stratified pit lake using radioactive and stable isotopes combined with hydrometric monitoring. *Journal of Hydrology*, v. 511, p. 494-508, 2014. <http://dx.doi.org/10.1016/j.hydrol.2014.02.003>
- SÁNCHEZ-ESPAÑA, J.; PAMO, E. L.; PASTOR, E. S.; ERCILLA, M. D. The acidic mine pit lakes of the Iberian Pyrite Belt: an approach to their physical limnology and hydrogeochemistry. *Applied Geochemistry*, v. 23, p. 1260-1287, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.12.036>
- SANTOFIMIA, E.; LÓPEZ-PAMO, E.; REYES, J. Changes in stratification and iron redox cycle of an acidic pit lake relation with climatic factors and physical processes. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 116-117, p. 40-50, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2012.03.004>

- SAVAGE, K. S.; BIRD, D. K.; ASHLEY, R. P. Legacy of the California Gold Rush: environmental geochemistry of arsenic in the southern Mother Lode Gold district. *International Geology Review*, v. 42, p. 385-415, 2000. <https://doi.org/10.1080/00206810009465089>
- SCHULTZE, M.; POKRANDT, K. H.; HILLE, W. Pit lakes of the central German lignite mining district: creation, morphometry and water quality aspects. *Limnologica*, v. 40, p. 148-155, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.11.006>
- SERVIDA, D.; GRIECO, G.; DE CAPITANI, L. Geochemical hazard evaluation of sulphide-rich iron mines: the rio Marina district (Elba Island, Italy). *Journal of Geochemical Exploration*, v. 100, p. 75-89, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gexplo.2008.03.005>
- SHEVENELL, L.; CONNORS, K. A.; HENRY, C. D. Controls on pit lake water quality at sixteen open-pit mines in Nevada. *Applied Geochemistry*, v. 14, p. 669-687, 1999. [https://doi.org/10.1016/S0883-2927\(98\)00091-2](https://doi.org/10.1016/S0883-2927(98)00091-2)
- SHEVENELL, L. A. Water quality in pit lakes in disseminated gold deposits compared to two natural, terminal lakes in Nevada. *Environmental Geology*, v. 39, p. 807-815, 2000. <https://doi.org/10.1007/s002540050497>
- SKIPPERUD, L.; JØRGENSEN, A. G.; HEIER, L. S.; SALBU, B.; ROSSELAND, B. O. Po-210 and Pb-210 in water and fish Taboshar uranium mining pit lake, Tajikistan. *Journal of Environmental Radioactivity*, v. 123, p. 82-89, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jenvrad.2012.03.013>
- TRIANAFYLLIDIS, S.; SKARPELIS, N. Mineral formation in an acid pit lake from a high-sulfidation ore deposit: Kirki, NE Greece. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 88, p. 68-71, 2006. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2005.08.017>
- VILLAIN, L.; ALAKANGAS, L.; ÖHLANDER, B. The effects of backfilling and sealing the waste rock on water quality at the Kimheden open-pit mine, northern Sweden. *Journal of Geochemical Exploration*, v. 134, p. 99-110, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2013.08.003>
- WENDT-POTTHOFF, K.; BOZAU, E.; FRÖMMICHEN, R.; MEIER, J.; KOSCHORRECK, M. Microbial iron reduction during passive in situ remediation of an acidic mine pit lake mesocosm. *Limnologica*, v. 40, p. 175-181, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2009.10.003>
- WISOTZKY, F.; OBERMANN, P. Acid mine groundwater in lignite overburden dumps and its prevention – the Rhineland lignite mining area (Germany). *Ecological Engineering*, v. 17, p. 115-123, 2001. [http://dx.doi.org/10.1016%2FS0925-8574\(00\)00152-X](http://dx.doi.org/10.1016%2FS0925-8574(00)00152-X)
- XIAO, H. Y.; ZHOU, W. B.; ZENG, F. P.; WU, D. S. Water chemistry and heavy metal distribution in an AMD highly contaminated river. *Environmental Earth Science*, v. 59, p. 1023-1031, 2010. <https://doi.org/10.1007/s12665-009-0094-5>
- XUAN, P. T.; VAN PHO, N.; GAS'KOVA, O. L.; BORTNIKOVA, S. B. Geochemistry of surface waters in the vicinity of open pit mines at the Cay Cham Deposit, Thai Nguyen province, northern Vietnam. *Geochemistry International*, v. 51, p. 931-938, 2013. <https://doi.org/10.1134/S0016702913110062>
- YUCEL, D. S.; BABA, A. Geochemical characterization of acid mine lakes in northwest Turkey and their effect on the environment. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, v. 64, p. 357-376, 2013. <https://doi.org/10.1007/s00244-012-9843-7>



SANEAMENTO COMO FERRAMENTA PARA A SUSTENTABILIDADE DA ÁREA QUILOMBOLA VILA ESPERANÇA, LAPA, PR

SANITATION AS A TOOL FOR THE SUSTAINABILITY OF QUILOMBOLA VILA ESPERANÇA AREA, LAPA, PR, BRAZIL

Mirian Desplanches

Mercado 

Engenheira civil. Mestre em Gestão Ambiental pela Universidade Positivo. Professora do curso de Engenharia Civil da Universidade Positivo – Curitiba (PR), Brasil.

Selma Aparecida Cubas 

Doutora em Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo (USP). Professora adjunta do Departamento de Hidráulica e Saneamento do Programa de Pós-Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental da Universidade Federal do Paraná (UFPR) – Curitiba (PR), Brasil.

Mario Sergio Michaliszyn 

Doutor em Ciências Sociais – Antropologia pela Pontifícia Universidade Católica de São Paulo (PUC-SP). Professor do Programa de Pós-Graduação em Gestão Ambiental da Universidade Positivo – Curitiba (PR), Brasil.

Endereço para correspondência:

Mirian Desplanches
Mercado – Rua Francisco
Rocha, 1.640, ap. 2.304 –
Bigorrião – CEP 80730-390 –
Curitiba (PR), Brasil – E-mail:
miriandesplanches@hotmail.com

Recebido em: 15/09/2017

Aceito em: 12/06/2018

RESUMO

Entre os principais problemas enfrentados por comunidades localizadas em áreas rurais ou periurbanas, destaca-se a precariedade de ações no âmbito do saneamento. Cenário, esse, que favorece a veiculação de doenças e outros agravos de ordem social que contribuem para a manutenção das condições de vulnerabilidade social, além dos impactos negativos causados aos sistemas ecológicos. Tal situação é identificada na Comunidade Remanescente Quilombola Vila Esperança de Mariental no município da Lapa, estado do Paraná. O presente trabalho apresenta um plano de ações voltadas ao saneamento como princípio de sustentabilidade, construído a partir de um diagnóstico sobre a situação ambiental e socioeconômica da população e que, aliado ao projeto de educação ambiental proposto, pode servir como fio condutor de mudanças naquela realidade no que diz respeito a melhorias das condições sociais e de saúde da população, além de contribuir para a sustentabilidade local. Dentre as alternativas, foram propostos sistemas de tratamento de esgoto com zonas de raízes.

Palavras-chave: sistemas descentralizados; zona de raízes; educação ambiental.

ABSTRACT

Lack of actions in the sphere of sanitation stands out among the main problems faced by communities located in rural or peri-urban areas. This context contributes to the propagation of diseases and to other social grievances, leaving them in a condition of social vulnerability, in addition to the negative impacts caused to the ecological systems. The “Vila Esperança de Mariental Quilombola Remnant Community” – LAPA, PR exemplifies this situation. This study proposes an action plan that aims the sanitation as a sustainability principle for this community. This plan was elaborated from a primary diagnosis of this population’s environmental and socioeconomic situation, that along with the proposed environmental educational project, may serve as a guiding tool for a change in these people’s reality. In this way, such actions can configure a strategy to improve the population’s health as well as their social conditions, besides the contribution to the local sustainability. Among the alternatives, sewage treatment systems with constructed wetlands were proposed.

Keywords: decentralized systems; root zones; environmental education.

INTRODUÇÃO

A falta ou inadequação de sistemas de saneamento ambiental em comunidades que residem em áreas rurais ou periurbanas causam prejuízos aos sistemas ambientais que as rodeiam, acarretando em piora na qualidade da saúde de seus moradores.

Neste cenário, encontram-se grupos com estilos de vida e vínculos a ambientes naturais específicos, como é o caso das Comunidades Tradicionais Remanescentes Quilombolas (CRQs). Estima-se que existam cerca de 3.500 grupos desse tipo em 300 cidades brasileiras (UNICEF, 2014). Até o primeiro semestre de 2016, a Fundação Cultural Palmares (FCP), entidade vinculada ao Ministério da Cultura (MinC), havia certificado 2.849 comunidades, entre as quais 37 localizadas no estado do Paraná.

Tais grupos se organizam a partir de valores socioculturais trazidos por africanos ao Brasil no período escravista. Para essas pessoas, construir um quilombo era um imperativo de sobrevivência, tendo em vista que foram abandonados à própria sorte, desprovidos de patrimônio, vivendo na mais absoluta miséria e constituindo territórios próprios caracterizados pela vivência comunitária (BRASIL, 2004; 2013).

Historicamente, o modelo de desenvolvimento universalista e homogêneo ignorou a diversidade humana destas comunidades, submetendo-os à invisibilidade e ao isolamento. Assim, foram expostas a todo tipo de conflito para manter suas terras, ao empobrecimento, à degradação ambiental, à expulsão de seus territórios e à intolerância religiosa, além do baixo investimento para o desenvolvimento em bases sustentáveis e aumento das suas atividades produtivas (BRASIL, 2016).

Embora o direito à proteção das manifestações populares e de seus valores culturais sejam reconhecidos pela Constituição Federal Brasileira nos artigos 215 e 216, existem algumas especificidades no que se refere ao movimento quilombola. Suas reivindicações referem-se ao reconhecimento étnico, simbolizado no respeito à memória, tradição e valores culturais, bem como o reconhecimento de direitos sociais. Elas são formuladas com base nos discursos que vinculam a defesa da igualdade e do respeito à alteridade. Sendo assim, a delimitação das pautas políticas dos discursos é parte da construção da sua identidade (BRASIL, 1988; SANTOS, 2014).

Apesar disso, permanecem fortes os traços identitários nas CRQs, produzidos pelo senso comum e pelo imaginário social, que associam o quilombo a um contexto histórico específico, de fuga da escravidão e de formação de comunidades precárias, reunidas por frágeis laços institucionais em locais de difícil acesso. Também continuam as pendências fundiárias que dificultam a aquisição de uma identidade definitiva (VALENTIM; TRINDADE, 2011).

Atualmente, a desigualdade social das CRQs, materializada pela ausência de direitos essenciais, ainda é uma realidade. Barros (2007) afirma que as condições de vida destas populações são marcadas pela segregação racial e aos resultados dela, como o desemprego, a baixa escolaridade, as condições de habitação precárias e a falta de acesso a serviços de saúde e de transporte. Estando, assim, expostas a extrema vulnerabilidade social e simbólica, onde o critério de auto definição representa a esperança do reconhecimento político e da detenção de direitos (SAHR *et al.*, 2011).

Em relação à territorialidade, nestas comunidades prevalece o uso comum, respeitando laços de parentesco e vizinhança, assentados em relações de solidariedade e reciprocidade (NERY, 2004), com predomínio de práticas comuns de cultivo. Consequentemente, suas atividades estão baseadas na utilização de recursos naturais renováveis existentes no ecossistema em que estão inseridos (SILVESTRE; MOREIRA, 2012).

Entretanto, nessas comunidades os serviços de saneamento prestados são inexistentes ou precários. Normalmente, o abastecimento de água é individual, por meio de poços, fontes de água, cisternas ou outras fontes, sem tratamento. Apenas as comunidades localizadas em áreas periféricas aos centros urbanos recebem água tratada. A coleta e tratamento de esgoto são praticamente inexistentes. O destino dos esgotos sanitários são valas a céu aberto, fossas rudimentares ou o lançamento direto em corpos hídricos. Quanto aos resíduos sólidos, poucas comunidades têm coleta realizada pelo município. Na maioria dos casos, os resíduos são jogados a céu aberto em terrenos baldios, enterrados no fundo das residências ou queimados (GTCM, 2010; BRASIL, 2013).

A exemplo destas comunidades, apresenta-se a Comunidade Remanescente Quilombola (CRQ) Vila Esperan-

ça de Mariental, localizada no município da Lapa (PR), que não possui planejamento urbanístico e as condições de algumas moradias são precárias. Embora disponham de abastecimento de água potável, não se tem acesso a sistema de coleta e tratamento de esgotos sanitários, bem como qualquer outra ação no contexto do saneamento ambiental, resultando na contaminação do meio ambiente e na veiculação de doenças.

Cenário que, segundo Scriptorre (2016), pode impactar o perfil de morbidade de uma região a longo prazo, ter graves consequências para a aquisição de anos de escolaridade e, dessa forma, gerar comprometimento de ganhos salariais e de produtividade no futuro. Além disso, esses efeitos deletérios, da falta de infraestruturas essenciais, propagam as sementes do subdesenvolvimento social e educacional, gerando um ciclo de pobreza e agravos de ordem física e emocional.

Portanto, o suprimento das carências de abastecimento de água e a expansão de ações para que a população deixe de conviver com esgotos sanitários a céu aberto e tenha acesso a serviços de tratamento e disposição final adequada de resíduos sólidos é fundamental para a melhoria da qualidade de vida e de saúde das populações, tornando-se uma questão social e de saúde pública urgentes (BRASIL, 2004).

Por outro lado, o planejamento de políticas de gestão ambiental, nos propósitos do manejo integrado dos recursos naturais, tecnológicos e culturais de uma sociedade, leva à necessidade de compreender as interações das demandas históricas, econômicas, ecológicas, políticas e culturais e da direção do desenvolvimento. Nessa perspectiva, a ciência e a tecnologia para o desenvolvimento sustentável agregam o saber tecnológico e antropológico ao saber técnico (BEZERRA; BURSZTYN, 2000).

Leroy e Acselrad (2000) complementam que os objetivos da sustentabilidade ambiental, da equidade entre gêneros, da erradicação da pobreza, do respeito aos direitos humanos, do pleno emprego e da integração social compõem um processo complexo que envolve conflito e cooperação, desde a escala local até o âmbito global, bem como uma variedade de atores como governos, organismos internacionais, entidades empresariais e organizações cidadãs.

Para Silva (2015), a sustentabilidade no saneamento consiste em buscar os objetivos primordiais: as viabi-

lidades econômica, social e ambiental, a promoção do bem-estar, a realização de serviços ambientais e a melhoria da saúde pública. Barbosa (2008) complementa que a sustentabilidade consiste em encontrar meios de produção, distribuição e consumo dos recursos de forma mais coesa, economicamente eficaz e ecologicamente viável. Nessa interação, é importante identificar soluções de engenharia que se adequem à realidade local, apresentem baixo custo e sejam eficientes nos propósitos a que se destinam. Importante considerar, ainda, que possam contribuir para reduzir a exclusão social e econômica das populações menos favorecidas, melhorando a qualidade de vida e a proteção dos recursos naturais.

Além disso, a descentralização dos serviços de saneamento representa um instrumento para a sustentabilidade e o desenvolvimento de uma comunidade, já que essas adequações representam a melhoria da qualidade de vida com ganhos em saúde, na capacidade local para atendimento dos serviços e efetivo controle social. E permite, ainda, que a comunidade reflita sobre suas práticas e atitudes em relação ao meio ambiente, assim como evidencia a sua capacidade de autonomia e de cidadania (PHILIPPI JR, 2005).

Mendonça e Mendonça (2016) reiteram que para atender a esta demanda é ideal a adoção de soluções simples, como os sistemas de tratamento de esgoto que não utilizam energia elétrica na sua operação e permitem investimentos e custos operacionais inferiores aos demais. Destaque para as fossas sépticas, também denominadas decanto-digestores, onde o esgoto sofre a ação de bactérias anaeróbicas capazes de realizar a digestão da matéria orgânica e eliminar de forma parcial os organismos patogênicos. Os efluentes deste sistema podem ser lançados em sumidouros, valas de filtração ou, ainda, passar por sistemas complementares antes da disposição final (VON SPERLING, 2014; CREDER, 2015).

Ainda como opção acessível, de simples implantação e operação, estão os sistemas de zona de raízes, constituídos de uma área escavada pouco profunda preenchida com um material filtrante, geralmente areia ou cascalho, e plantas com vegetação tolerante a condições saturadas (UN-HABITAT, 2008). Zurita, Anda e Belmont (2009) acrescentam que esses sistemas podem ser muito úteis em países em desenvolvimento, tendo em vista que apresentam tecnologia simples e envolvem baixos custos operacionais e de implantação, podendo

ser construídos com materiais locais. Além disso, apresentam-se como uma tecnologia eficiente na remoção de patógenos, nutrientes, metais tóxicos e poluentes orgânicos. À medida que a água flui lentamente através da zona úmida, as partículas se assentam, os agentes patogênicos são destruídos e organismos e plantas utilizam os nutrientes (USEPA, 2000; HOFFMANN *et al.*, 2011). Em tais sistemas, o crescimento microbiano, aderido ao substrato e às raízes da vegetação e em suspensão, é responsável pela remoção de compostos orgânicos solúveis, que são degradados biologicamente por micro-organismos aeróbios e anaeróbios (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

No Brasil, as primeiras experiências com a utilização dos sistemas de zona de raízes na melhoria da qualidade das águas e no controle da poluição foram conduzidas em 1980 pelos pesquisadores Salati e Rodrigues. Já em 1999, Philippi, Costa e Sezerino apresentaram o desempenho de tratamento de um sistema de zona de raízes (com área superficial de 450 m²) pós-tanque séptico, implantado em 1994. Este sistema se manteve em operação contínua e apresentou melhora significativa de desempenho ao longo de mais de 10 anos de operação. Quanto à remoção de demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), passou de 71% e 69%, respectivamente, para aproximadamente 98% de remoção para ambos os parâmetros (SEZERINO *et al.*, 2015).

A escolha das plantas a serem empregadas nos sistemas está, basicamente, relacionada à tolerância das mesmas em ambientes encharcados, ao seu potencial de crescimento, à presença da espécie nas áreas onde o sistema será implantado (principalmente devido a adaptações climáticas, custo do plantio e manutenção) e, ainda, às possibilidades de reaproveitamento (IWA, 2000). Segundo Tilley *et al.* (2014) qualquer vegetação nativa, com raízes profundas e largas, que possa crescer em ambientes úmidos e ricos em nutrientes, pode ser considerada.

Rodrigues (2012) relata a eficiência de um sistema de tratamento descentralizado de esgotos, composto de fossa séptica, filtro anaeróbio e sistema de zona de raízes implantado em uma escola rural no município de Campos Belos, SC. O sistema apresentou uma eficiência média de 72,1 e 77,4% na remoção de matéria orgânica, medida em termos de DBO e DQO, respectivamente. A remoção de nutrientes ficou acima de 80% e a remoção de patógenos acima de 90%.

Outro sistema com configuração semelhante foi implantado por Kaick (2002) para o tratamento de efluentes sanitários de residências localizadas na Ilha Rasa, litoral do Paraná. O sistema implantado foi avaliado por um período de seis meses e teve como eficiência média de remoção: DBO₅ 83,9%, DQO 81,6% e o valores médios de pH no efluente ficaram em torno de 7,8.

Ávila *et al.* (2015) avaliaram a eficiência de um sistema híbrido de zona de raízes construído em larga escala para o tratamento e reutilização de águas residuais domésticas em pequenas comunidades. O sistema consistia em um fluxo vertical de sub-superfície (VF) de 317 m², um fluxo horizontal de subsuperfície (HF) de 229 m² e outro de superfície de água livre de 240 m² (FWS) operando em série. Os sistemas de VF e HF foram plantadas com *Phragmites australis* e o de FWS continha uma mistura de espécies de plantas. A eficiência média de remoção de DBO foi de 98–99%. A retirada dos contaminantes emergentes estudados, que incluíam vários produtos farmacêuticos, produtos para cuidados pessoais e desreguladores endócrinos, também se apresentou eficiente, ficando acima de 80% para todos os compostos. As taxas foram alcançadas devido às altas temperaturas, bem como as diferentes condições físico-químicas existentes em diferentes configurações de sistemas, o que permitiria combinação e sinergia de vários mecanismos de remoção.

Sabei (2015) relata a experiência na implantação de cinco unidades de tratamento de esgoto composto de fossas sépticas e sistemas de zona de raízes para o tratamento de esgotos domésticos em uma comunidade rural do município de São José dos Pinhais, PR. Os dois primeiros foram projetados para atender espaços de eventos, com público estimado de até 160 e 450 usuários, respectivamente. O terceiro e quarto sistemas foram projetados para atender uma única residência unifamiliar cada, com 3 e 4 usuários, respectivamente. E o último para atender um restaurante com demanda de até 150 refeições diárias. As vegetações utilizadas nos sistemas de zona de raízes foram *Zantedeschia aethiopica* (copo-de-leite), *Cyperus papyrus* (papiro) e *Canna indica* (cana-da-índia). A média de remoção de poluentes, após aproximadamente 12 meses de implantação, foi de, aproximadamente, em termos de DBO₅ 86%; DQO 83%; fósforo total 75%; coliformes totais 85%; e *Escherichia coli* 86%. O custo médio de implantação dos sistemas foi de aproximadamente R\$ 21 por pessoa.

Outros dois sistemas implantados na cidade de Florianópolis, SC, foram monitorados ao longo de 24 meses de operação por Trein *et al.* (2015). O primeiro foi projetado para atender um equivalente populacional de 250 pessoas e o segundo para receber esgoto de 2.200 pessoas, mas no período de monitoramento recebia de apenas 100. A remoção média de poluentes foi de, aproximadamente, em termos de DBO₅ 92%; DQO 84%; e fósforo total 78%.

Hijosa-Valsero *et al.* (2016) avaliaram sete sistemas de zona de raízes com diferentes configurações de projeto, lidando com águas residuárias urbanas tratadas primariamente quanto à concentração, distribuição e destino de dez produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais. Além do afluente e do efluente, foram analisados o substrato, as raízes de plantas e a água dos poros. Como resultado, os autores apontaram para uma boa eficiência de remoção dos compostos nos sistemas avaliados, ampliando as vantagens do uso deste tipo de sistema.

Prata *et al.* (2013) realizaram um estudo para avaliar a eficiência de quatro sistemas de zonas de raízes cultivadas com vegetação ornamental *Hemerocallis flava* (lírio-amarelo). Tiveram como meio suporte a brita 0, pedras com dimensões variando entre 4,5 e 9,5 mm, e foram submetidos às taxas de carregamento orgânico de esgoto sanitário, em termos de DBO de 44, 98, 230 e 395 kg ha⁻¹ d⁻¹ e tempo de detenção hidráulica de 3,9; 2,0; 1,0 e 0,75 dias, respectivamente. Os sistemas foram avaliados durante seis meses de operação e todos apresentaram elevada eficiência na remoção de Sólidos Suspensos Totais (SST), DBO e DQO, atendendo aos padrões de lançamento de efluentes estabelecidos na legislação ambiental do estado de Minas Gerais.

Zurita, Anda e Belmonte (2009) investigaram a aplicação de quatro espécies de plantas ornamentais de valor comercial em sistemas de zonas de raízes, em escala piloto. Os sistemas de escoamento subsuperficial estudados apresentavam regime de fluxo horizontal e vertical. As espécies utilizadas foram *Zantedeschia aethiopica*, *Strelitzia reginae*, *Andreanum do antúrio* e *Agapanthus africanus*. Além do monitoramento semanal de parâmetros químicos e biológicos do efluente na entrada e saída dos sistemas, também foram analisadas a temperatura ambiente, a umidade e o crescimento das plantas. Foi verificado que as taxas de remoção de poluentes nos sistemas dependem do tipo de fluxo a ser adotado, sendo relatada maior eficiência nos sis-

temas de fluxo vertical devido a uma melhor oxigenação. O tipo de vegetação também influenciou a taxa de remoção de alguns poluentes, como a Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Demanda Química de Oxigênio (DQO), Sólidos Suspensos Totais (SST) e Fósforo Total (TP). Para estes poluentes, os sistemas plantados com três espécies diferentes foram mais eficazes, indicando que a distribuição das raízes forma um habitat microbiano diversificado em comparação aos sistemas de monocultura. Em relação ao comportamento das plantas, todas sobreviveram aos 12 meses de estudo. A espécie *Z. aethiopica* teve melhor desenvolvimento no sistema de fluxo horizontal, enquanto as espécies *S. reginae* e *A. africanus* se desenvolveram melhor no de fluxo vertical. Tais resultados sugerem que é possível produzir flores comerciais em sistemas de zonas de raízes sem reduzir a eficiência do tratamento (ZURITA; ANDA; BELMONTE, 2009).

A produção de flores ornamentais em sistemas de tratamento de esgoto representa mais um benefício agregado aos sistemas de zona de raízes pois, além da harmonia paisagística e dos benefícios ambientais e de saúde pública, podem representar uma fonte de renda para as famílias atendidas, com sua comercialização. Além disso, Nogueira *et al.* (2006) ressaltam que os custos de implantação dos sistemas se reduzem com o aumento da população atendida, não causam ruídos e agregam valor paisagístico na região de implantação, fator que contribui para a aceitação da população, quando comparados aos sistemas convencionais de tratamento.

Para Zurita, Anda e Belmonte (2009), apesar de todos os benefícios apontados em diversos estudos, o emprego de sistemas de zona de raízes é menor nos países em desenvolvimento, quando comparados à sua utilização em países da Europa e nos Estados Unidos, apesar do enorme potencial e da grande necessidade de esses países implantarem sistemas de tratamento de baixo custo. O clima favorável e a riqueza da biodiversidade também são pontos positivos, pois permitem a utilização de espécies não convencionais de plantas, como as ornamentais de interesse comercial.

Entretanto, para que as soluções alcancem seus objetivos, é fundamental que sejam desenvolvidas ações educativas que visem facilitar a compreensão sistêmica que a situação exige, estimulando a participação popular no desenvolvimento e implementação das mesmas (BRASIL, 2009).

Nesta perspectiva, a educação ambiental torna-se grande aliada no âmbito das mudanças de comportamento da sociedade em favor do convívio harmônico com a natureza. Assim como a construção de uma relação mais harmoniosa e economicamente mais eficaz junto às populações locais valorizando a sua cultura, conhecimentos e práticas de uso dos recursos, e seus direitos enquanto cidadãos, podem apontar caminhos mais adequados para um desenvolvimento mais sustentável do meio ambiente (ARRUDA, 1999).

Dessa forma, a educação ambiental (EA) configura-se como um importante componente estratégico em busca de um novo paradigma por meio do qual os indivíduos entendam como funciona o ambiente, o quanto se depende dele, como se afeta e se promove a sua sustentabilidade. Conseqüentemente, a EA busca desenvolver conhecimento, compreensão, habilidades e

motivação dos indivíduos a fim de adquirir valores e atitudes necessários para cuidar das questões ambientais e encontrar soluções sustentáveis (DIAS, 2004).

Nesse sentido, o desenvolvimento sustentável contempla a busca de uma efetividade econômica, social e ambiental cujas características incluem a valorização dos recursos naturais com geração de renda, respeito à diversidade cultural, participação popular nas decisões e gestão dos recursos, assim como a valorização do etnosaber (ARAÚJO; ARAÚJO, 2011).

Diante do exposto, o objetivo principal desse trabalho consiste em construir um plano de ações voltado ao saneamento que considere os princípios da sustentabilidade e contribua para a melhoria das condições locais de saúde da Comunidade Tradicional Remanescente Quilombola Vila Esperança do distrito de Mariental no município da Lapa, PR.

MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido para atender ao *déficit* dos serviços de saneamento da Comunidade Tradicional Remanescente Quilombola Vila Esperança de Mariental localizada no município da Lapa, PR. A cidade localiza-se na região sul do estado, Mesorregião Metropolitana de Curitiba. Sua área total é de 2.093,859 km² e a área urbana compreende aproximadamente 17,84 km² (IBGE, 2014; PML, 2015).

A CRQ Vila Esperança está localizada no distrito de Mariental, região leste da Lapa, a aproximadamente 20 km do centro da cidade. Possui uma área territorial de aproximadamente 12,75 ha, situada a 950 metros acima do nível do mar, com acesso pela BR 476 (Rodovia do Xisto), e localiza-se nas coordenadas geográficas latitude 25°43'7.38" Sul e longitude 49°37'29.90" Oeste.

A comunidade é formada por afrodescendentes que viveram na região da Lapa na condição de escravos e receberam terras na localidade do Feixo, no distrito de Mariental. Fazia parte da Fazenda Santa Amélia, de Hipólito Alves de Araújo, que, inspirado pelo movimento abolicionista, liberou os negros que eram de sua propriedade antecipando a Lei Áurea de 13 de maio de 1888. Na condição de ex-escravizados, os negros foram presenteados por Araújo com as terras que eram cultivadas por eles (PAULA, 2007). Posteriormente, parte da comunidade permutou seus terrenos originais em

uma negociação realizada com um fazendeiro lindeiro e formou-se a Vila Esperança. Ela teve seu certificado de autorreconhecimento expedido pela Fundação Cultural Palmares em 14/11/2006, com certidão registrada no livro de cadastro geral nº 08, reg. 798, fl. 10, Diário Oficial da União 13/12/2006 (PARANÁ, 2010).

Para alcançar o objetivo proposto neste trabalho, primeiramente foram levantadas as condições atuais da comunidade, identificando as principais fragilidades. Posteriormente, foi elaborado um plano de ações que inclui práticas de habitação e saneamento com vistas à sustentabilidade e que, articulado com a educação ambiental, possam conduzir a comunidade a uma situação desejável, do ponto de vista ambiental e social.

Tal estudo foi realizado em duas fases, sendo a primeira para reconhecimento da realidade local e a segunda fase para levantamento de dados ambientais da região. Em setembro de 2015, foi realizada visita a CRQ Vila Esperança, quando foram levantados dados relacionados às condições socioeconômicas e de saúde ambiental por meio de observações, registros fotográficos e entrevistas semiestruturadas. Na ocasião foram visitadas 93% das residências.

O roteiro de entrevistas foi elaborado por meio de adaptações dos temas geradores sugeridos no *Caderno metodológico para ações de educação ambiental e*

mobilização social em saneamento do Ministério das Cidades (BRASIL, 2009), composto de questões abertas e fechadas. A primeira teve como objetivo identificar o número de moradores das residências, a faixa etária, o sexo, a escolaridade e a situação atual em relação ao trabalho ou estudo. A segunda foi elaborada de forma a avaliar as condições mínimas de infraestrutura das residências. A terceira buscou levantar as condições de saúde da população por meio da percepção dos próprios moradores. A quarta foi elaborada para identificar a infraestrutura de saneamento da comunidade. E, por fim, a última questão objetivou o levantamento das condições socioeconômicas das famílias. Após a coleta, os dados foram tabulados em planilhas no programa *Excel*, onde foram expressos em frequências e percentuais, por meio dos quais foram gerados gráficos que permitiram a visualização de forma mais clara e objetiva.

Na segunda fase foram determinados os índices endêmicos do município e as características ambientais da região de estudo, tendo como base fontes públicas e considerando as características de uso e ocupação do solo, clima, áreas de conservação e/ou preservação, hidrografia e geologia.

Tendo como base o levantamento prévio das condições socioeconômicas e ambientais da comunidade e a análise dos indicadores de saneamento, foi proposto um plano de ações. Para tanto foram levantadas, por meio da revisão da literatura, legislação e normas regulamentadoras pertinentes, soluções de baixo custo e de simples implantação que conduzam a resolução das questões apresentadas e que sejam compatíveis para implementação na área estudada, de forma a se tornar um instrumento prático de intervenção. Também foram elencados Programas do Governo Federal que possam financiar a implementação de tais soluções.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A CRQ Vila Esperança está localizada em uma área de terreno irregular, com as residências agrupadas por núcleos de laços familiares e distantes entre si, o que possibilitou a divisão teórica das áreas para facilitar a implantação de sistemas de saneamento e as ações de educação ambiental. O número de moradores e de residências destas áreas, levantados em setembro de 2015, é apresentado na Tabela 1.

Em relação aos serviços básicos de saneamento, as residências recebem abastecimento de água tratada por rede geral, com exceção das que não possuem infraestrutura sanitária. Entretanto, o principal problema verificado e apontado pelos moradores é a destinação dos esgotos domésticos, tendo em vista que todas as resi-

dências despejam as águas cinzas, que são efluentes provenientes das pias de cozinha, tanque de roupas e chuveiro, diretamente no solo e cerca de 40 casas utilizam fossas rudimentares para disposição do efluente dos banheiros. Porém, todas as fossas estão cheias, algumas apresentam rachaduras, segundo relato dos moradores, e outras foram abertas para que possam drenar seu efluente superficialmente no solo. Com relação aos resíduos sólidos, verificou-se que cerca de 38% das famílias destinam todo o produzido por meio da queima, enquanto o restante das famílias destina uma parte para coleta e a outra é queimada. Os moradores não têm o hábito de separar o lixo para reciclagem. A coleta pública é feita uma vez por semana, segundo relatos dos moradores, porém o caminhão acessa apenas a

Tabela 1 – Número de residências e moradores da Comunidade Tradicional Remanescente Quilombola (CRQ) Vila Esperança.

Área	Residências	Habitantes
1	26	97
2	18	61
3	13	52
Total	57	210

Fonte: o autor.

área 1, devido à topografia e condições de infraestrutura inapropriadas nas demais áreas. Também não foram registradas a presença de lixeiras individuais e coletivas na região. Tais situações corroboram para a destinação dos resíduos de forma inadequada.

Diante da situação verificada de insalubridade ambiental, com esgoto sanitário despejado a céu aberto, em contato com pessoas, animais e hortaliças; resíduos sólidos sendo destinados por meio da queima ou espalhados no solo; as péssimas condições das residências, sem infraestrutura mínima de saneamento e presença de frestas que permitem a passagem de vetores e intempéries e, ainda, a deficiência das condições socioeconômicas, identificou-se a necessidade de intervenções no âmbito do saneamento ambiental, de forma a promover condições mínimas de saúde e bem-estar, inclusão social e a proteção do meio ambiente. Para tanto, foram definidas as linhas de ação apresentadas na Figura 1, para as quais foram elaboradas condicionantes com vistas à sustentabilidade local e foco na resolução das questões observadas.

Para atender as necessidades de saneamento da habitação buscou-se, como base, o programa Melhorias Sanitárias Domiciliares da Fundação Nacional de Saúde (FUNASA), que tem como um de seus objetivos equipar os domicílios com melhorias sanitárias necessárias à proteção das famílias e à promoção de hábitos higiênicos, e, ainda, o Programa Brasil Quilombola, por meio do Eixo 2: Infraestrutura e Qualidade de Vida.

A partir da identificação das residências que necessitam de estruturação sanitária, foram propostas a adequação das instalações, para as quais foram elaborados projetos de engenharia que as contemple.

Para o atendimento da deficiência de estruturas de esgotamento sanitário para a comunidade foram considerados os sistemas de coleta, transporte e tratamento de esgoto. Como concepção inicial dos sistemas, foi realizado o levantamento topográfico, que teve como objetivo verificar o melhor aproveitamento das condições locais tendo em vista a necessidade de priorização da condução do esgoto sanitário por meios gravitacio-

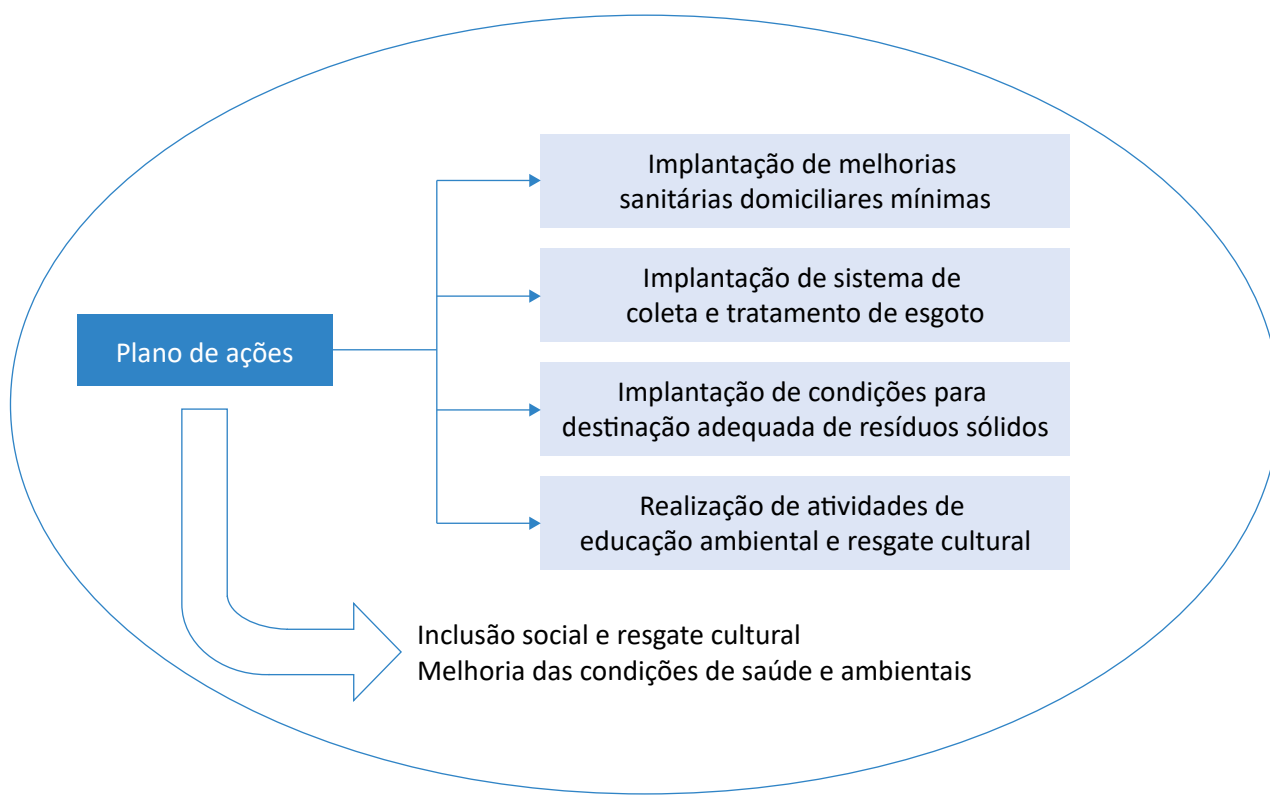


Figura 1 – Plano de ações para a Comunidade Tradicional Remanescente Quilombola (CRQ) Vila Esperança.

nais. Dessa forma, teve o objetivo de reduzir os custos com energia para a condução até o tratamento, bem como conhecer o relevo da região, delimitar a área, definir o local de implantação das unidades de tratamento de esgoto e desenvolver a planta situacional da comunidade permitindo a indicação de soluções para as necessidades apontadas que sejam compatíveis com a topografia da região.

De acordo com o levantamento realizado, verificou-se que a área em estudo possui declividades acentuadas, requerendo a implantação de três sistemas distintos para coleta e tratamento do esgoto, permitindo que funcione por gravidade, evitando-se a implantação de estações elevatórias. As extensões totais de rede coletora por área de atendimento são apresentadas na Tabela 2. Na Figura 2 é apresentada a divisão teórica das áreas.

Com base na taxa de crescimento do município da Lapa foi possível definir a população estimada para os próximos 30 anos nas áreas do projeto. Os parâmetros adotados no dimensionamento dos sistemas de tratamento estão apresentados na Tabela 3.

Para o tratamento do esgoto sanitário foram consideradas opções simples, eficientes e de fácil manutenção, o mais compatível possível com as condições naturais, climáticas e de disponibilidade de área, sendo considerados os sistemas de zona de raízes precedidos por fossa séptica e filtros anaeróbios de fluxo ascendente, conforme esquema apresentado na Figura 3. Para a destinação do efluente dos sistemas foi optado pela implantação de sumidouros.

Para a melhor distribuição e acomodação do esgoto afluente, foi proposta a implantação de duas unidades



Fonte: adaptado de Google Maps.

Figura 2 – Divisão de áreas da Comunidade Tradicional Remanescente Quilombola (CRQ) Vila Esperança para efeitos de projeto de esgotamento sanitário.

Tabela 2 – Extensão das redes coletoras.

Região	Extensão da rede (m)
Área 1	665,92
Área 2	365,36
Área 3	282,31
Extensão total	1.313,59

Fonte: Arndt, Felisbino e Rocha (2014).

de fossa séptica, sucedidas por duas unidades de filtro anaeróbio de fluxo ascendente em cada estação de tratamento. Quanto ao material filtrante, foi previsto o uso de pedra brita nº 4 e a altura dos dispositivos limitada a 1,20 m (ABNT, 1997). A altura do fundo falso é de 0,40 m e do leito filtrante 0,50 m.

O sistema de zona de raízes de fluxo horizontal foi a opção escolhida já que apresenta maior simplicidade no funcionamento e na manutenção quando comparado aos sistemas de fluxo vertical, que requerem a alimentação intermitente e têm necessidade de bombeamento. Outro fator relevante na escolha deve-se ao fato de que o sistema escolhido garante completo afastamento do esgoto em relação aos demais sistemas, que requerem a alimentação na superfície, evitando o contato de pessoas e animais. Além disso, o sistema de zona de raízes de fluxo horizontal atende a principal finalidade

de garantir o tratamento do esgoto, de forma a melhorar as condições de saúde da população e as condições ambientais. O sistema proposto também atende a perspectiva da sustentabilidade no saneamento, apresentando-se como uma alternativa eficiente, equitativa e autossuficiente, não necessitando de energia elétrica para o seu funcionamento, emprega materiais locais para a sua construção, apresenta simples operação e manutenção e melhoria significativa na qualidade final do efluente, podendo representar fonte de renda para as famílias atendidas com a produção de flores ornamentais de interesse comercial.

Os sistemas de zonas de raízes foram dimensionados para atender a uma demanda atual e futura que garanta uma DBO efluente mínima de 30 mg/L. Como material de recheio foi adotado o uso de pedra brita nº 3, e areia grossa, como material filtrante. Para a imper-

Tabela 3 – Parâmetros de dimensionamento do sistema de tratamento de esgoto.

Parâmetros	Área 1	Área 2	Área 3
População atendida (hab.)	130	82	70
Vazão média de esgoto (L/s)	0,20	0,12	0,10
Vazão média de esgoto (m ³ /dia)	17,28	10,37	8,64
Vazão máxima de esgoto (L/s)	0,36	0,22	0,18
Carga DBO doméstica (kg/dia)	7,02	4,43	3,78
Concentração total DBO (mg/L)	406,25	427,28	437,50

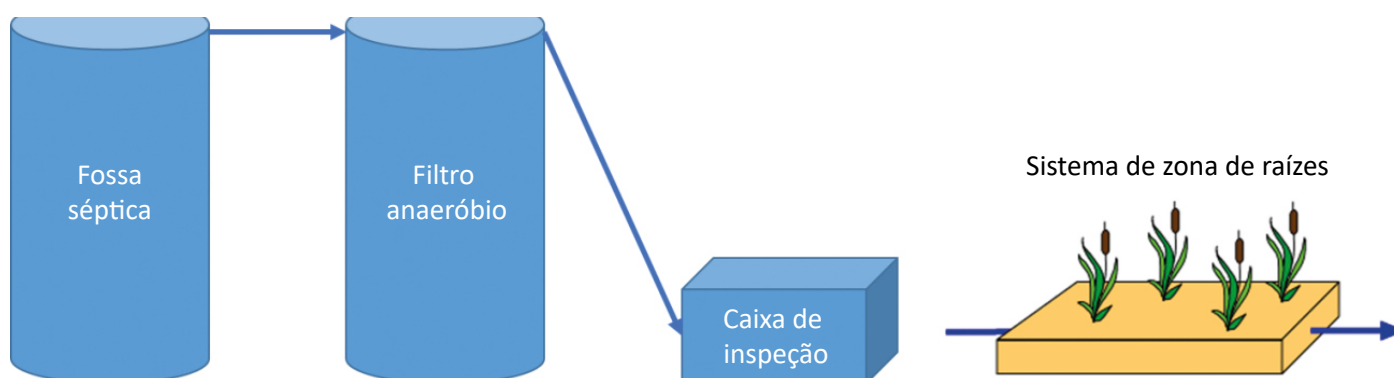


Figura 3 – Esquema da disposição dos sistemas de tratamento de esgoto.

meabilização do sistema foi previsto o uso de manta de polietileno com espessura mínima de 0,8 micra (RODRIGUES, 2012).

Para o dimensionamento dos sistemas de zona de raízes de escoamento subsuperficial de fluxo horizontal foi utilizado o modelo oriundo da cinética de primeira ordem, com parâmetro DBO_5 aplicado a reatores tipo pistão. Os valores de entrada de matéria orgânica foram 97,5 mgDBO/L, 102,55 mgDBO/L e 8,64 mgDBO/L, para os sistemas 1, 2 e 3, respectivamente, considerando uma eficiência de remoção de matéria orgânica de 40% na fossa séptica e 60% no filtro anaeróbio (FLORENCIO *et al*, 2010). As vazões assumidas foram 17,28 m³/dia para o sistema 1; 10,37 m³/dia para o sistema 2 e 8,64 m³/dia para o sistema 3.

Foram assumidos: $K_{20} = 0,70 \text{ d}^{-1}$ e temperatura crítica de 10°C, resultando em um valor de $K_t = 0,39 \text{ d}^{-1}$, aproximadamente. Foi adotado $n = 0,35$ (PHILIPPI; SEZERINO, 2004), tendo em vista a predominância de solos porosos na região, uma profundidade média de 0,60 m para cada sistema e uma DBO efluente de 30 mg/L (RODRIGUES, 2012). A relação comprimento:largura mínima respeitada para cada sistema foi de 2:1 (PHILIPPI; SEZERINO, 2004).

A escolha da macrófita empregada no projeto foi feita por meio da revisão de literatura e discussão com os representantes da PML, que optaram pelo emprego de plantas ornamentais comuns na região e por representarem a possibilidade de geração de renda as famílias. Sendo assim, foi previsto o emprego de plantas da espécie *Zantedeschia aethiopica* conhecida popularmente como copo-de-leite (ZURITA; ANDA; BELMONT, 2009).

Para o atendimento da demanda de resíduos sólidos foram propostas a implantação de lixeiras que permitam o acondicionamento dos resíduos até a coleta, a implantação de uma unidade de separação de recicláveis, tendo em vista que o processo já ocorre de maneira informal pelos moradores e, ainda, a implantação de duas unidades de vermicomposteiras, prática já adotada no município. Para o dimensionamento das unidades foram adotados os valores de geração *per capita* do município, obtidos por meio do Plano Municipal de Saneamento Básico da Lapa de 2014, de 0,612 kg/hab.dia.

Para a destinação do composto gerado nas vermicomposteiras foram previstas a construção de duas hortas

comunitárias posicionadas de forma que possam, futuramente, receber os efluentes tratados do esgoto sanitário, uma vez que o cultivo é prática comum na comunidade.

Para atender às demandas identificadas, encontrou-se como possível forma de subsídio financeiro o Programa Brasil Quilombola, por meio do Eixo 2: Infraestrutura e Qualidade de Vida.

Todavia, para que os projetos propostos alcancem seus objetivos, fica evidente a necessidade de um projeto de Educação Ambiental (EA) que estimule a participação social na transformação da realidade e os torne sujeitos ativos na aplicação das soluções. O projeto proposto foi elaborado de forma independente das ações a serem implementadas, tendo em vista que a liberação de recursos pelo órgão competente não é vinculada à implementação de sistemas e sim à EA.

Desta forma, para o desenvolvimento das ações de EA na CRQ Vila Esperança, foi desenvolvido um projeto básico seguindo as recomendações constantes no edital de chamamento público nº 02/2015/DESAM/FUNASA/MS.

Na composição da base teórico-metodológica que estrutura a proposta de intervenção socioambiental, foi utilizada a metodologia da problematização e sua sistematização por meio do Método do Arco, proposto por Charles Marguerez, descrito por Bordenave (1977) e adaptado por Michalizen (1999). Tal metodologia indica o reconhecimento da capacidade do indivíduo que, na qualidade de sujeito ativo do processo de pesquisa, percebe-se estimulado a intervir sobre sua própria realidade como agente de transformação a partir de problemas reais percebidos por meio da observação direta da realidade.

O projeto de EA proposto, intitulado Semeando o Futuro na Vila Esperança, tem como linhas de ação o fortalecimento da identidade local, a elaboração de diagnóstico participativo, a identificação e apresentação de ações para resolver as questões levantadas pelos moradores e a implantação dessas ações com participação popular.

Para cada linha de ação foram determinadas as etapas e desenhadas as estratégias de participação. As linhas de ação e os objetivos propostos em cada linha são apresentados na Figura 4.

A proposta de resgate da memória cultural baseia-se na tentativa de construção do presente por meio do

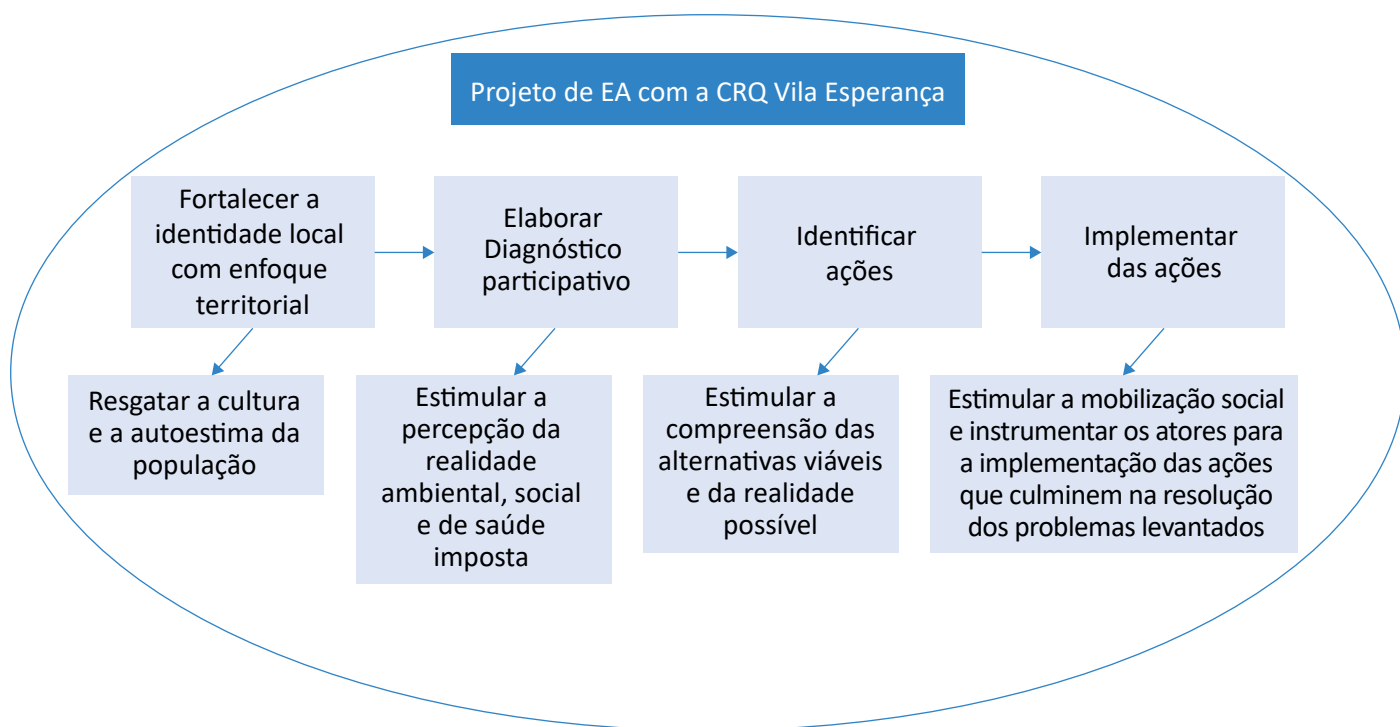


Figura 4 – Linhas de ação propostas para o projeto de educação ambiental com a Comunidade Tradicional Remanescente Quilombola (CRQ) Vila Esperança.

conhecimento adquirido no passado. Nesse sentido, Bomfim (2012) destaca que a memória e a oralidade são ferramentas de socialização necessárias à construção de um projeto coeso e futuro dos elementos culturais nos territórios quilombolas. Da mesma forma, a capacidade de adaptação e organização cultural permite aos indivíduos a singularidade de dominar, a partir de estruturas simbólicas, os atributos culturais necessários ao desenvolvimento de práticas e ações que se evidenciam na intervenção da realidade, de acordo com as habilidades e controle dos mecanismos de sociabilidade gerados pelos valores simbólicos constitutivos do padrão social específico local.

A elaboração de diagnóstico participativo busca instrumentalizar os atores para a percepção da realidade. Nesse âmbito, Ruschinsky e Costa (2012) afirmam

que o posicionamento teórico em face da EA permite a compreensão das alternativas viáveis e a reflexão a respeito da realidade imposta e da realidade possível.

O enfoque territorial como base para os processos de planejamento do desenvolvimento permite adequar as transferências de recursos às reais necessidades das regiões, que podem ser melhor captadas por meio de processos participativos de diagnóstico e elaboração de projetos, proporcionado que determinadas características locais sejam valorizadas à exemplo dos atributos naturais e da herança cultural de uma localidade (BEDUSCHI FILHO; ABRAMOVAY, 2004).

Dessa forma, o projeto de EA proposto busca aliar a experiência popular ao saber técnico e científico, conduzindo as práticas populares para a transformação da realidade apresentada.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Historicamente, com a forte incidência de doenças, percebeu-se a importância das intervenções de saneamento na prevenção da saúde (PHILIPPI JR.; SILVEIRA,

2004). A partir de então, com a ampliação das discussões, as intervenções de saneamento saíram de uma abordagem sanitária clássica, e passaram a uma abor-

dagem ambiental, que visa assegurar um meio ambiente adequado à saúde humana e de outros seres vivos (SOARES; BERNARDES; CORDEIRO NETTO, 2002).

Dessa forma, promover a saúde por meio da implantação de sistemas adequados de saneamento significa minimizar ou eliminar as diversas doenças que têm no meio ambiente uma fase de seu ciclo de transmissão. Entretanto, além da implantação de sistemas de saneamento, o controle da transmissão de doenças completa-se quando é promovida a educação sanitária, adotando-se hábitos higiênicos como utilização e manutenção adequadas das instalações sanitárias, melhoria da higiene pessoal e segurança alimentar.

Sendo assim, as ações de saneamento devem ir além da implantação de sistemas de engenharia, possuindo uma base sólida, fundamentada na educação ambiental e na participação popular, respeitando os aspectos culturais, sociais, ambientais e as limitações econômicas (PHILIPPI JR.; MALHEIROS, 2005).

Todavia, apesar do amplo conhecimento sobre a importância do saneamento na prevenção e na promoção da saúde, o panorama brasileiro aponta para uma realidade desfavorável, com índices e taxas de cobertura ainda insuficientes, configurando-se como um grave problema social e de saúde pública. Tal situação se agrava quando são analisadas as situações de comunidades situadas em áreas rurais ou periurbanas, caso das comunidades tradicionais que sofrem com a ineficácia ou ausência total de ações em saneamento.

A Comunidade Tradicional Remanescente Quilombola Vila Esperança é um claro exemplo, onde verifica-se a situação de desigualdade social apontada por Barros (2007), materializada pela ausência de direitos essenciais, resultando em baixa escolaridade, desemprego, condições precárias de habitação e falta de acesso a serviços de saneamento e saúde.

Nesse cenário, a implantação de sistemas descentralizados de engenharia para suprir a demanda de saneamento deve visar a prevenção e a promoção da saúde, por meio da melhoria das condições ambientais.

A proposta de mudança baseou-se na implantação de sistemas que supram as carências de saneamento ambiental da comunidade, vislumbrando a sustentabilidade local. Para tanto, foram previstas a implantação de sistemas de tratamento de esgoto, o manejo

adequado de resíduos sólidos e a implantação de hortas comunitárias.

A primeira etapa do estudo, que consistiu na elaboração do levantamento preliminar da comunidade, foi fundamental, tendo em vista que possibilitou definir as principais demandas da população, as condições sanitárias e as características ambientais da região, além de levantar dados pertinentes à elaboração dos projetos de engenharia e a necessidade do envolvimento da população na busca pela melhoria da qualidade de vida e preservação ambiental.

Tal levantamento apontou o caminho para a busca das soluções propostas, que permeou a implantação de sistemas que permitam a participação popular de forma efetiva, que apresente simples manutenção e operação, e que sejam sustentáveis, buscando a apropriação de materiais de fácil aquisição local, que não gaste energia para a operação, que possa contribuir na geração de renda e promova a melhoria das condições ambientais locais e de saúde da população.

A solução encontrada para o atendimento do déficit de esgotamento sanitário baseou-se na implantação de três sistemas simples compostos por fossas sépticas, seguidas por filtros anaeróbios de fluxo ascendente e, como polimento final do efluente, a adoção de sistemas de zona de raízes. A adoção de três sistemas independentes para o tratamento de esgoto baseou-se no levantamento e projeto de redes já realizadas por Arndt, Felisbino e Rocha (2014), que se aproveitou da topografia da região para condução do esgoto por meios gravitacionais, não necessitando de energia elétrica. Os sistemas de zonas de raízes foi escolhido pela adoção de fluxo horizontal subsuperficial, pois, além de apresentar-se como opção eficiente na remoção de matéria orgânica e micro-organismos, representando alternativa de reúso do efluente na agricultura, o regime de fluxo proporciona o completo afastamento do esgoto, garantindo a segurança sanitária da população e animais. Quanto à vegetação, optou-se pelo cultivo da planta ornamental *Zantedeschia aethiopica* (copo-de-leite) tendo em vista que, além de ser uma espécie comum na região, pode se tornar uma alternativa de geração de renda para a comunidade com a comercialização das mesmas.

Contudo, é evidente que a implantação de tais sistemas não atingirá seus objetivos se a população não tiver infraestrutura sanitária domiciliar mínima, como

na situação encontrada, onde várias residências não dispõem de banheiros e algumas delas não têm pia na cozinha. Para tanto, foi proposta a implantação de banheiros e pias nas cozinhas nas residências deficitárias, com a elaboração de projetos de engenharia que possam atender tal carência.

Todavia, nenhum projeto de engenharia será efetivo se não houver um entendimento da importância das ações e um engajamento da população na condução das transformações. Por essa razão, sugere-se como alternativa buscar a participação popular no saneamento, por meio do envolvimento da população nas tomadas de decisão e na efetiva implantação dos sistemas e melhorias. Esta alternativa pode representar maior sustentabilidade aos serviços de saneamento e mitigar problemas socioeconômicos.

Nessa perspectiva, foi proposto um projeto de educação ambiental que proporcione a percepção da realidade e estimule a compreensão de como algumas ações individuais podem comprometer o meio ambiente e repercutir no coletivo. Além disso, o projeto tem como uma de suas linhas de ação o fortalecimento da identidade local com o propósito de resgatar a cultura e a autoestima da população e estabelecer um diálogo entre o saber tradicional e o conhecimento científico.

Partindo de bases conceituais, busca agregar conhecimentos sobre novas e positivas formas de abordagem e planejamento de soluções socioambientais e de saneamento básico, favorecendo o processo de desenvolvimento local com sustentabilidade. Demonstrando-se, assim, a necessidade do reconhecimento e da preven-

ção dos agravos decorrentes de um meio ambiente desfavorável, bem como a importância de evitar as enfermidades relacionadas às exposições ambientais.

Espera-se que a concretização deste trabalho forneça ferramentas para que os agentes públicos possam buscar os recursos financeiros necessários à mudança da realidade observada e, ainda, que possam entender a importância da participação popular na condução das transformações, buscando conciliá-las com a capacitação e sensibilização dos agentes envolvidos.

Enfim, a implantação de sistemas de saneamento como promoção da saúde busca a salubridade ambiental da região e, conseqüentemente, a minimização de doenças relacionadas à poluição e contaminação ambiental. Além disso, a valorização do conhecimento e a participação popular visam a formulação conceitual da promoção da saúde por meio do funcionamento pleno, duradouro e acessível dos serviços a toda a população.

A utilização de produtos locais de baixo custo e fácil aquisição visam a sustentabilidade econômica das ações propostas, já a valorização do saber tradicional visa a sustentabilidade cultural da população. A sustentabilidade ecológica será promovida por meio da conservação do meio ambiente e a ambiental por meio das ações de educação ambiental. Busca-se, ainda, o alcance da dimensão social com a melhoria da qualidade de vida da população e aumento da geração de renda, a dimensão territorial por intermédio de estratégias de desenvolvimento ambientalmente seguras e, por fim, a dimensão política por meio do envolvimento do município para a implantação das ações.

REFERÊNCIAS

ARAÚJO, J. J. C. N.; ARAÚJO, J. D. N. As comunidades tradicionais e o programa zona franca verde: Cenários no sudoeste do Amazonas - Brasil. *Millenium*, n. 41, p. 47-67, 2011.

ARNDT, L. V.; FELISBINO, R. M.; ROCHA, W. H. *Sistema alternativo de coleta e tratamento de esgoto para comunidades rurais: Estudo de caso: Comunidade Remanescente Quilombola Vila Esperança – Município da Lapa/PR*. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Civil) – Universidade Positivo, Curitiba, 2014.

ARRUDA, R. "Populações Tradicionais" e a proteção dos recursos naturais em unidades de conservação. *Ambiente & Sociedade*, n. 5, p. 79-92, 1999. <http://dx.doi.org/10.1590/S1414-753X1999000200007>

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *NBR 13969: Tanques Sépticos – Unidades de tratamento complementar e disposição final de efluentes líquidos – projeto, construção e operação*. Rio de Janeiro: ABNT, 1997.

ÁVILA, C.; BAYONA, J. M.; MARTÍN, I.; SALAS, J. J.; GARCIA, J. Emerging organic contaminant removal in a full-scale hybrid constructed wetland system for wastewater treatment and reuse. *Ecological Engineering*, v. 80, p. 108-116, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.056>

BARBOSA, G. S. *O desafio do desenvolvimento sustentável*. Revista Visões, v. 1, n. 4, 2008.

FLORENCIO, L. BASTOS, R. K. X.; AISSE, M. M. *Tratamento e utilização de esgotos sanitários*. PROSAB. Rio de Janeiro: ABES, 2006.

BARROS, E. P. *Quilombo, resistência e movimentos negros*. 2007. Disponível em: <<http://static.recantodasletras.com.br/arquivos/1300029.pdf>>. Acesso em: out. 2016.

BEDUSCHI FILHO, L. C.; ABRAMOVAY, R. Desafios para o desenvolvimento sustentável das regiões rurais. *Nova Economia*, n. 14, p. 35-70, 2004.

BEZERRA, M. C. L.; BURSZTYN, M. (Orgs.). *Ciência e Tecnologia para o Desenvolvimento Sustentável*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente; Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis: Consórcio CDS/UnB/Abipti, 2000.

BOMFIM, G. G. Entre o cotidiano e a memória: a construção da identidade no contexto do patrimônio cultural no território quilombola. In: ENCONTRO BAIANO DE ESTUDOS EM CULTURA, 3., Bahia, 2012. *Anais...* Bahia: Universidade Federal do Recôncavo da Bahia, 2012.

BRASIL. *Constituição da República Federativa do Brasil de 1988*. Brasil, 1988. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm>. Acesso em: dez. 2016.

_____. Ministério das Cidades. *Caderno de Saneamento Ambiental*. Brasília: Ministério das Cidades, 2004.

_____. Ministério das Cidades. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Programa de Educação Social Ambiental e Mobilização Social em Saneamento. *Caderno metodológico para ações de educação ambiental e mobilização social em saneamento*. Brasília: Ministério das Cidades, 2009.

_____. Secretaria Especial de Políticas de Promoção da Igualdade Racial. Secretaria de Políticas para Comunidades Tradicionais. *Povos e comunidades tradicionais de matriz africana*. Brasília: Secretaria Especial de Políticas de Promoção da Igualdade Racial, 2016.

_____. Secretaria Nacional de Políticas de Promoção da Igualdade Racial. *Guia de implementação do Estatuto da Igualdade Racial*. Brasília: Secretaria Nacional de Políticas de Promoção da Igualdade Racial, 2013.

CREDER, H. *Instalações Hidráulicas e Sanitárias*. Rio de Janeiro: LTC, 2015.

DIAS, G. F. *Educação Ambiental: princípios e práticas*. 9. ed. São Paulo: Gaia, 2004.

FUNDO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A INFÂNCIA (UNICEF). *UNI: Relatório anual 2013*. UNICEF, 2014. p. 3. Disponível em: <<http://www.unicef.org/brazil/pt/UNI2013.pdf>>. Acesso: jun. 2015.

HIJOSA-VALSERO, M.; REYES-CONTRERAS, C.; DOMÍNGUEZ, C.; BÉCARES, E.; BAYONA, J. M. Behaviour of pharmaceuticals and personal care products in constructed wetland compartments: Influent, effluent, pore water, substrate and plant roots. *Chemosphere*, v. 145, p. 508-517, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.11.090>

HOFFMANN, H.; PLATZER, C. A.; WINKER, M.; VON MUENCH; E. *Technology review of constructed wetlands: subsurface flow constructed wetlands for greywater and domestic wastewater treatment*. Alemanha: ECOSAN, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios: Síntese de Indicadores*. 2014. Disponível em: <<http://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv94935.pdf>>. Acesso: dez. 2016.

INTERNATIONAL WATER ASSOCIATION (IWA). Specialist Group on Use of Macrophytes in Water Pollution Control. *Constructed wetlands for pollution control: processes, performance, design and operation*. Londres: IWA, 2000.

KAICK, T. S. V. *Estação de tratamento de esgoto por meio de zona de raízes: uma proposta de tecnologia apropriada para saneamento básico no litoral do Paraná*. 128f. Dissertação (Mestrado em Tecnologia) – Programa de Pós-Graduação em Tecnologia, Centro Federal de Educação Tecnológica do Paraná, Curitiba, 2002.

LEROY, J.; ACSELRAD, H.; Novas Premissas para a Construção de um Brasil Sustentável. In: RATTNER, H. *Brasil no Limiar do Século XXI: Alternativas para a Construção de uma Sociedade Sustentável*. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, 2000. p. 183-210.

MENDONÇA, S. R.; MENDONÇA, L. C. *Sistemas sustentáveis de esgotos*. São Paulo: Blucher, 2016.

MICHALIZEN, M. S. *O calidoscópio e a rede: estratégias e práticas de prevenção à AIDS e ao uso indevido de drogas*. 229f. Tese (Doutorado em Ciências Sociais) – Pontifícia Universidade Católica de São Paulo, São Paulo, 1999.

NERY, T. C. S. Saneamento: ação de inclusão social. *Estudos Avançados*, v. 18, n. 50, p. 313-321, 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142004000100028>

NOGUEIRA, R.; FERREIRA, I.; JANKNECHT, P.; RODRÍGUEZ, J. J.; OLIVEIRA, P.; BRITO, A. G. Energy saving wastewater treatment systems formulation of cost functions. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 10., 2006, Lisboa. *Proceedings Book*. Almada: PAC – Artes Gráficas, 2006. p. 47-57.

PARANÁ. INSTITUTO DE TERRAS, CARTOGRAFIA E GEOCIÊNCIAS. *Relatório do Grupo de Trabalho Clóvis Moura: 2005 – 2010*. Curitiba: GTCM, 2010.

PAULA, F. M. C. *Comunidades do Feixo e da Restinga: Herança dos Afro-descendentes da Lapa*. Curitiba: Edição do autor, 2007.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. *Aplicação de sistemas tipo wetlands no tratamento de águas residuárias: Utilização de filtros plantados com macrófitas*. Florianópolis: Ed. do autor, 2004.

PHILIPPI JR., A. *Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável*. Barueri: Manole, 2005.

PHILIPPI JR., A.; MALHEIROS, V. F. Saneamento e saúde pública: Integrando homem e meio ambiente. In: PHILIPPI JR., A. *Saneamento, saúde e ambiente: fundamentos para um desenvolvimento sustentável*. Barueri: Manole, 2005. p. 3-55.

PHILIPPI JR., A.; SILVEIRA, V. F. Saneamento ambiental e ecologia aplicada. In: PHILIPPI JR., A.; RÓMERO, M. A.; BRUNA, G. C. (Orgs.). *Curso de gestão ambiental*. Barueri: Manole, 2004. p. 19-52.

PREFEITURA MUNICIPAL DA LAPA. *Sistema de Esgotamento Sanitário de Mariental e Feixo*. Projeto de Engenharia. v. 1, 2015

PRATA, R. C. C.; MATOS, A. T. M.; CECON, P. R.; LO MONACO, P. A. V.; PIMENTA, L. A. Tratamento de esgoto sanitário em sistemas alagados construídos cultivados com lírio-amarelo. *Engenharia Agrícola*, v. 33, n. 6, p. 1144-1155, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162013000600007>

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA OS ASSENTAMENTOS HUMANOS (UN-HABITAT). *Constructed wetlands: manual*. Water for Asian Cities Programme. Nepal, Kathmandu: UM-HABIT, 2008.

RODRIGUES, E. B. *Tratamento de esgoto por zona de raízes: Experiências vivenciadas numa escola rural no município de Campos Novos/SC*. 125f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

- RUSCHEINSKY, A.; COSTA, A. L. A educação ambiental a partir de Paulo Freire *In: RUSCHEINSKY, A. Educação Ambiental: abordagens múltiplas*. 2. ed. Porto Alegre: Penso, 2012. p. 93-114.
- SABEI, T. R. *A inserção da educação ambiental não formal no processo de implantação de saneamento ambiental na comunidade rural Colônia Mergulhão*. 99f. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Curitiba, 2015.
- SAHR, C. L. L.; LEGELSKI, F.; TOMASI, T. ALVES, A. P. F.; TUZINO, Y. M. M.; FERREIRA, P. *Geograficidades quilombolas: estudo etnográfico da comunidade de São João, Adrianópolis – Paraná*. Ponta Grossa: Editora: UEPG, 2011.
- SANTOS, S. R. dos. *Comunidades quilombolas: as lutas por reconhecimento de direitos na esfera pública brasileira*. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2014.
- SCRIPTORE, J. S. *Impactos do saneamento sobre saúde e educação: uma análise espacial*. 2016. 206 p. Tese (Doutor em Ciências). Universidade de São Paulo, São Paulo, 2016.
- SEZERINO, P. H.; BENTO, A. P.; DECEZARO, S. T.; MAGRI, M. E.; PHILLIPPI, L. S. Experiências brasileiras com wetlands construídos aplicados ao tratamento de águas residuárias: parâmetros de projeto para sistemas horizontais. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, v. 20, n. 1, p. 151-158, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-41522015020000096615>
- SILVA, A. A. *Indicadores para avaliação de efeitos de intervenções de saneamento básico: a questão da sustentabilidade*. 138f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2015.
- SILVESTRE, D. O.; MOREIRA, A. P. C. Uso, vivência e conservação do meio ambiente em populações tradicionais: o caso da comunidade quilombola de caiana dos crioulos, Alagoa Grande-PB. *Cadernos do Logepa*, v. 6, n. 2, p. 180-202, 2012.
- SOARES, S. R.; BERNARDES, R. S.; CORDEIRO NETTO, O. M. Relações entre saneamento, saúde pública e meio ambiente: elementos para a formulação de um modelo de planejamento em saneamento. *Caderno de Saúde Pública*, v. 18, n. 6, p. 1713-1724, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2002000600026>
- TILLEY, E.; ULRICH, L.; LÜTHI, C.; REYMOND, P.; ZURBRÜGG. *Compendium of Sanitation Systems and Technologies*. 2. ed. Suíça: SDC, 2014.
- TREIN, C. M.; PELISSARI, C.; HOFFMANN, H.; PLTAZER, C. J.; SEZERINO, P. H. Tratamento descentralizado de esgotos de empreendimentos comercial e residencial empregando a ecotecnologia dos wetlands contruídos. *Ambiente Construído*, v. 15, n. 4, p. 351-367, 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/s1678-86212015000400055>
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Constructed wetlands treatment of municipal wastewaters*. Ohio: USEPA, 2000.
- VALENTIM, R. P. F. de; TRINDADE, Z. A. Modernidade e comunidades tradicionais: memória, identidade e transmissão em território quilombola. *Psicologia Política*, v. 11, n. 22, p. 295-308, 2011.
- VON SPERLING, M. *Introdução à Qualidade das Águas e Tratamento de Esgotos*. 2. ed. Belo Horizonte: Editora da Universidade Federal de Minas Gerais, 2014.
- ZURITA, F.; ANDA, J.; BELMONT, M. A. Treatment of domestic wastewater and production of commercial flowers in vertical and horizontal subsurface-flow constructed wetlands. *Ecological Engineering*, n. 35, p. 861-869, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.12.026>



ANÁLISE MULTITEMPORAL DO GRAU DE ANTROPIZAÇÃO DA ÁREA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL MUNICIPAL DO RIO UBERABA, UBERABA, MG

MULTITEMPORAL ANALYSIS OF THE ANTROPIZATION DEGREE OF THE UBERABA RIVER MUNICIPAL ENVIRONMENTAL PROTECTION AREA, UBERABA, MG, BRAZIL

Aline Claro de Oliveira Guglielmi 

Mestre em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) – Rio de Janeiro (RJ), Brasil. Presidente do Instituto Ambiental Aondê.

Sonia Maria Lima Silva 

Doutora em Geographie pela University of Tübingen. Professora do Departamento de Engenharia Cartográfica, Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ) – Rio de Janeiro (RJ), Brasil.

Julia Celia

Mercedes Strauch 

Doutora em Engenharia de Sistemas e Computação. Pesquisadora em Informações Geográficas na Escola Nacional de Ciências Estatísticas (ENCE/IBGE) – Rio de Janeiro (RJ), Brasil. Professora do Departamento de Engenharia Cartográfica, Faculdade de Engenharia, Universidade do Estado do Rio de Janeiro (UERJ) – Rio de Janeiro (RJ), Brasil.

Endereço para correspondência:

Julia Celia Mercedes Strauch – - Escola Nacional de Ciências Estatísticas (ENCE) – Rua André Cavalcante, 106 – Bairro de Fátima – CEP 20231-050 – Rio de Janeiro (RJ), Brasil –
E-mail: julia.strauch@ibge.gov.br

Recebido em: 28/02/2018

Aceito em: 14/07/2018

RESUMO

A área de proteção ambiental municipal do Rio Uberaba foi criada em 2005 com o objetivo de proteger o principal manancial de abastecimento público da cidade de Uberaba. Este trabalho objetivou analisar qual o impacto que sua criação teve em relação à regulação do uso e cobertura da terra. Para isso, foram elaborados os mapas de uso e cobertura da terra para os anos de 2000, 2010 e 2016 usando imagens de satélite Landsat e a seguir foi calculado o índice de transformação antrópica. Como resultado, identificou-se que a área em questão é classificada como degradada nos anos de 2000 e 2010, todavia, para o ano de 2016 foi considerada regular. Os resultados demonstraram que a criação da unidade de conservação contribuiu para a regulação do uso e cobertura da terra.

Palavras-chave: índice de transformação antrópica; sensoriamento remoto; área de proteção ambiental municipal.

ABSTRACT

The Municipal Environmental Protection Area of the Uberaba River was created in 2005 with the purpose of protecting the main source of public supply of the city of Uberaba. This paper aims to analyze the impact that its creation had on the regulation of land use and land cover. For this purpose, land use and cover maps are prepared for the years 2000, 2010 and 2016, by use of Landsat satellite images and the Anthropogenic Transformation Index (ITA) is calculated. As a result, it was identified that the municipal Environmental Protection Area (*Área de Proteção Ambiental* – APA) of the Uberaba River is classified as degraded in the years 2000 and 2010, however, for the year 2016, it was considered regular. The results showed that the creation of the conservation unit contributed to the regulation of land use and land cover.

Keywords: anthropogenic transformation index; remote sensing; municipal environmental protection area.

INTRODUÇÃO

O município de Uberaba possui uma área de proteção ambiental (APA), denominada de APA Municipal do Rio Uberaba, criada com a finalidade de garantir água de qualidade e em quantidade para o abastecimento público. Essa unidade de conservação de uso sustentável foi estabelecida em uma área que já era ocupada por determinadas atividades anteriores a sua criação.

A deliberação sobre quais atividades estão de acordo com o zoneamento da unidade de conservação, proposto em seu Plano de Manejo, é feita por um conselho gestor da área. Entretanto, Valle Junior (2008), ao analisar a bacia hidrográfica do Rio Uberaba como um todo, afirma que essa área vem passando por alterações rápidas dos solos, em escala temporal e espacial. Essas alterações são decorrentes da intensificação do uso agrícola das terras, podendo-se observar a expansão contínua da cultura da cana-de-açúcar e a redução de áreas de pastagens. Dessa forma, faz-se necessária a adoção de técnicas que assegurem o monitoramento do uso da terra, segundo uma dinâmica espaço-temporal, uma vez que uso e cobertura da terra interfere na dinâmica natural dos ecossistemas (ORTEGA *et al.*, 2018; LIOU *et al.*, 2017).

De acordo com Fernandes (2006), a informação relativa ao uso e cobertura da terra constitui um instrumento privilegiado para o monitoramento da dinâmica do território, permitindo obter uma noção da organização do mesmo e das inter-relações entre o meio físico e o homem. Nesse contexto, estudos que visem a entender as mudanças nos padrões do uso e cobertura da terra, com o emprego de imagens orbitais e dos ambientes de sistemas de informações geográficas (SIG), possibilitam a realização de análises multitemporais (NGUYEN *et al.*, 2016; LIOU *et al.*, 2017; LIU *et al.*, 2017).

Um indicador proposto para efetuar esse tipo de análise é o índice de transformação antrópica (ITA), que vem sendo empregado em várias pesquisas (BERNARDO, 2015; COCCO *et al.*, 2015b; GOUVEIA *et al.*, 2013; KARNAUKHOVA, 2000; OLIVEIRA *et al.*, 2013; RODRIGUES *et al.*, 2014). O ITA apoia-se na elaboração de mapas temáticos, levando em consideração a variável uso da terra. Com esse índice é possível identificar os diferentes impactos do processo de expansão das atividades antrópicas, bem como as pressões que elas exercem sobre as áreas de vegetação natural (COCCO *et al.*, 2015a).

De acordo com Ortega e Carvalho (2013), o ITA vem sendo utilizado em estudos geoecológicos com o objetivo de quantificar a pressão antrópica sobre algum componente do meio ambiente, como áreas de proteção ambiental, bacias hidrográficas ou parques nacionais.

Estudos realizados na APA Municipal do Rio Uberaba (OLIVEIRA, 2005; ABDALA *et al.*, 2009; SANTOS & NISHIYAMA, 2016) apontam que a unidade de conservação está sendo impactada negativamente pela forma que os recursos naturais (solo e água) vem sendo explorados. A identificação das alterações do uso da terra, sejam elas negativas ou positivas, é uma ferramenta de diagnóstico, indicando áreas que necessitam de maior atenção por parte do setor público. Ao se identificar áreas com aumento do grau de alterações antrópicas, pode-se direcionar ações que possam mitigar os efeitos dessas modificações. Alguns exemplos dessas ações são: projetos de recuperação de áreas de preservação permanente (nascentes e matas ciliares), projetos de educação ambiental para o produtor rural (destinação correta dos resíduos sólidos, instalação de fossas sépticas, respeito às leis ambientais), projetos de recuperação de áreas degradadas (casalheiras desativadas, voçorocas), entre outras. Da mesma forma, incentivos como pagamento por serviços ambientais ou ecossistêmicos podem ser estabelecidos em caso de redução do grau de alterações antrópicas. Esses incentivos permitirão um desenvolvimento mais sustentável, buscando o equilíbrio entre o meio ambiente e os fatores socioeconômicos.

Diante do exposto e sendo a APA Municipal do Rio Uberaba um local de interesse estratégico para o município de Uberaba, uma vez que o uso e cobertura da terra têm reflexos diretos sobre a qualidade e a quantidade dos recursos hídricos, o presente trabalho teve por objetivo analisar o impacto da criação da APA do Rio Uberaba na regulação do uso e cobertura da terra. Para alcançar o objetivo proposto, foi efetuada uma análise multitemporal, para os anos 2000, 2010 e 2016, do uso e cobertura da terra na área de estudo, que engloba o alto curso do Rio Uberaba, indo desde o divisor de águas da bacia hidrográfica até a captação da água para o abastecimento do município, utilizando o ITA.

O ITA, usado por Angeles e Gil (2006), quantifica o grau de modificação da paisagem, apoiando-se na elabora-

ção de mapas temáticos a partir do uso de SIGs (COCO *et al.*, 2015b). O ITA permite avaliar o quanto uma determinada área foi modificada pela ação do homem (ROCHA, 2005). Cruz *et al.* (1998) destacam que esse método oferece a possibilidade de indicar as áreas mais modificadas, na constituição de suas formas, entretanto, esses mesmos autores destacam que, por levar em consideração apenas a variável uso da terra, apresenta como principal desvantagem o fato de não explicar as funcionalidades inseridas em cada processo. No entanto, o ITA é uma importante ferramenta no auxílio da análise ambiental multitemporal e vem sendo utilizado por vários autores (NEVES *et al.*, 2017; PERIM & COCO, 2016; ORTEGA *et al.*, 2016; BERNARDO, 2015; RODRIGUES *et al.*, 2014; OLIVEIRA *et al.*, 2013; ORTEGA & CARVALHO, 2013; KARNAUKHOVA, 2000) para avaliar a diminuição de áreas naturais ocasionadas pelas atividades humanas e expansão urbana.

O ITA consiste em um index determinado para cada classe de uso da terra, considerando o nível de transformação antrópica específica, a área ocupada e a quantidade de áreas com o mesmo uso (FERNANDES, 2006; GOUVEIA *et al.*, 2013; ORTEGA *et al.*, 2016; PE-

RIM & COCCO, 2016; RIBEIRO *et al.* 2017). Trata-se de uma ferramenta que tem se mostrado adequada para a avaliação das alterações do uso e ocupação da terra em bacias hidrográficas, tendo sido utilizada, por exemplo, na Bacia do Rio do Sangue, no Mato Grosso, para os anos 1990, 2000 e 2010 por Cocco *et al.* (2015b); na Bacia Hidrográfica do Córrego do Bezerro Vermelho no Município de Tangará da Serra, também no Mato Grosso, por Gouveia *et al.* (2013) para os anos de 1984 e 2011; e na Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara, por Cruz *et al.* (1998). O ITA também vem sendo aplicado simultaneamente a outros índices, o que contribui para o entendimento da dinâmica ambiental, uma vez que todos os processos estão interligados. Ortega e Carvalho (2013) correlacionaram o ITA e o índice de qualidade da água (IQA), na Bacia Hidrográfica do Córrego Ipê, em São Paulo, para verificar como as atividades estão interferindo na qualidade do corpo hídrico. Vicens e Marques (2006) realizaram um estudo da geometria das bacias de drenagem dos tabuleiros costeiros no norte do Espírito Santo, através de uma regressão múltipla com variáveis morfométricas, e chegaram à conclusão que o ITA apresentou maior coeficiente de correlação parcial com a vazão.

ÁREA DE ESTUDO

A APA Municipal do Rio Uberaba está localizada no município de mesmo nome (Figura 1). A área foi criada com a promulgação da Lei Municipal nº 9.892, de 28 de dezembro de 2005 (UBERABA, 2005), que estabelece no seu no artigo 4º os seguintes objetivos:

- I — Recuperação, preservação e conservação do Rio Uberaba;
- II — Promover o uso sustentado dos recursos naturais;
- III — Proteger a biodiversidade;
- IV — Proteger os recursos hídricos e os remanescentes da vegetação do cerrado;
- V — Proteger o patrimônio cultural;
- VI — Promover a melhoria da qualidade de vida das populações que ali residem;
- VII — Manter o caráter rural da região;
- VIII — Disciplinar a ocupação humana na área protegida;
- IX — Estímulo à melhoria da qualidade ambiental das áreas circunvizinhas.

A iniciativa, por parte do governo, de criação da APA teve como finalidade restringir o uso e ocupação na bacia hidrográfica do Rio Uberaba e de seus afluentes, uma vez que ele é o principal responsável pelo abaste-

cimento público do município. De acordo com essa lei, a criação de uma unidade de conservação de uso sustentável se fez necessária por se tratar de um ambiente que reúne formas de vegetação natural, uma rica fauna, uma área de potencial interesse turístico, além de possuir mananciais de importância regional.

A área da APA do Rio Uberaba é de cerca de 528,1 km², ou seja, 11% do município. Essa área engloba o alto curso do Rio Uberaba, indo desde o divisor de águas da bacia hidrográfica até a captação, de onde o município retira a maior parte da água para seu abastecimento (UBERABA, 2004). A bacia hidrográfica do Rio Uberaba está inserida na bacia hidrográfica do Rio Grande, situada na região hidrográfica do Paraná.

O Rio Uberaba nasce a nordeste do município, próximo ao trevo que dá acesso ao bairro de Ponte Alta, na rodovia BR-262, km 756, na altitude de 1.012 m (OLIVEIRA, 2005). O rio percorre 55 km da nascente até a estação de captação do município (CODAU, 2005), denominada de Centro Operacional de Sa-

MATERIAIS E MÉTODOS

Para realizar a análise multitemporal do uso e cobertura da terra na APA Municipal do Rio Uberaba foi necessário construir uma base de dados, em ambiente SIG, com os seguintes dados:

- Limites da APA Municipal do Rio Uberaba: obtidos na Secretaria de Meio Ambiente de Uberaba;
- Imagens do satélite Landsat 5: adquiridas no Portal do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE);
- Imagens do satélite Landsat 8: adquiridas no Portal do *United States Geological Survey* (USGS);
- Limites municipais e estaduais: adquiridos no Portal do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE);
- Arquivos vetoriais das rodovias e ferrovias: adquiridos no Ministério dos Transportes;
- Arquivos vetoriais da hidrografia: adquiridos no site da Agência Nacional das Águas (ANA).

Além desses materiais, foram utilizados: programas de SIG, ArcGis Desktop 10.1 da ESRI, aplicação de *software* Word e Excel, da Microsoft, e o Google Earth, da Goo-

gle. Para coleta dos pontos de controle foi utilizado GPS portátil Garmin eTrex.

Para se atingir o objetivo deste trabalho foram realizadas as seguintes etapas descritas no fluxograma (representado na Figura 2):

- Obtenção das imagens de satélite: no site do INPE foram adquiridas as imagens do satélite Landsat 5 para os anos de 2000 e 2010; e no *site* do USGS foi adquirida a imagem para o ano de 2016 do satélite Landsat 8. O critério para escolha das imagens levou em consideração o mês mais adequado, que nesse caso correspondeu ao mês de abril, por ser o período seco. As imagens escolhidas para a órbita 220/ponto 74 foram as que apresentaram cobertura de nuvens igual ou inferior a 10%, nas seguintes datas:
 - Landsat 5 – sensor TM – 29/04/2000;
 - Landsat 5 – sensor TM - 09/04/2010;
 - Landsat 8 – sensor OLI - 09/04/2016.
- Seleção da composição de bandas: o sistema de cores *red-green-blue* (RGB) possibilita ao analista

Quadro 1 – Atividades potencialmente poluidoras exercidas na bacia do Rio Uberaba a montante do ponto de captação do Centro Operacional de Saneamento e Desenvolvimento (CODAU).

Local	Atividade geradora de impacto	Potencial poluidor sobre a água
Nascentes	Cultura de milho e soja	Fertilizantes e biocidas (nitrogênio, fósforo, potássio, cádmio, cobre, mercúrio, chumbo e zinco).
	Pastagens	Aceleração dos processos erosivos e diminuição da vazão do rio (sólidos em suspensão, coliformes).
Comunidade rural de Santa Rosa, Uberaba	Horticultura	Fertilizantes e biocidas (nitrogênio, fósforo, potássio, cádmio, cobre, mercúrio, chumbo e zinco).
	Fossa negra	Contaminação do lençol freático (coliformes).
	Extração de cascalho e argila	Perda da cobertura vegetal. Foco de processos erosivos (sólidos em suspensão).
Uberaba	Captação de água (CODAU)	Diminuição da vazão do Rio Uberaba.
A montante da captação	Pesque-pague	Contaminação da água com resíduos sólidos e efluentes domésticos (coliformes e matéria orgânica).
	Malha urbana de Uberaba	

Fonte: adaptado de CODAU (2005).

explorar as possíveis combinações de três cores com três bandas para obter a imagem colorida de melhor contraste ao objetivo proposto (MENESES *et al.*, 2012). Dessa forma, a composição colorida, em falsa cor, para as imagens utilizadas neste trabalho foram 5R-4G-3B, para as imagens Landsat 5 e 6R-5G-4B, para as imagens Landsat 8;

- Georreferenciamento das imagens: após a aquisição das imagens de satélite foi feito o georreferenciamento das imagens do satélite Landsat 5. Foi utilizado o Google Earth para coletar pontos de controle. As imagens foram georreferenciadas para o sistema de referências SIRGAS 2000 e na projeção UTM no fuso 23S;
- Recorte da área de estudo: para recortar a área de estudo foi utilizado um arquivo em *Keyhole Markup Language* (KML), disponibilizado no site da Prefeitura de Uberaba. O recorte da área de estudo foi realizado utilizando o programa ArcGis 10.1 usando a extensão *Spatial Analyst* e empregando a ferramenta *Extraction* na opção *Extract by Mask*;
- Definição das classes de mapeamento: nessa etapa foram usados dois critérios para escolha das classes: (i) as classes de uso da terra que deveriam ter a evolução da intervenção antrópica acompanhada; (ii) o conhecimento da área de estudo. Foram, portanto, definidas as seguintes classes: covoais, vegetação natural, cultura, solo exposto, pastagem e área urbana. A classe covoais poderia estar representada junta-

mente com a classe vegetação natural, no entanto optou-se por analisá-la separadamente, dada a importância que ela representa para a perenidade do Rio Uberaba, uma vez que nessa área encontram-se as nascentes difusas do Rio Uberaba. A classe solo exposto indica áreas que estão sendo preparadas para o cultivo ou áreas ocupadas pela cultura de cana-de-açúcar em diferentes estágios (cana adulta, solo preparado, cana colhida e cana reformada);

- Treinamento das amostras: essa etapa, que antecede a classificação, consiste na seleção das amostras de cada classe e na criação das assinaturas espectrais de cada amostra. Neste trabalho foram selecionadas amostras individuais para cada ano de estudo. A quantidade de amostras de treinamento é estabelecida em função da maior ou menor variabilidade de respostas que a imagem apresenta (IBGE, 2013). Após essa etapa, foi gerado o arquivo de assinatura;
- Classificação das imagens: para classificação das imagens foi utilizado o método de classificação supervisionada *pixel-a-pixel*, denominado de máxima verossimilhança (Maxver), que utiliza as amostras representativas das classes a serem mapeadas para extrair os grupamentos mais homogêneos, compondo uma unidade de mapeamento ou o polígono. O algoritmo empregado no Maxver considera a ponderação das distâncias entre as médias dos valores dos *pixels* das classes, utilizando parâmetros estatísticos, e calcula a probabilidade de cada *pixel* pertencer a cada classe (RABELLO, 2016);

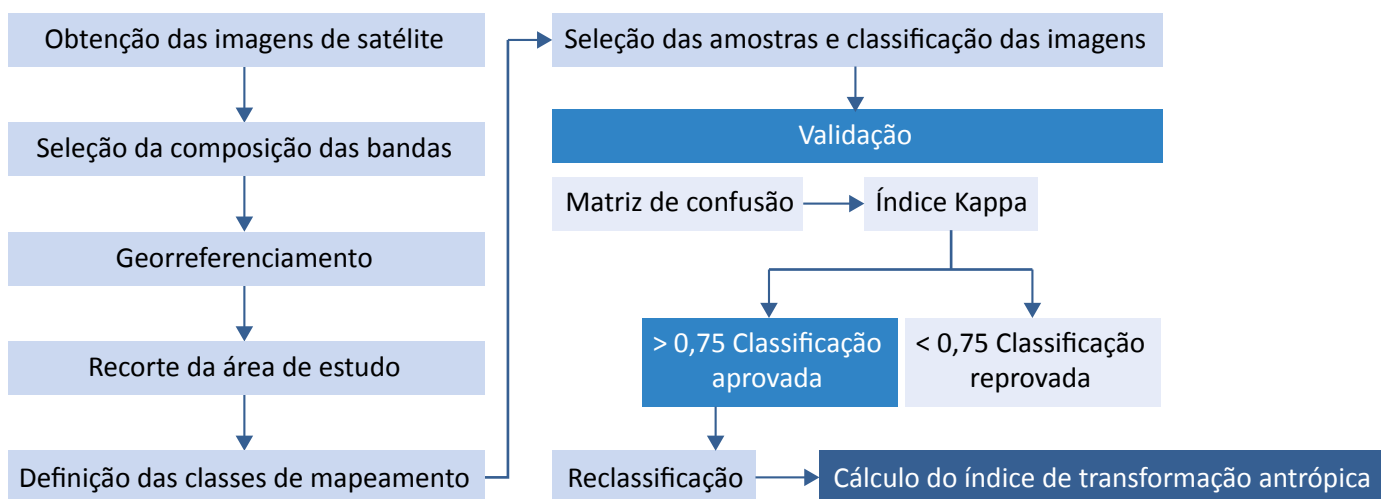


Figura 2 – Fluxograma das etapas para a construção do índice de transformação antrópica.

- Trabalho de campo: para a validação das classes identificadas foi realizado um trabalho de campo no mês de julho de 2016;
- Validação da classificação: a fim de verificar a confiabilidade dos mapas de uso e cobertura da terra para os três anos, foi gerada a matriz de confusão e calculado o índice *Kappa*. Foram selecionados 30 pontos de amostras para cada classe da imagem, resultando em 270 pontos amostrados.
 - a matriz de confusão oferece uma medida efetiva do modelo de classificação, ao mostrar o número de classificações corretas *versus* as classificações preditas para cada classe;
 - o índice *Kappa* corresponde à razão entre a soma da diagonal principal da matriz de erros e a soma de todos os elementos dessa matriz, representada pelo número total da amostra, tendo como referência o número total de classes, considerando assim a proporção de amostras corretamente classificadas (SCHMIDT *et al.*, 2016). O índice *Kappa* é calculado por meio da Equação 1.

$$K = \frac{N \sum_{c=l} Xcl - \sum_{cl=A}^U (Xc * Xl)}{N^2 - \sum_{cl=A}^U (Xc * Xl)} \quad (1)$$

Em que:

K = coeficiente *Kappa* de concordância;

N = número de observações (pontos amostrais);

Xcl = observações na linha i e coluna j, respectivamente;

Xl = linha;

Xc = coluna.

O valor do índice *Kappa* varia de 0 a 1, sendo tanto mais preciso quanto mais próximo de 1 estiver. Valores superiores a 0,75 são considerados adequados, pois possuem concordância elevada (FERNANDES, 2006).

- Reclassificação das imagens: devido ao algoritmo de classificação de imagem ter confundido a classe solo exposto com a classe área urbana, fez-se necessário subdividi-la considerando duas subclasses para o ano 2000 e três subclasses para os anos 2010 e 2016. Da mesma forma, a classe cultura foi confundida com áreas de pastagens, necessitando ser subdivida em cultura em estágio inicial e cultura em estágio avançado. Foi observada, visualmente, me-

lhora na classificação ao adotar essas subdivisões. A fim de manter somente as classes de interesse, as imagens foram reclassificadas, e as classes que representavam um mesmo tipo de uso ou de cobertura, agrupadas;

- Cálculo do ITA: esse índice foi determinado para cada classe de uso da terra, considerando o nível de transformação antrópica específica, a área ocupada e a quantidade de áreas com o mesmo uso (FERNANDES, 2006; GOUVEIA *et al.*, 2013; ORTEGA *et al.*, 2016; PERIM & COCCO, 2016). O ITA foi calculado por meio da Equação 2.

$$ITA = \sum \frac{(\%USO \times PESO)}{100} \quad (2)$$

Em que:

Uso = área em valores percentuais da classe de uso e cobertura;

Peso = peso dado aos diferentes tipos de uso e cobertura quanto ao grau de alteração antrópica. Varia de 1 a 10; onde 10 indica as maiores pressões.

- De acordo Karnauhova (2000), o peso é definido conforme as características de cada área de estudo, podendo assumir valores de 0 a 10. Quanto maior o valor, maior é a modificação ou pressão exercida pelo uso da terra. Neste trabalho, a atribuição dos pesos para cada classe foi subjetiva, método que considera o conhecimento dos autores sobre a área de estudo, corroborando Mateo (1991), Cruz *et al.* (1998) e Rodrigues *et al.* (2014). Os pesos foram atribuídos de acordo com os tipos de usos da terra encontrados na APA Municipal do Rio Uberaba, sendo os maiores valores atribuídos para a agricultura temporária ou permanente, seguidas de áreas de pastagem e área urbana, a saber:

- Área urbana peso 5;
- Agricultura temporária ou permanente peso 9;
- Pastagem peso 7;
- Vegetação natural peso 1;
- Covoais peso 1.

- A classe área urbana recebeu peso 5 por ser pouco representativa dentro da APA Municipal de Rio Uberaba, aproximadamente 4%. Esse valor tende a se manter estável, uma vez que não é permitido o parcelamento do solo para novos loteamentos dentro da unidade de conservação. Já a agricultura temporária ou permanente recebeu peso 9, pois não são aplicadas técnicas sustentáveis, como o plantio direto e sistemas agroflorestais. Sendo assim, esse tipo de uso da terra contribui largamente para a substituição de áreas remanescentes florestais por áreas de cultivo. A classe pastagem recebeu peso 7, pois

esse tipo de uso, apesar de manter a cobertura da terra, muitas das vezes utiliza os leitos dos rios como bebedouros para os animais, degradando as áreas de preservação permanente que deveriam estar ao menos cercadas.

- Classificação do ITA: a classificação do ITA adotada neste trabalho foi a mesma proposta por Cruz *et al.* (1998):
 - 0 – 2,5 pouco degradada;
 - 2,5 – 5 regular;
 - 5 – 7,5 degradada;
 - 7,5 – 10 muito degradada.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No mapa de uso e cobertura da terra para o ano 2000, verificou-se que as classes que apresentaram maior confusão espectral, entre si, foram: *solo exposto 2* e *área urbana*; e *cultura estágio avançado* e *pastagem*. Para as classes *solo exposto 2* e *área urbana*, 33% dos *pixels*, que deveriam ser atribuídos à primeira classe, foram classificados erroneamente como área urbana e vice-versa. No caso das classes *cultura estágio avançado* e *pastagem*, um percentual de 26% dos *pixels* da primeira classe foram classificados como *pastagem*. O valor obtido no cálculo do índice *Kappa* foi de 0,80, portanto, superior a 0,75, o que corresponde a um resultado adequado.

Sumarizando para o ano 2000, as classes apresentavam a seguinte representatividade na área de estudo: *área urbana* (4,75%), *solo exposto 1* (3,1%), *solo exposto 2* (2,61%), *pastagem* (21,69%), *cultura em estágio inicial* (19,2%), *cultura em estágio avançado* (21,31%), *vegetação natural* (11,21%) e *covoais* (15,74%).

Para o ano 2010, as classes do mapa de uso e cobertura da terra que apresentaram maior confusão espectral, entre si, foram: *solo exposto 2* e *área urbana*, sendo que 26% dos *pixels*, que deveriam ser atribuídos à primeira classe, foram imputados erroneamente à segunda. Outras classes que apresentaram confusão espectral significativa foram: *solo exposto 3* e *área urbana*, com percentual de 20%; *pastagem* e *cultura estágio inicial* (16%); *solo exposto 1* e *solo exposto 2* (13%) e *cultura estágio avançado* e *pastagem* (10%). A classe *pastagem* foi a que apresentou menor percentual de acertos, com apenas 66% de seus *pixels* classificados

corretamente. O valor do coeficiente *Kappa* encontrado foi de 0,85%, ou seja, adequado.

Resumindo para o ano 2010, as classes tinham a seguinte representatividade na área de estudo: *área urbana* (2,59%), *solo exposto 1* (1,12%), *solo exposto 2* (1,62%), *solo exposto 3* (1,98%), *pastagem* (7,58%), *cultura em estágio inicial* (40,87%), *cultura em estágio avançado* (5,69%), *vegetação natural* (27,52%) e *covoais* (11,05%).

No ano 2016, as classes do mapa de uso e cobertura da terra que apresentaram maior confusão espectral, entre si, foram: *solo exposto 1* e *solo exposto 3*. Um percentual de 30% dos *pixels* que deveriam ser atribuídos à primeira classe foi imputado erroneamente à classe *solo exposto 3*. Outras classes que apresentaram confusão espectral significativa foram: *área urbana* e *solo exposto 3* (13%); *pastagem* e *cultura em estágio avançado* (10%); *cultura estágio inicial* e *solo exposto 3* (10%); e *covoais* e *cultura estágio inicial* (13%). O valor do coeficiente *Kappa* foi 0,84%, ou seja, adequado.

Em síntese, no ano 2016, as classes apresentavam a seguinte representatividade na área de estudo: *área urbana* (2,63%), *solo exposto 1* (0,70%), *solo exposto 2* (0,96%), *solo exposto 3* (2,89%), *pastagem* (11,58%), *cultura em estágio inicial* (26,59%), *cultura em estágio avançado* (8,36%), *vegetação natural* (31,05%) e *covoais* (15,25%).

As classes reclassificadas dos mapas de uso e cobertura da terra obtiveram, para os anos 2000, 2010 e 2016, os coeficientes *kappa* de 0,76; 0,83 e 0,86%, respectivamente, resultando nos mapas ilustrados na Figura 3.

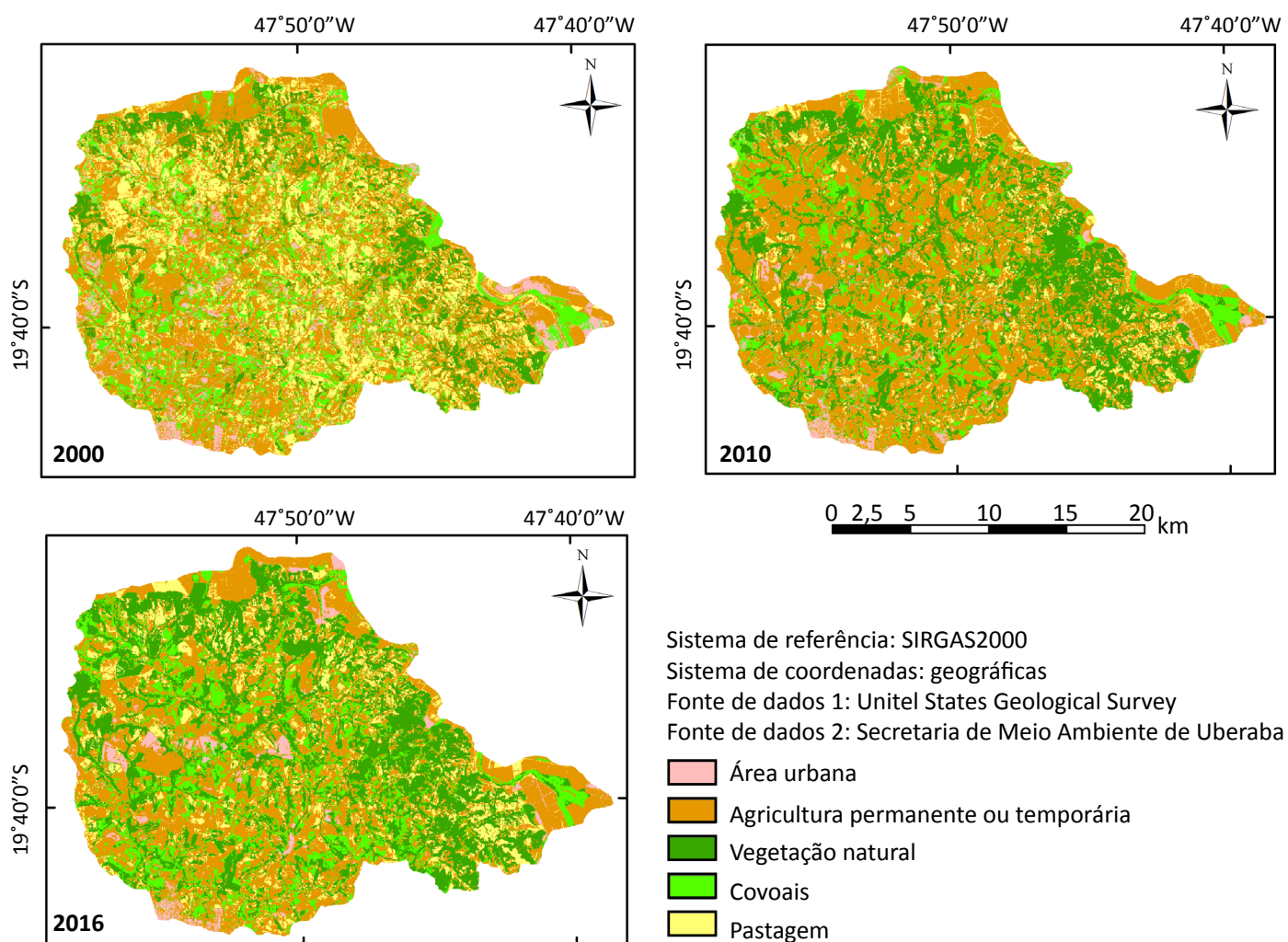


Figura 3 – Mapa de uso e cobertura da terra para os anos 2000, 2010 e 2016.

Tabela 1 – Resultado do índice de transformação antrópica e das classes do uso da terra para cada ano de estudo.

Classes	Área (%)			Índice de transformação antrópica		
	2000	2010	2016	2000	2010	2016
Área urbana	4,75	2,59	2,63	0,24	0,13	0,13
Agricultura permanente ou temporária	46,62	51,28	39,50	4,20	4,61	3,55
Pastagem	21,69	7,58	11,58	1,52	0,53	0,81
Vegetação natural	11,21	27,52	31,05	0,11	0,28	0,31
Covoais	15,74	11,05	15,25	0,16	0,11	0,15
Total	100,00	100,00	100,00	6,22	5,66	4,96

A quantificação das áreas das classes de uso da terra e os resultados do ITA, nos anos analisados, são apresentados na Tabela 1. As classes *agricultura permanente ou temporária* e *pastagem* são as atividades antrópicas mais representativas dentro da APA Municipal do Rio Uberaba.

O ITA da classe *área urbana* diminuiu ligeiramente do ano 2000 para o ano 2010 e manteve-se estável até o ano 2016. Tal fato pode ser resultado das diretrizes de parcelamento do solo na APA Municipal do Rio Uberaba. Desde 2010, o Decreto Municipal nº 2.187 estabelecia, em seu Art. 1º, a suspensão da tramitação e aprovação de projetos e processos que tratam sobre o parcelamento do solo na APA do Rio Uberaba. Em 2014 esse decreto foi revogado pelo Decreto Municipal nº 2.615 (UBERABA, 2014), que trata sobre o parcelamento do solo em áreas situadas na bacia hidrográfica do Rio Uberaba. Esse último decreto preconiza o seguinte:

Art. 1º – A análise e aprovação de projetos de parcelamento do solo na APA do Rio Uberaba, especificamente na Macrozona de Ocupação Restrita (áreas não urbanizadas situadas na APA do Rio Uberaba); na Macrozona de Regularização Especial e na Macrozona de Transição Urbana dentro da APA do Rio Uberaba, conforme delimitado no Mapa de Macrozoneamento Urbano da Lei nº 359/2006 e alterações, somente poderão ocorrer após as definições do novo Plano de Manejo da APA.

A classe *agricultura permanente ou temporária* teve seu maior índice em 2010 e o menor, em 2016. Em contrapartida, a classe *pastagem* teve seu menor índice em 2010 e voltou a aumentar em 2016. A classe *vegetação natural* vem aumentando gradativamente nos últimos anos. Esse fato configura um impacto positivo, uma vez que a qualidade dos recursos hídricos está relacionada à vegetação natural, principalmente àquelas que margeiam os cursos d'água. A classe *covoads* se manteve estável.

O cálculo do ITA, na APA Municipal do Rio Uberaba, permitiu classificá-la como degradada nos anos de 2000 e 2010. Em 2016, o valor do ITA passou para regular, demonstrando que houve uma diminuição da pressão antrópica na unidade de conservação, que foi criada em 2005. A APA Municipal do Rio Uberaba teve seu Plano de Manejo revisado em 2012. Essa ação pode ter contribuído para uma melhor regulação do uso e cobertura da terra. O gráfico da Figura 4 resume o comportamento do ITA, por ano, para cada uma das classes de estudo.

Na Figura 4, verifica-se que o ITA permite identificar as possíveis alterações no uso da terra da APA de Uberaba. Além do mais, esse índice possibilita a quantificação da pressão antrópica, dessa unidade de conservação, ao longo dos anos de 2000, 2010 e 2016, em uma escala maior, mais local. Esse fato foi fundamental, por se tratar de um local de interesse estratégico para o município de Uberaba, uma

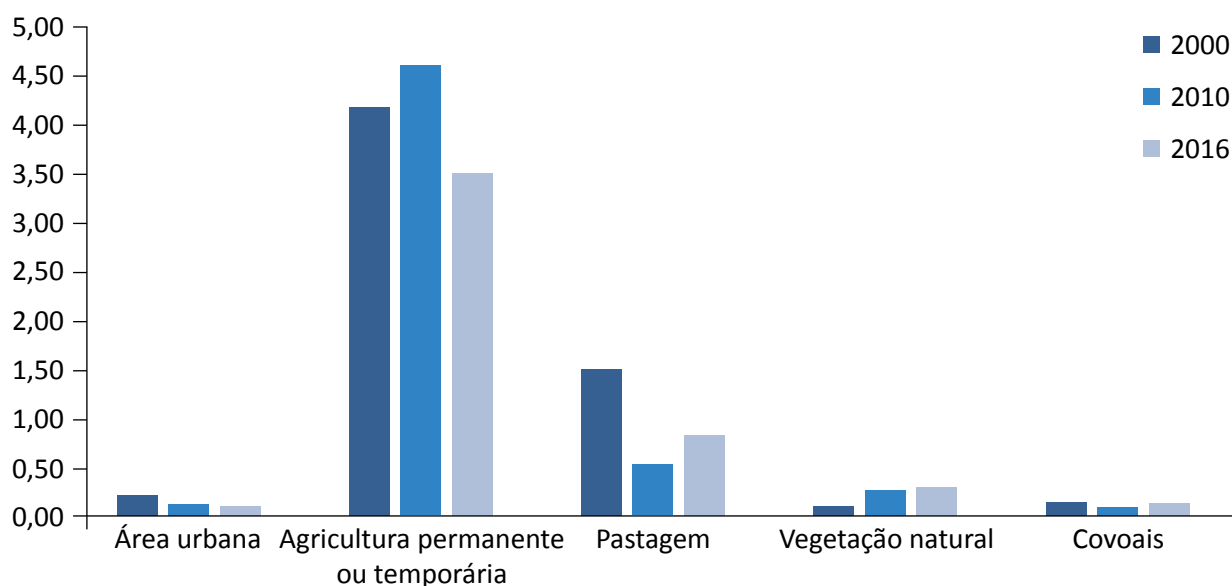


Figura 4 – Representação gráfica do índice de transformação antrópica por classe para cada ano de estudo.

vez que o uso e cobertura da terra têm reflexos diretos sobre a qualidade e quantidade dos recursos hídricos

Dessa forma, é possível observar como uma política pública, que objetivou minimizar os impactos sob áreas prioritárias por meio da criação da unidade de conservação do Rio Uberaba e de seu plano de manejo, contribuiu para a preservação e garantia de água em qualidade e quantidade para abastecimento público da cidade de Uberaba, Minas Gerais. Valle Junior (2008) afirma que a proteção dos solos e recursos hídricos depende fundamentalmente de medidas disciplinadoras do uso da terra na bacia hidrográfica, que garantirão a qualidade final da água do rio. Cabe destacar que cada uso reflete em atividades que produzem efeitos específicos e características que afetam a qualidade dos recursos hídricos.

A APA Municipal do Rio Uberaba tem, ou pelo menos deveria ter, o uso e cobertura da terra de acordo com seu Plano de Manejo, no entanto esse é um processo gradativo, por se tratar de uma área que já era ocupada por determinadas atividades anteriores à criação da unidade de conservação. Assim, deve existir um equilíbrio entre os interesses do poder público, representado pelo município, e dos proprietários rurais.

O Rio Uberaba, principal fonte de captação de água para abastecimento público da cidade de Uberaba, já não garante vazão suficiente nos períodos de estiagem, necessitando acionar as bombas para transpor as águas do Rio Claro. Desde o ano de 2003, o município faz uso do sistema de transposição das águas da microbacia do Rio Claro para o leito do Ribeirão Saudade, importante afluente do Rio Uberaba (SANTOS; NISHIYAMA, 2016).

Alguns estudos apontam os motivos que estão levando à diminuição da vazão do Rio Uberaba. Para Santos & Nishiyama (2016), esse fato pode ser explicado relativamente pela ineficiência dos sistemas existentes para armazenamento e distribuição de água à popu-

lação frente a baixos eventos de precipitação e, por conseguinte, a baixos níveis de vazão. No entanto, para Abdala *et al.* (2009), o processo de ocupação das chapadas e diminuição da vegetação do cerrado pode estar comprometendo a recarga dos rios. Para Oliveira (2005), as águas do Rio Uberaba são muito utilizadas para irrigação de grãos e de hortaliças na área da APA. Em 2002, cerca de 15 moto-bombas foram localizadas durante a crise de abastecimento de água. Tal situação representou uma preocupação para a população em geral e para a administração municipal, pois, em conjunto com a estiagem, foi motivo de falta d'água no mês de setembro de 2002 (OLIVEIRA, 2005).

Estudos realizados na APA Municipal do Rio Uberaba (OLIVEIRA, 2005; ABDALA *et al.*, 2009; SANTOS & NISHIYAMA, 2016) apontam que a unidade de conservação está sendo impactada negativamente pela forma que os recursos naturais (solo, água) vem sendo explorados.

A identificação das alterações do uso da terra, sejam elas negativas ou positivas, é uma ferramenta de diagnóstico, indicando áreas que necessitam de maior atenção por parte do setor público. Ao se identificar áreas com um aumento do grau de intervenções antrópicas, podem-se direcionar ações que possam mitigar seus efeitos, tais como projetos de recuperação de áreas de preservação permanente (nascentes e matas ciliares); projetos de educação ambiental para o produtor rural, como destinação correta dos resíduos sólidos, instalação de fossas sépticas, respeito às leis ambientais; projetos de recuperação de áreas degradadas (cascalheiras desativadas, voçorocas), entre outros. Da mesma forma, medidas de aplicação de incentivos podem ser aplicadas, ao se identificar áreas com diminuição do grau de intervenções antrópicas. Como incentivos, sugere-se o pagamento por serviços ambientais ou ecossistêmicos, que almejem a busca pelo desenvolvimento sustentável, equilibrando o meio ambiente com os fatores socioeconômicos.

CONCLUSÃO

O ITA mostrou-se uma ferramenta fácil de ser aplicada e contribuiu para o entendimento da dinâmica ambiental ao longo do tempo. Ele possibilitou identificar que a ocupação urbana se manteve estável e que a vegetação natural apresentou um ligeiro crescimento ao longo dos anos 2000, 2010 e 2016. A agricultura permanente ou temporária entre 2010 e 2016 teve redução, entre-

tanto, a pecuária, nesse mesmo período, apresentou uma expansão na área de estudo.

Desta forma, o ITA mostrou que a unidade de conservação se manteve degradada nos anos 2000 e 2010 e em 2016 passou para regular. No entanto, somente a aplicação do ITA não demonstra as relações sinérgicas

do meio ambiente, por avaliar somente a variável uso da terra. Para isso, sugere-se a aplicação desse índice concomitante ao IQA, que avalia a evolução da qualidade dos recursos hídricos ao longo do tempo.

A APA Municipal do Rio Uberaba foi criada no ano de 2005 e dispõe de um conselho gestor, constituído por representantes dos órgãos públicos, de organizações da sociedade civil e da população residente na área de abrangência, além de um Plano de Manejo, que foi revisado em caráter emergencial em 2012. Essas ações que regulam o uso e cobertura da terra na APA Municipal do Rio Uberaba vêm contribuindo para a diminuição da pressão antrópica na unidade de conservação, fato constatado pelo resultado do ITA.

Uma das desvantagens do ITA é a subjetividade da atribuição de pesos, que pode ser minimizada aplicando outras técnicas para determinação dos pesos das classes. Uma delas é o método Delphi (MUSA *et al.*, 2015), no qual vários especialistas chegam a um consenso sobre cada peso das classes. Para a APA Municipal do Rio Uberaba, os membros do conselho gestor poderiam ser consultados, uma vez que apresentam uma visão multidisciplinar e profundo conhecimento sobre a área de estudo. Outra forma de diminuir a subjetividade seria utilizar a lógica *fuzzy* (LIU *et al.*, 2017), na qual o analista determina pesos probabilísticos às variáveis, que nesse caso são as classes de uso e cobertura da terra.

REFERÊNCIAS

- ABDALA, V. L.; TORRES, J. L. R.; BARRETO, A. C. Análise hidrológica das nascentes do alto curso do rio Uberaba. *Caminhos de Geografia*, Uberlândia, v. 10, p. 171-183, 2009.
- ÁNGELES, G. R.; Gil, V. Identificación del grado de transformación antrópica y riesgo ambiental en cuencas fluviales serranas. El caso de la cuenca del arroyo El Belisario (Argentina). *GeoFocus - Revista Internacional de Ciencia y Tecnología de información Geográfica*, n. 6, p. 138-151, 2006.
- BERNARDO, E. L. *A intensidade da transformação antrópica em sub-bacias hidrográficas: desafios ao desenvolvimento sustentável*. 103f. Dissertação (Mestrado) – Universidade do Contestado, Marombá, 2015.
- CENTRO OPERACIONAL DE DESENVOLVIMENTO E SANEAMENTO DE UBERABA (CODAU). *Projeto Água Viva: Relatório de Avaliação Ambiental*. Uberaba: CODAU, 2005. 416 p.
- COCCO, J.; RIBEIRO, H. V.; GALVANIN, E. A. S. Intensity of anthropic action in the Diamantino river sub-basin, Mato Grosso State/Brazil. *GEOGRAFIA*, Rio Claro, v. 40, Número Especial, p. 71-84, 2015a.
- COCCO, J.; RIBEIRO, H. V.; GALVANIN, E. A. S.; NASCIMENTO, D. L. Análise e previsões das ações antrópicas para a bacia do rio do Sangue - Mato Grosso/Brasil. *Revista de Estudos Sociais*, Cuiabá, v. 17, p. 52-63, 2015b.
- CRUZ, C. B. M.; TEIXEIRA, A. J. A.; BARROS, R. S.; ARGENTO, M. S. F.; MAYR, L. M.; MENEZES, P. M. L. Carga Antrópica da Bacia Hidrográfica da Baía de Guanabara. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 9., 1998, Santos. *Anais...* Santos: INPE, 1998. p. 99-109.
- FERNANDES, S. C. S. *Análise da evolução da ocupação e uso do solo: aplicação com base num SIG para o Parque Nacional Peneda-Gerês*. 137f. Relatório Final (Licenciatura em Engenharia do Ambiente e dos Recursos Rurais) – Instituto Politécnico de Viana do Castelo, Escola Superior Agrária de Ponte de Lima, Lima, Portugal, 2006.
- GOUVEIA, R. G. L.; GALVANIN, E. A. S.; NEVES, S. M. A. S. Aplicação do índice de transformação antrópica na análise multitemporal da bacia do córrego do Bezerro Vermelho em Tangará da Serra-MT. *Revista Árvore*, Viçosa, v. 37, n. 6, p. 1045-1054, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622013000600006>

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Manual Técnico de Uso da Terra*. Rio de Janeiro: IBGE, 2013. 171 p.

KARNAUKHOVA, E. *A intensidade de transformação antrópica da paisagem como um indicador para a análise e gestão ambiental (ensaio metodológico na área da bacia hidrográfica do rio Fiorita, Município de Siderópolis, SC)*. 230f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2000.

LIOU, Y.-A.; NGUYEN, A. K.; LI, M.-H. Assessing spatiotemporal eco-environmental vulnerability by Landsat data. *Ecological Indicators*, v. 80, p. 52-65, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.04.055>

LIU, D.; CAO, C.; DUBOVYK, O.; TIAN, R.; CHEN, W.; ZHUANG, Q.; ZHAO, Y.; MENZ, G. Using fuzzy analytic hierarchy process for spatio-temporal analysis of eco-environmental vulnerability change during 1990–2010 in Sanjiangyuan region, China. *Ecological Indicators*, v. 73, p. 612-625, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.08.031>

MATEO, J. *Geoecología de los Paisajes*. Monografía. Universidad Central de Caracas, Caracas, 1991.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T.; ROSA, A. N. C. S.; SANO, E. E.; SOUZA, E. B.; BAPTISTA, G. M. M.; BRITES, R. S. *Processamento de imagens de sensoriamento remoto*. Brasília: Universidade de Brasília, 2012. 276 p.

MUSA, H.; YACOB, M. R.; ABDULLAH, A. M.; ISHAK, M. Y. Delphi method of developing environmental well-being indicators for the evaluation of urban sustainability in Malaysia. *Procedia Environmental Science*, v. 30, p. 244-249, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.proenv.2015.10.044>

NETO, J. C. P.; COSTA, J. O. Caracterização química e física dos murundus da nascente do rio Uberaba. *FAZU em Revista*, Uberaba, n. 7, p. 27-31, 2010.

NEVES, S. M. A. da S.; KREITLOW, J. P.; SILVA, J. dos S. V. da; MIRANDA, M. R. da S.; VENDRAMINI, W. J. Pressão antrópica na paisagem de Mirassol D'oeste/MT, Brasil: subsídios para o planejamento ambiental municipal. *Ciência Geográfica*, Bauru, v. XXI, n. 1, p. 141-155, 2017.

NGUYEN, A. K.; LIOU, Y.-A.; LI, M.-H.; TRAN, T. A. Zoning eco-environmental vulnerability for environmental management and protection. *Ecological Indicators*, v. 69, p. 100-117, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.03.026>

OLIVEIRA, A. P.; CARDOSO, P. V.; SOUZA, E. M. F. R. Análise da pressão antrópica sobre os manguezais no estado do Rio de Janeiro utilizando o índice de transformação antrópica - ITA aplicado às bacias hidrográficas costeiras. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE GEOPROCESSAMENTO, 4., JORNADA DE GEOTECNOLOGIAS, 2., 2013, Rio de Janeiro. *Anais...* Rio de Janeiro, 2013.

OLIVEIRA, M. S. M. *Rio Uberaba: quando os desgastes ambientais refletem os desgastes sociais*. 176f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2005.

ORTEGA, D. J. P.; CARVALHO, S. L. Avaliação dos efeitos das atividades antropóficas nos recursos hídricos na sub-bacia hidrográfica do córrego do Ipê - SP. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 18, n. 3, p. 97-108, 2013. <http://dx.doi.org/10.21168/rbrh.v18n3.p97-108>

ORTEGA, D. J. P.; PÉREZ, D. A.; AMÉRICO, J. H. P.; CARVALHO, S. L. de; SEGOVIA, J. A. Development of index of resilience for surface water in watersheds. *Journal of Urban and Environmental Engineering*, v. 10, n. 1, p. 72-82, 2016. <http://dx.doi.org/10.4090/juee.2016.v10n1.007282>

ORTEGA, D. J. P.; SOLARTE, J. G.; DÍAZ, J. J. P.; POMPÊO, M. L. M. Dinámica espacio-temporal del uso del suelo y su efecto sobre la degradación de los recursos hídricos: caso de la cuenca del río Juqueri – Brasil. *Revista de Investigación Agraria y Ambiental*, v. 9, n. 1, 2018. Disponível em: <<http://hemeroteca.unad.edu.co/index.php/riaa/article/view/2067>>. Acesso em: mar. 2018. <https://doi.org/10.22490/21456453.2067>

PERIM, M. A.; COCCO, M. D. A. Efeito das transformações antrópicas às margens do rio Una, Taubaté, São Paulo, Brasil. *Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, Taubaté, v. 11, n. 5, 2016. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/html/928/92852596012/>>. Acesso em: mar. 2017. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1918>

RABELLO, T. S. *Avaliação da efetividade da conservação da cobertura vegetal do Parque Nacional da Serra da Bocaina através do sensoriamento remoto*. 164f. Dissertação (Mestrado) – Escola Nacional de Botânica Tropical do Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2016.

RIBEIRO, H. V.; GALVANIN, E. A. dos S.; PAIVA, M. M. Análise das pressões antrópicas na bacia Paraguai/Jauquara-Mato Grosso. *Ciência e Natura*, Santa Maria, v. 39, n. 2, p. 378-389, 2017. <http://dx.doi.org/10.5902/2179460X26090>

ROCHA, S. P. *Análise Espaço Temporal do Uso e Cobertura da Terra*. 94f. Tese (Mestrado em Geografia) – Instituto de Geociências, Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2005.

RODRIGUES, L. C.; NEVES, S. M. A. S.; NEVES, R. J.; GALVANIN, E. A. S.; SILVA, J. S. V. Avaliação do grau de transformação antrópica da paisagem da bacia do rio Queima-Pé, Mato Grosso, Brasil. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, n. 32, p. 52-54, 2014.

SANTOS, V. O.; NISHIYAMA, L. Tendências hidrológicas no alto curso da bacia hidrográfica do rio Uberaba, em Minas Gerais. *Caminhos da Geografia*, Uberlândia, v. 17, n. 58, p. 196-202, 2016. <http://dx.doi.org/10.14393/RCG175814>

SCHMIDT, M. A. R.; BRESSIANI, J. X.; REIS, P. A.; SALLA, M. R. Evaluation of the performance of image classification methods in the identification of vegetation. *Journal of Urban and Environmental Engineering*, v. 10, n. 1, p. 62-71, 2016. <http://dx.doi.org/10.4090/juee.2016.v10n1.062071>

UBERABA. *Lei nº 9.892 de 28 de dezembro de 2005*. Cria a Área de Proteção Ambiental Municipal de Uberaba - APA do Rio Uberaba - e dá outras providências. Uberaba, 2005.

_____. *Plano de Manejo da APA do Rio Uberaba*. Uberaba: Secretaria de Meio Ambiente, 2004. 112 p.

_____. *Plano de Manejo da APA do Rio Uberaba*. Uberaba: Secretaria de Meio Ambiente, 2012. 155 p.

_____. *Lei nº 2.615, de 18 de julho de 2014*. Dispõe sobre o parcelamento do solo em áreas situadas na Bacia Hidrográfica do Rio Uberaba, e dá outras providências. Uberaba, 2014.

VALLE JUNIOR, R. F. *Diagnóstico de áreas de risco de erosão e conflito de uso dos solos na bacia do rio Uberaba*. 222f. Tese (Doutorado) – Faculdade de Ciências Agrárias e Veterinárias, Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2008.

VICENS, R. S.; MARQUES, J. S. Características morfométricas e sua relação com a hidrologia de bacias hidrográficas de tabuleiros costeiros no norte de Espírito Santo, Brasil. In: SIMPÓSIO NACIONAL DE GEOMORFOLOGIA, 6., 2006, Goiânia. *Anais...* Goiânia, 2006.



TOXICIDADE DOS METAIS NÍQUEL E COBRE E SUA POSSÍVEL ATUAÇÃO COMO INTERFERENTES ENDÓCRINOS EM AMBIENTES AQUÁTICOS

TOXICITY OF NICKEL AND COPPER METALS AND THEIR POTENTIAL PERFORMANCE AS ENDOCRINE DISRUPTORS IN AQUATIC ENVIRONMENTS

Glaucia Helena Castro de Freitas Novaes 

Mestranda do curso de Ciências Ambientais da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP ICTS) – Sorocaba (SP), Brasil.

Bianca Cadurim Aureliano 

Graduanda do curso de Engenharia Ambiental da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP ICTS) – Sorocaba (SP), Brasil.

Evelise Nunes Fragoso-Moura 

Professora Adjunta. Doutora em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) – São Carlos (SP), Brasil.

Werbate Cavalcante 

Graduando do curso de Engenharia Ambiental da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP ICTS) – Sorocaba (SP), Brasil.

Renata Fracácio 

Professora Assistente Doutora. Doutorado em Ecologia e Recursos Naturais da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP ICTS) – Sorocaba (SP), Brasil.

Endereço para correspondência:

Renata Fracácio – Avenida Três de Março, 511, 3º andar, sala 59 – Aparecidinha – CEP 18087-180 – Sorocaba (SP), Brasil –
E-mail: rfracacio@sorocaba.unesp.br

Recebido em: 01/02/2018

Aceito em: 16/07/2018

RESUMO

Apesar de serem originados de fontes naturais, o níquel é muito utilizado na produção de equipamentos e materiais de construção e o cobre é empregado em fios elétricos, canos, automóveis. Os metais cobre e níquel são conhecidos pelo seu potencial tóxico ao ambiente aquático, além de serem elementos bioacumulativos e persistentes. O presente trabalho teve como objetivos principais: 1) testar a toxicidade dos metais cobre e níquel; 2) avaliar o potencial como interferente endócrino dos referidos metais. Diante do exposto, foram realizados testes crônicos utilizando o organismo-modelo *Danio rerio* durante 21 dias de exposição com os metais cobre (9 µg/L) e níquel (25 µg/L) em regime semiestático, com troca total da água a cada 72 horas, temperatura de 25°C, com alimentação uma vez ao dia. Posteriormente, os organismos foram eutanasiados e destinados ao procedimento de histologia com inclusão na parafina, coloração com hematoxilina e eosina (HE), para análises morfológicas de gônadas e fígado, utilizando microscópio de luz. Ambos os metais apresentaram alterações morfológicas nos tecidos hepáticos; o níquel mostrou ser potencialmente um interferente endócrino, podendo comprometer o desenvolvimento da espécie e, conseqüentemente, da homeostase do ecossistema.

Palavras-chave: teste crônico; *Danio rerio*; tecido gonadal; alterações morfológicas; tecido hepático; ecossistema aquático.

ABSTRACT

Although they originate from natural sources, nickel is widely used in the production of equipment, building materials and copper used in electric wires, pipes, and automobiles. These metals are known for their potential toxicity to the aquatic environment in addition to being bioaccumulative and persistent elements. The main objectives of this study are: 1) to test the toxicity of copper and nickel metals; 2) to evaluate the potential as an endocrine interferent of said metals. In view of the above, chronic tests were carried out using the model organism *Danio rerio* for 21 days of exposure with copper (9 µg / L) and nickel (25 µg / L) metals in a semi-static regime, with total water exchange at every 72 hours, at a temperature of 25°C, fed once a day. Subsequently, the organisms were euthanized and destined to the histology procedure with inclusion in paraffin, staining with Hematoxylin and Eosin (HE) for morphological analysis of gonads and liver using light microscope. Both metals presented morphological alterations in hepatic tissue and nickel could potentially act as an endocrine disruptor, able to compromise the development of the species and consequently the ecosystem homeostasis.

Keywords: chronic test; *Danio rerio*; gonadal tissue; morphological alterations; hepatic tissue; aquatic ecosystem.

INTRODUÇÃO

A água é um bem natural e essencial para os organismos aquáticos assim como para todas as formas de vida na terra; dessa forma, seu uso deve ser consciente, para garantir as funções biológicas dos organismos. Estudar os efeitos dos poluentes aquáticos é fundamental para assegurar o desenvolvimento sustentável e garantir a homeostase do sistema (WHO, 2011; ROSA *et al.*, 2011).

O cobre atualmente é utilizado em ligas, canos, fios elétricos, radiadores e automóveis, majoritariamente em atividades de mineração e fundição. O níquel é empregado na produção de equipamentos, aço inoxidável, materiais de construção, equipamentos médicos, contêineres, baterias, cerâmicas, joias e ímã (SARGENTELLI *et al.*, 1995; PEDROZO & LIMA, 2001; RECK *et al.*, 2008; PYLE & COUTURE, 2012).

Há diversas evidências na literatura do potencial tóxico do níquel. Em *Oncorhynchus mykiss* (TOPAL *et al.*, 2017), *Hypophthalmichthys molitrix* (ATHIKESAVAN *et al.*, 2006) e *Prochilodus lineatus* (PALERMO *et al.*, 2015) foram observadas alterações nos tecidos das brânquias, como espessamento lamelar, infiltração celular, fusão da segunda lamela, distorção, hipertrofia, hiperplasia e acumulação do metal nos tecidos.

Em *Oncorhynchus mykiss* submetidos à concentração de 1 a 2 mg/L de níquel foi verificada a degeneração dos hepatócitos no fígado (TOPAL *et al.*, 2017), além de sinais de estresse oxidativo (ZHENG *et al.*, 2014).

Diversas análises histológicas determinaram o potencial tóxico do cobre em peixes teleosteos. Observando as alterações no tecido das brânquias de *Solea senegalensis*, foram verificadas alterações nas células pavimentosas, hiperplasia, necrose e apoptose (ARELLANO *et al.*, 1999), também observadas em estudos posteriores em *Danio rerio* (LUZIO *et al.*, 2013) e *Luciobartus bocagei* (FONSECA *et al.*, 2017). Ainda analisando tecidos branquiais, Dang *et al.* (2000) observaram indução da proteína metalotioneína e acúmulo do metal referido (DE BOECK *et al.*, 2006).

Em análises do tecido hepático em peixes, constataram-se alteração no sinusóide, aumento da gotícula lipídica e estagnação sanguínea (ARELLANO *et al.*, 1999). Hauser-Davis *et al.* (2014) também observaram

presença de metalotioneína na bile assim como nos tecidos branquiais analisados.

Ambos os metais causam uma série de mudanças na estrutura celular e fisiológica dos peixes e, por isso, há regulamentações que asseguram a concentração permitida para o lançamento. No Brasil, o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) determina que podem ser lançados 9 µg/L de cobre e 25 µg/L de níquel em rios de Classe 2, ou seja, aqueles destinados ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, com os quais o público tem contato direto; e à aquicultura e à atividade de pesca (BRASIL, 2005).

Muitas vezes, as concentrações permitidas pela legislação não são seguras para a vida aquática em longo prazo. Para caracterizar o efeito dos poluentes nesse contexto, são feitos ensaios ecotoxicológicos crônicos, baseados em respostas biológicas, denominadas biomarcadores, que vão determinar possíveis alterações causadas pelas substâncias tóxicas. Uma das maneiras de avaliar essas respostas pode ser por meio de alterações histológicas no fígado de peixes teleosteos, por ser um órgão sensível a contaminantes (como metais) e tender a acumulá-los em seu interior, fazendo com que as concentrações sejam aumentadas no organismo (HEATH, 1995; SANCHEZ, 2006; AU, 2004). Na revisão feita por Au (2004), foi realizado um levantamento da correlação entre lesões no fígado de peixes e químicos contaminantes, incluindo metais.

Biomarcadores do fígado são muito utilizados em testes ecotoxicológicos, por ser um órgão multifuncional e importante para os organismos. Dentre suas funções podemos destacar a digestão e o metabolismo, o armazenamento de nutrientes, a formação da bile, a excreção de compostos exógenos tóxicos, a síntese do colesterol, a secreção de lipídeos, entre outras. É um dos órgãos mais afetados quando os organismos são expostos a contaminantes por ser responsável pela sua detoxificação. Portanto, é considerado um órgão-alvo para diversos estudos de parâmetros ambientais e biológicos (HEATH, 1995; CAMARGO & MARTINEZ, 2007; GAYÃO, 2009).

Quando peixes são expostos a substâncias tóxicas, é possível observar as seguintes alterações histopatológicas nesse órgão: vacuolização citoplasmática, deslocamento nuclear, degeneração, hipertrofia, atrofia, hiperplasia, necrose, polimorfismo nuclear, parênquima heterogêneo, hepatócitos na periferia das células, vesículas no interior do citoplasma, estagnação sanguínea e biliar e desarranjo dos cordões hepáticos (FERNANDES *et al.*, 2008; GAYÃO, 2009; PEREIRA, 2014; ALKIMIN, 2016; CORRÊA, 2016).

Há organismos conhecidos pela comunidade científica, com sua biologia descrita na literatura, como o peixe tido como organismo-modelo, utilizado no presente estudo, denominado de *Danio rerio*. Este é conhecido por ser sensível a agentes químicos e, tendo essa sensibilidade constante, garante a repetibilidade e a reprodutibilidade dos resultados, além de possuir sua biologia conhecida e protocolos já estabelecidos pela Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico — OECD (DOMINGUES & BERTOLETTI, 2006).

Em *Danio rerio* foram observados diminuição da atividade locomotora, retardo no tempo de eclosão e mortalidade, quando expostos a 7,5 a 15 mg/L de níquel (KLENLE *et al.*, 2008), alterações nas brânquias (LUZIO *et al.*, 2013) e alterações no tecido do sistema endócrino ocasionadas pela exposição de outros metais, como cádmio (0,25 a 1 µg/L) e zinco (120 a 180 µg/L) (ALKIMIN, 2016).

Em relação ao cobre exposto ao organismo *Danio rerio*, notaram-se sinais de estresse oxidativo, efeitos genotóxicos e comportamentais (no estágio larval), além de o metal ter efeito acumulativo no fígado e nas brânquias (CRAIG *et al.*, 2007; LEITE *et al.*, 2013; ACOSTA *et al.*, 2016). Luzio *et al.* (2013) ainda relataram a indução da apoptose celular nas brânquias do organismo quando expostas a concentrações entre 12,5 e 100 µL de cobre.

Algumas substâncias são capazes de desregular os hormônios naturais em sua ação, produção, liberação, metabolismo e transporte, podendo provocar mudanças nas fases de reprodução e desenvolvimento ou na maneira como os indivíduos respondem ao estresse. Tais alterações podem durar depois do período de exposição ou então ser passadas a gerações futuras, dependendo das características dos contaminantes (MONNERET, 2017). Essas substâncias são chamadas de interferentes endócrinos (IEs) e essa vertente tem

provocado interesse nos pesquisadores (PREDA *et al.*, 2012; KABIR *et al.*, 2015; USEPA, 2017).

A secreção dos hormônios gonadotróficos depende da resposta do peixe aos estímulos ambientais, ou seja, um IE pode alterar a determinação sexual — por exemplo, somente uma fêmea adulta pode induzir a vitelogênese por intermédio da secreção suficiente de estrógeno, porém, perturbações ambientais, como a ação de um IE, podem fazer com que machos também produzam vitelogenina, o que indica feminilização dos indivíduos machos (ISMAIL *et al.*, 2017).

Na revisão de Handy (2003), é evidenciado que o cobre é um interferente endócrino do ecossistema aquático. A exposição crônica a esse metal envolve ajustes fisiológicos em muitos sistemas corporais. As respostas à exposição podem ser classificadas em três grupos: regulação das enzimas e metabolismo, respostas hematopoiéticas e alterações no tecido celular.

Já quanto ao níquel há poucas evidências que possam comprovar que este é um interferente endócrino por falta de informações nas bases de dados atuais. Porém, há artigos que relatam o retardo no tempo de eclosão dos ovos de *Danio rerio* (KLENLE *et al.*, 2008) e em *Pimephales promelas* foi verificada a alteração na gônada feminina, sendo observadas diminuição da abundância dos folículos vitelogênicos maduros, atresia folicular e diminuição da fecundidade (DRIESSNACK *et al.*, 2017).

A Agência de Proteção Ambiental Americana (United States Environmental Protection Agency — EPA) delimita a concentração de 2,0 µg/L para exposição aguda e de 1,3 µg/L de cobre dissolvido para exposição crônica, para garantir a qualidade da água. Nota-se que o padrão é muito menor do que o previsto pela legislação brasileira (9 µg/L). Em compensação, o níquel possui valores mais permissíveis na legislação internacional, a qual permite 52 µg/L, enquanto o valor estabelecido pela legislação brasileira é de 25 µg/L. Todas as concentrações citadas acima são valores subletais, ou seja, não provocam a morte dos indivíduos, porém podem causar danos em seus sistemas fisiológicos de modo que afetem uma população ou comunidade. Portanto, o presente estudo visou a avaliar os efeitos tóxicos e de interferência endócrina dos metais cobre e níquel em concentrações crônicas que possam comprometer a qualidade da vida aquática em longo prazo.

OBJETIVOS

O presente trabalho teve como objetivo contribuir com informações a respeito do potencial efeito tóxico em concentrações legais dos metais cobre e ní-

quel, bem como avaliar o seu efeito como interferente endócrino das substâncias estudadas em concentrações subletais.

MATERIAIS E MÉTODOS

Cultivo e manutenção do organismo-teste

Adultos de *Danio Rerio* foram mantidos em condições laboratoriais controladas (ABNT, 2015). Manteve-se 1 g de peixe por L. Utilizou-se água de abastecimento público previamente filtrada em filtros de carvão ativado e por uma tela tipo *silkscreen*. Essa água foi mantida por aeração para remoção do cloro por um período de 24 horas. A dureza foi mantida a 44 mg/L CaCO₃, pH entre 7,3 e 7,6 e temperatura a 25 ± 1°C. O fotoperíodo foi controlado em 12 horas de claro e 12 horas de escuro. Os organismos foram alimentados uma vez ao dia com a ração comercial Tetramim com 97% de proteína

bruta. A manutenção da limpeza do aquário foi feita com esponja a cada 15 dias, podendo variar dependendo das condições do aquário, removendo os resíduos decantados. Dentro do aquário continha carvão ativado no filtro, cerâmicas para a formação de biofilme, removedor de amônia Amonclean, o qual era alocado próximo à saída do filtro de água, de modo que o removedor se mantivesse em movimento junto a água, e um cilindro esponjoso na extremidade de um tubo de plástico acoplado a uma bomba de ar, a fim de manter o nível de oxigênio.

Ensaio Experimental

Teste de toxicidade crônica

Teste de toxicidade crônica por 21 dias em regime semiestático, ou seja, com troca total da solução a cada 72 horas, seguindo as recomendações da OECD (2009). A concentração utilizada foi baseada na legislação brasileira — Resolução CONAMA nº 357/05 (BRASIL, 2005) — para rios de Classe 2: 9 µg/L de cobre dissolvido e 25 µg/L de níquel total.

Foram selecionados 8 indivíduos (4 machos e 4 fêmeas) para a realização da análise histológica para cada grupo experimental com cobre (ou níquel), 8 indivíduos controle e 8 para reposição de perdas (4 para cobre e 4 para níquel), totalizando 24 organismos-teste (n = 24), considerando o grupo controle, o tratamento com cobre e o tratamento com níquel.

Após o tempo de exposição, foram selecionados organismos-teste aleatoriamente e eutanasiados em freezer com gelo. Posteriormente, foram pesados em balança analítica (Marte — AY220, Brasil) e medidos com o auxílio de um paquímetro, e então foram descartadas as nadadeiras e a cauda bem como foi feito um corte na transversal na porção inferior até a altura da cabeça.

Para o processo de fixação, utilizou-se formaldeído (37%), sendo 10 mL de formaldeído e 90 mL de água destilada. Foram colocados 3 organismos por pote âmbar, de maneira que fosse mantida a proporção 9:1 de fixador em relação ao tecido, e então foram deixados em temperatura ambiente (25°C) durante 18 horas.

Após esse período, o formol foi retirado com água corrente e os organismos foram colocados em álcool 70% para aguardar a etapa de processamento do tecido feito pelo equipamento San Pietro (O Patologista, Brasil).

Para o processo de coloração, as lâminas foram mantidas na estufa a 60°C durante cerca de 20 minutos para derreter o excesso de parafina. Após esse período, realizou-se uma série de submersões manuais para coloração hematoxilina e eosina (HE). Ao final do processo de coloração, as lâminas foram analisadas no microscópio óptico de luz (MLW — Junior Lab, Alemanha) e posteriormente foram selecionadas as lâminas para foto no microscópio óptico com captura de imagem (Leica DME) por meio do *software* LAS V.3.8.

Análise dos dados

Para a análise histopatológica do fígado, foram usadas informações baseadas na literatura (FERNANDES *et al.*, 2008; GAYÃO, 2009; PEREIRA, 2014; CORRÊA, 2016; ALKIMIN, 2016). Enquanto para a análise de interferência endócrina foi utilizado o protocolo da OECD para interferentes endócrinos (*Guidance Document for the Diagnosis of Endocrine-Related Histopathology of Fish Gonads*, 2009) e as alterações: inibição da gametogê-

nese e maturação através da degeneração das células germinativas, inflamação, fibrose, picnose, presença de vacúolos, hipertrofia ou hiperplasia das células, descritas no livro *Histological Analysis of Endocrine Disruptive Effects in Small Laboratory Fish* (DIETRICH & KRIEGER, 2009). Em ambos, as análises foram baseadas principalmente na característica distinta entre o grupo controle e o tratamento com os metais cobre e níquel.

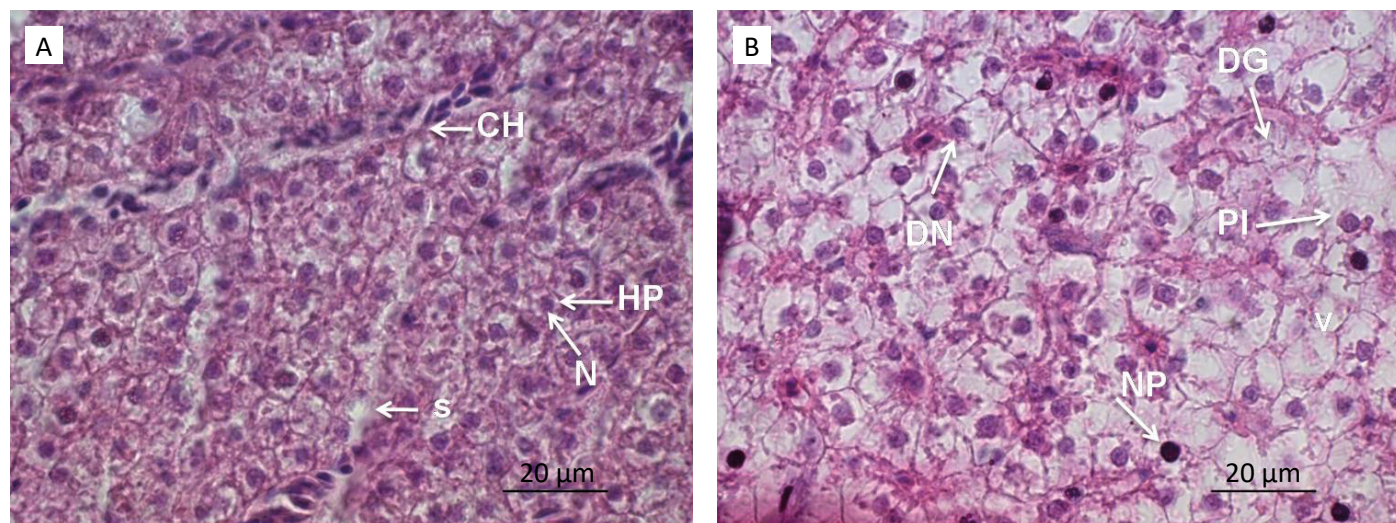
RESULTADOS

Tecido hepático após 21 dias de exposição ao cobre e ao níquel

As análises das lâminas de cobre e níquel controle mostraram um padrão normal de distribuição dos hepatócitos. Foi possível observar vasos sanguíneos, células sanguíneas e cordões hepáticos íntegros, núcleo uniforme central com alta basofilia e citoplasma com pequenas vesículas e alta acidofilia, sem sinais de degeneração ou hipertrofia/hiperplasia das células. Porém, os organismos expostos cronicamente aos metais mostraram alterações histopatológicas similares em ambos os tecidos (Figuras 1 e 2).

É notável a diferença entre os cortes histológicos dos grupos controle e do tratamento com os metais.

Foi possível ver que o parênquima estava íntegro. Ou seja, os hepatócitos estão dispostos de maneira uniforme, sem sinais de vacuolização, com a membrana citoplasmática bem definida. Ao observar a histologia dos cortes para os tratamentos com os metais, nota-se grande vacuolização, em que os espaços entre os hepatócitos estão maiores, sendo possível ver grande porção branca na lâmina, a qual apresentou-se quase completamente corada. No caso do cobre (Figura 3), a perda da integridade citoplasmática aparentou ser maior, com mais pontos de vacuolização e grande degeneração em parte do tecido, quando comparado ao tecido exposto ao níquel (Quadro 1).



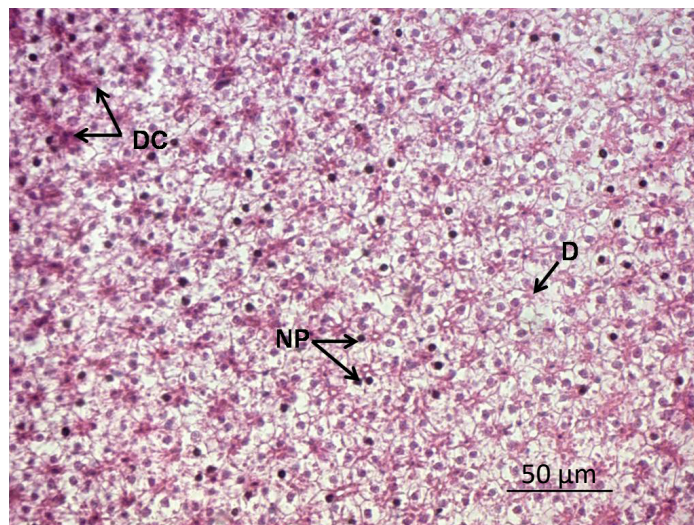
CH: cordões hepáticos; HP: hepatócitos; NP: núcleo picnótico; DG: degeneração; N: núcleo; S: sinusóide; V: vacuolização; PI: perda da integridade citoplasmática.

Figura 1 – Corte histológico comparativo de fígado de *Danio rerio* do grupo controle (A) e tratamento com níquel (B) (H&E, 1.000 x).

Ao observar os núcleos, nos grupos controle, eles estão ao centro do hepatócito e têm tamanhos muito similares. Já nos grupos do tratamento com metais é possível notar, em ambos, hipertrofia, quando são maiores do que o padrão, e atrofia, quando o núcleo parece ter diminuído. Em algumas porções das lâminas não é possível ver a presença de núcleo, o que pode indicar um processo de degeneração. Também são observados nú-

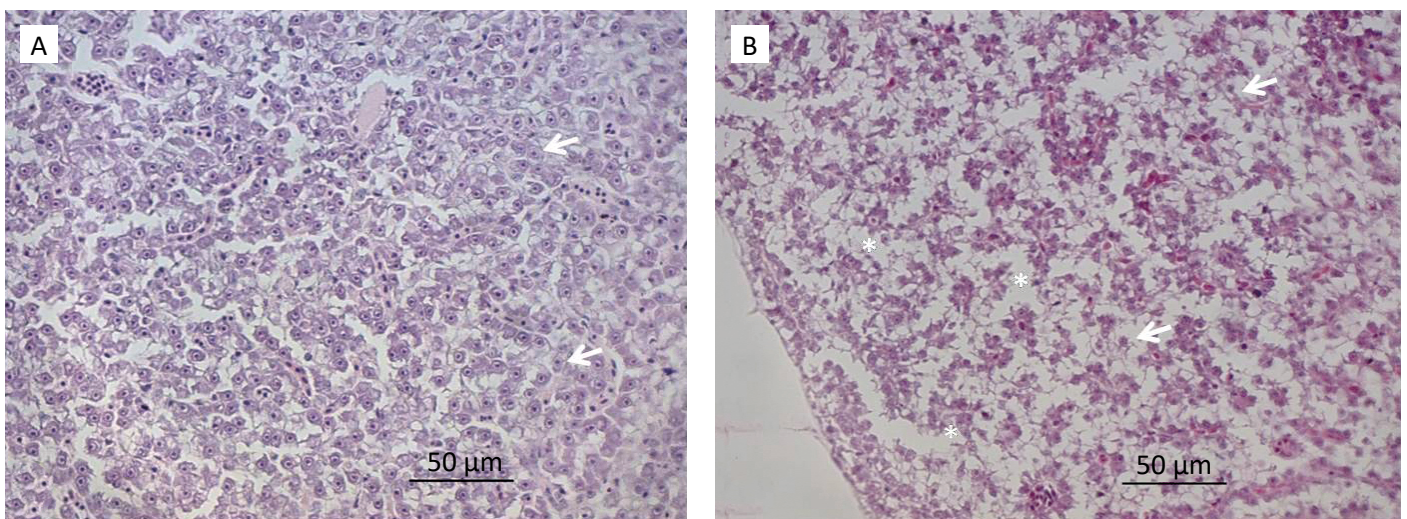
cleos achatados e outros muito escuros, denominados núcleos picnóticos (Figura 2). A proporção de núcleos picnóticos nos grupos de tratamento com metal, especialmente em níquel (no qual foi mais evidente), foi muito maior do que no grupo controle (Figuras 1 e 2).

Foi possível constatar estagnação sanguínea nos vasos sanguíneos do tecido hepático. No grupo



DC: desarranjo dos cordões hepáticos; NP: núcleo picnótico; D: degeneração.

Figura 2 – Corte histológico de fígado de *Danio rerio* do tratamento com níquel (H&E, 400 x).



*degeneração do tecido.

Figura 3 – Corte histológico comparativo de fígado de *Danio rerio* do grupo controle (A) tratamento com Cobre (B) (H&E, 400 x). (A) As setas mostram os hepatócitos com estrutura íntegra; (B) os hepatócitos com perda da integridade citoplasmática.

controle, as células sanguíneas apresentavam-se mais espaçadas, sem acúmulo em uma porção da veia.

Gônada masculina após 21 dias de exposição ao níquel

As análises histológicas da gônada masculina do grupo controle mostraram um padrão normal de desenvolvimento, com todas as células germinativas — espermatogônia, espermatócito e espermatídes — delimitados pelo espermatocisto.

No grupo controle era possível observar mais claramente as espermatogônias, mais coradas e dispostas de forma aglomerada. Os espermatócitos, derivados das espermatogônias, eram caracterizados por serem menores que as células anteriores e, comparativamen-

Os cordões hepáticos do grupo controle apresentaram-se alinhados e organizados. Já no tratamento repara-se o seu desarranjo (Figuras 1 e 2).

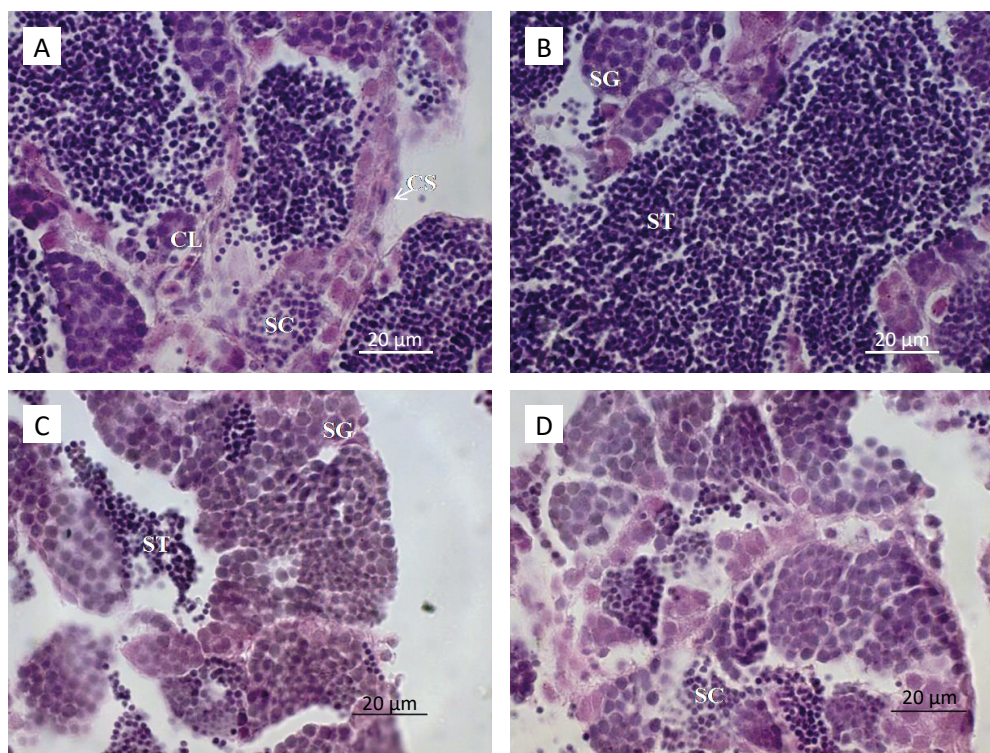
te, com núcleo mais denso com pouco citoplasma visível. Essas eram as células mais abundantes da gônada masculina. As espermatídes também foram vistas, sendo as menores células germinativas observáveis.

A análise histológica do tratamento com níquel detectou aumento na proporção das espermatogônias, quando comparado ao grupo controle (Figura 4).

As alterações foram analisadas e classificadas de acordo com as normas da OECD (2009), como segue a Quadro 2.

Quadro 1 – Respostas morfológicas após exposição crônica dos metais cobre e níquel.

Organismo	Metal	Concentração	Órgão	Biomarcadores histológicos
<i>Danio rerio</i>	Grupo controle	0	Fígado	Hepatócitos com núcleo centralizado Hepatócitos dispostos de maneira uniforme em todo o tecido Núcleo arredondado Vasos sinusoides Citoplasma íntegro Veia com células sanguíneas
<i>Danio rerio</i>	Níquel	25 µg/L	Fígado	Hipertrofia do núcleo Núcleo achatado Degeneração Vacuolização Perda de integridade citoplasmática Desorganização tecidual Aumento dos núcleos picnóticos
<i>Danio rerio</i>	Cobre	9 µg/L	Fígado	Hipertrofia do núcleo Degeneração Vacuolização Perda de integridade citoplasmática Desorganização tecidual Núcleo não-uniforme Aumento dos núcleos picnóticos



SG: espermatogônia; SC: espermatócito; ST: espermátide; CL: células de Leydig; CS: células de Sertoli.

Figura 4 – Corte histológico da Gônada masculina de *Danio rerio* grupo controle (A e B) e tratamento com níquel (C e D) (H&E, 1.000 x).

Quadro 2 – Biomarcadores histológicos de gônadas masculinas após exposição ao níquel em de *Danio rerio* e o grau de severidade de acordo com as normas da Organização para a Cooperação e Desenvolvimento Econômico para interferentes endócrinos (OECD, 2009).

	Diagnóstico primário	Presença/ausência/não observável (NO) da alteração (× / √)	Grau de severidade (I, II, III, IV)
1	Aumento da proporção de espermatogônias	√	II
2	Presença de ovário no testículo	×	x
3	Aumento da degeneração testicular	√	I
4	Hiperplasia/hipertrofia nas células de Leydig	x	x
	Diagnóstico secundário	Presença/ausência da alteração (×/√)	Grau de severidade (I, II, III, IV)
1	Diminuição da proporção de espermatogônias	×	x
2	Fluido proteico vascular ou intersticial aumentado	NO	x
3	Desenvolvimento assíncrono da gônada	√	I
4	Alterada proporção de espermatozoides ou espermatócitos	√	II
5	Estágio gonadal	NO	x
6	Inflamação granulomatosa	NO	x

DISCUSSÃO

Tecido hepático após 21 dias de exposição ao cobre e níquel

A análise histopatológica do fígado tem sido utilizada para indicar alterações causadas por estresse ambiental por ser um órgão diretamente relacionado à biotransformação de xenobióticos, à excreção de metais-traço e ao metabolismo de hormônios sexuais (AU, 2004; FERNANDES *et al.*, 2008; PEREIRA, 2014).

As características morfológicas dos grupos controle em padrões dentro da normalidade significam que não houve alterações morfológicas nas estruturas do fígado dos grupos controles de ambos os ensaios que pudessem comprometer o órgão a desempenhar sua função.

As alterações encontradas em ambos os metais, no presente estudo, como parênquima heterogêneo, sendo visto o deslocamento do núcleo, a vacuolização e degeneração citoplasmática e nuclear e a estagnação sanguínea, corroboram os estudos que demonstram alterações histopatológicas por meio de biomarcadores no fígado de peixes de diversas espécies, como: *Liza saliens* (FERNANDES *et al.*, 2008), *Oreochromis niloticus* (GAYÃO, 2009), *Astyanax altiparanae* (PEREIRA, 2014), *Prochilodus lineatus* (CAMARGO & MARTINEZ, 2007; PEREIRA, 2014) e *Danio rerio* (CORRÊA, 2016).

As lesões do fígado podem ser classificadas como não neoplásicas, as quais são indícios iniciais de toxicidade causada por agentes tóxicos, como as alterações encontradas no presente estudo, e neoplásicas, como adenoma hepatocelular, relacionado a tumores cancerígenos (FERNANDES *et al.*, 2008).

A acumulação de lipídeos nos hepatócitos em peixes expostos a metais indica a exposição a componentes tóxicos que ocasionam injúria no fígado. A vacuolização pode aumentar o volume dos hepatócitos e indicar alta concentração de lipídeos e glicogênio, que prejudicam a atividade metabólica do órgão (FERNANDES *et al.*, 2008; GAYÃO, 2009).

Os vacúolos no citoplasma contêm lipídeos e glicogênio. Este último é responsável por agir como uma reserva de glucose para suprir altas demandas energéticas, como no caso de estresse provocado por fatores externos. Ou seja, a vacuolização dos hepatócitos mostra sinal de um processo de degeneração que sugere dano metabólico (CAMARGO & MARTINEZ, 2007).

A necrose, a hiperplasia e a vacuolização são respostas a ambientes severamente contaminados por metais (AU, 2004). Os pontos de necrose podem ser biomarcadores de exposição crônica em peixes (FERNANDES *et al.*, 2008).

No presente estudo não foi possível observar sinais de estagnação da bile ou aumento de melanomacrófagos que poderiam significar importantes lesões relacionadas ao processo degenerativo e necrose, uma vez que a bile não estaria sendo liberada do fígado e os melanomacrófagos não poderiam desempenhar sua função antioxidante (CAMARGO & MARTINEZ, 2007).

Nos estudos de Fernandes *et al.* (2008) foi visto que o parênquima estava heterogêneo provavelmente devido à exposição aos metais cobre e zinco.

Paris-Palacios *et al.* (2000) avaliaram perturbações causadas por cobre no organismo-teste *Danio rerio* submetido a teste crônico em concentrações subletais (40 e 140 µg). Como no presente estudo, foram observadas alterações nos hepatócitos, sendo sem núcleo ou com núcleos picnóticos, sinais de degeneração ao longo do parênquima, além de perturbações bioquímicas estudadas pelo autor. Vale a pena ressaltar que, no estudo de Paris-Palacios *et al.* (2000), os organismos, após serem submetidos ao teste crônico com cobre, foram expostos a água limpa, durante 14 dias (período de depuração), para observar sinais de recuperação, contudo não foi observada reversão às alterações encontradas.

Há menos informações a respeito do efeito tóxico do níquel em peixes em relação ao cobre, entretanto Kienle *et al.* (2008) observaram, em *Danio rerio* (larva e embrião), diminuição da atividade locomotora, retardo no tempo de eclosão e mortalidade, quando expostos a valores de 7,5 a 15 mg/L de níquel.

Topal *et al.* (2017), assim como no presente estudo, observaram alteração nos hepatócitos e sinais de degeneração no fígado de *Oncorhynchus mykiss*, quando expostos a concentrações de 1 a 2 mg/L; e Athikesavan *et al.* (2006) verificaram sinais de necrose e degeneração das veias sanguíneas em *Hypophthalmichthys molitrix* expostos a concentrações de 5 a 7 mg/L.

O fígado não é o único órgão afetado pelos metais. Athikesavan *et al.* (2006) e Topal *et al.* (2017) também observaram alterações nas brânquias de peixes ocasionadas por exposição ao níquel. De maneira similar, Monteiro *et al.* (2009), em *Oreochromis niloticus*, Luzio *et al.* (2013), em *Danio rerio*, e Fonseca *et al.* (2017), em *Luciobartus bocagei*, *Pseudochondrostoma sp.* e *Oncorhynchus mykiss*, notaram alterações nas brânquias causadas por exposição ao cobre.

Driessnack *et al.* (2017) estudaram os efeitos do sinergismo entre cobre e níquel e notaram maior acumulação nos tecidos quando as duas substâncias estiveram presentes concomitantemente. Não somente com o cobre, mas a interação do níquel com o cromo, segundo Palaniappan e Karthikeyan (2009), mostrou maior poder de bioacumulação, o que leva a refletir sobre a escassez de estudos que são realizados considerando o sinergismo de duas substâncias, visto que no ambiente natural ocorrem transformações que podem aumentar a toxicidade dos metais.

Tecido gonadal masculino após 21 dias de exposição ao níquel

As análises histológicas do tratamento com níquel, em comparação ao controle, mostraram aumento na proporção das espermatogônias, levando ao desenvolvimento assíncrono da gônada, ao aumento da degeneração do tecido gonadal e à alterada proporção de espermatídes, sendo uma quantidade menor em relação ao grupo controle. De acordo com o documento da OECD, *Guidance Document for the Diagnosis of Endocrine-Related Histopathology of Fish Gonads* (2009), essas características enquadram o metal estudado como um interferente endócrino.

O aumento da proporção das espermatogônias pode significar que os organismos não estão conseguindo desenvolvê-las em espermatócitos.

As degenerações podem ser aumentadas de acordo com o tempo de exposição e podem ser revertidas em alguns casos. No presente estudo, não foi feito tratamento com água limpa após o tempo de exposição para ver o tempo de recuperação biológica desses indivíduos (GOHER *et al.*, 2014).

Há poucos dados na literatura que relatam os efeitos dos contaminantes como interferentes endócrinos (ALKIMIN, 2016). Kienle *et al.* (2008) estudaram o organismo-teste

O fígado é responsável por funções essenciais no organismo, como digestão e metabolismo de carboidratos (possuem enzimas sensíveis a poluentes). Alguns dos fatores importantes desempenhados pelo órgão são: produção de altas quantidades de amônia proveniente da desaminação dos aminoácidos; armazenamento de lipídeos e glicogênio, que são importantes em situação de estresse; formação da bile, que é responsável pelos sais biliares necessários para a digestão de gorduras, pigmentos biliares responsáveis pela quebra de produtos da hemoglobina, xenobióticos (especialmente metais) removidos do sangue; síntese de proteínas plasmáticas, como fibrinogênios (coagulação sanguínea) e albumina (mantém pressão osmótica do plasma, fonte de aminoácido, transporte de moléculas); síntese do colesterol; estabilizador de membranas celulares, lipoproteínas plasmáticas e mielina no sistema nervoso; secreção pancreática de enzimas digestivas e metabolismo de hormônios (HEATH, 1995). Portanto, alterações morfológicas no tecido hepático podem afetar significativamente seu funcionamento e, conseqüentemente, danificar o metabolismo vital de um organismo.

Danio rerio sob concentração de 7,5 a 15 mg/L de níquel e notaram o retardo no tempo de eclosão dos ovos, além de aumento nas taxas de mortalidade.

Apesar de poucos dados na literatura sobre alterações histopatológicas causadas pelo níquel em gônadas, há evidências de outros metais como interferentes endócrinos. Alkimin (2016) estudou os efeitos dos metais cádmio (0,25 e 1 µg/L) e zinco (120 e 180 µg/L) em *Danio rerio* e observou alterações que podem comprometer a capacidade reprodutiva da espécie em fêmeas. Entretanto, os sinais de degeneração encontrados em machos não foram significativos para comprometer a espécie.

Shalaby e Abd-El Migeed (2012) observaram alterações no epitélio germinativo, bem como diminuição das espermatídes e de espermatozoides em *Oreochromis niloticus* expostos ao cádmio.

As alterações encontradas que definem uma substância como interferente endócrino podem levar a conseqüências na reprodução de um organismo, atrapalhando a perpetuação da espécie e, por isso, esse tipo de contaminante deve ser estudado (MONNERET, 2017). Há poucas informações na literatura sobre o efeito do níquel sobre os organismos aquáticos nessa vertente.

CONSIDERAÇÕES FINAIS E PERSPECTIVAS FUTURAS

- O presente estudo sugere que as concentrações dos metais estudados (níquel — 25 µg/L — e cobre — 9 µg/L) apresentam efeitos tóxicos aos organismos aquáticos, mesmo quando expostos a concentrações subletais;
- O níquel é um metal que pode ser interferente endócrino, por ter provocado aumento da proporção das espermatogônias em machos de *Danio rerio*;
- Há poucos relatos na literatura sobre o potencial endócrino do níquel e cobre para organismos aquáticos. No presente estudo, a gônada masculina apresentou ter bons biomarcadores que indicam interferência endócrina nos organismos;
- Os biomarcadores histológicos mostraram-se ferramentas de identificação relativamente fácil, baixo custo em relação às demais respostas biológicas e há protocolos bem estabelecidos que permitem a sua reprodutibilidade por outros pesquisadores e garantem a relação entre lesões e contaminantes específicos no ambiente aquático;
- As alterações causadas nas gônadas e no fígado de indivíduos podem comprometer sua capacidade de sobrevivência e reprodução, afetando, assim, uma população e ou/comunidade.

REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT). *Ecotoxicologia Aquática* – Toxicidade crônica de curta duração – método de ensaios com peixes. Norma ABNT-NBR 15499. Rio de Janeiro: ABNT, 2015. 23p.
- ACOSTA, D. S.; DANIELLE, N. M.; ALTENHOFEN, S.; LUZARDO, M. D.; COSTA, P. G.; BIANCHINI, A.; BONAN, C. D.; SILVA, R. S.; DAFRE, A. L. Copper levels at low levels impairs memory of adult zebrafish (*Danio rerio*) and affects swimming performance of larvae. *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*, v. 185-186, p. 122-130, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.cbpc.2016.03.008>
- ALKIMIN, G. D. *Toxicidade de cádmio e zinco em Danio rerio: comparação entre valores permitidos em legislação para proteção da vida aquática e a potencial atuação como interferentes endócrinos*. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Sorocaba, 2016.
- ARELLANO, J. M.; STORCH, V.; SARASQUETE, C. Histological changes and copper accumulation in liver and gills of the Senegales Sole. *Solea senegalensis*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 44, n. 1, p. 62-72, 1999. <https://doi.org/10.1006/eesa.1999.1801>
- ATHIKESAVAN, S.; VINCENT, S.; AMBROSE, T.; VEL MURUGAN, B. Nickel induced histopathological changes in the different tissues of freshwater fish. *Hypophthalmichthys molitrix* (Valenciennes). *Journal of Environmental Biology*, v. 27, n. 2, p. 391-395, 2006.
- AU, D. W. T. The application of histo-cytopathological biomarkers in marina pollution monitoring: a review. *Marine Pollution Bulletin*, v. 48, p. 817-834, 2004. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2004.02.032>
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. *Diário Oficial [da República Federativa do Brasil]*, Brasília, 2005.
- CAMARGO, M. M. P.; MARTINEZ, C. B. R. Histopathology of gills, kidney and liver of Neotropical fish caged in an urban stream. *Neotropical Ichthyology*, v. 5, n. 3, p. 327-336, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S1679-62252007000300013>

- CORRÊA, C. E. S. *Aspectos histológicos de gônadas e fígado de Danio rerio como potenciais biomarcadores indicativos de atuação de interferentes endócrinos do pesticida Chlorantraniliprole*. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Sorocaba, 2016.
- CRAIG, P. M.; WOOD, C. M.; McCLELLAND, G. B. Oxidative stress response and gene expression with acute copper exposure in zebrafish (*Danio rerio*). *American Journal of Physiology – Regulatory Integrative Comparative Physiology*, v. 293, n. 5, 2007. <https://doi.org/10.1152/ajpregu.00383.2007>
- DANG, Z. C.; FLIK, G.; DUCOURET, B.; HOGSTRAND, C.; BONGA, S. E. W.; LOCK, R. A. C. Effects of copper on cortisol receptors and metallothionein expression in gills. *Aquatic Toxicology*, v. 51, p. 45-54, 2000. [https://doi.org/10.1016/S0166-445X\(00\)00102-8](https://doi.org/10.1016/S0166-445X(00)00102-8)
- DE BOECK, G.; VAN DER VEN, K.; HATTINK, J.; BLUST, R. Swimming performance and energy metabolism of rainbow trout, common carp and gibel carp respond differently to sublethal copper exposure. *Aquatic Toxicology*, v. 80, p. 92-100, 2006.
- DIETRICH, D. R.; KRIEGER, H.O. *Histological analysis of endocrine disruptive effects in small laboratory fish*. New Jersey: John Wiley & Sons, INC., Hoboken, 2009.
- DOMINGUES, D. F.; BERTOLETTI, E. Seleção, manutenção e cultivo de organismos aquáticos. In: ZAGATTO, P. A.; BERTOLETTI, E. *Toxicologia aquática: princípios e aplicações*. São Carlos: RiMa Editora, 2006. p. 155-184.
- DRIESSNACK, M. K.; JAMWAL, A.; NIYOGI, S. Effects of chronic exposure to waterborne copper and nickel in binary mixture on tissue-specific metal accumulation and reproduction in fathed minnow (*Pimephales promelas*). *Chemosphere*, v. 185, p. 964-974, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.07.100>
- FERNANDES, C.; FONTAÍNHAS-FERNANDES, A.; ROCHA, E.; SALGADO, M. A. Monitoring pollution in Esmoriz-Paramos lagoon, Portugal: Liver histological and biochemical effects in *Liza saliens*. *Environmental Monitoring Assessment*, v. 145, p. 315-322, 2008. <https://doi.org/10.1007/s10661-007-0041-4>
- FONSECA, A. R.; FERNANDES, L. F. S.; FONTAINHAS-FERNANDES, A.; MONTEIRO, S. M.; PACHECO, F. A. L. The impact of freshwater metal concentrations on the severity of histopathological changes in fish gills: A statistical perspective. *Science of the Total Environment*, v. 599-600, p. 217-226, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.04.196>
- GAYÃO, A. L. B. A. *Nutrição e reversão sexual de tilápia do nilo: parâmetros produtivos e estrutura do fígado*. Dissertação (Doutorado em Aquicultura) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Jaboticabal, 2009.
- GOHER, M.; HASSAN, A. M.; ABDEL-MONIEM, I. A.; FAHMY, A. H.; EL-SAYED, S. Evaluation of surface water quality and heavy metal indices of Ismailia Canal, Nile River, Egypt. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*, v. 40, n. 3, p. 225-233, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2014.09.001>
- HANDY, R. D. Chronic effects of copper exposure versus endocrine toxicity: two sides of the same toxicological process? *Comparative Biochemistry and Physiology*, Part A 135, p. 25-38, 2003.
- HAUSER-DAVIS, R. A.; BASTOS, F. F.; TUTON, B.; ROCHA, R. C.; PIERRE, T. S.; ZIOLLI, R. L.; ARRUDA, M. A. Z. Bile and liver metallothionein behavior in copper exposed fish. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, v. 28, p. 70-74, 2014.
- HEATH, A. G. *Water Pollution and Fish Physiology*. 2ª ed. Florida: CRC Press/Lewis Publishers, 1995.
- ISMAIL, N. A. H.; WEE, Y. S.; ARIS, A. Z. Multi-class of endocrine disrupting compounds in aquaculture ecosystems and health impacts in exposed biota. *Chemosphere*, v. 188, p. 375-388, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.08.150>

- KABIR, E. R.; RAHMAN, M. S.; RAHMAN, I. A review on endocrine disruptors and their possible impact on human health. *Environmental Toxicology and Pharmacology*, v. 40, p. 241-258, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.etap.2015.06.009>
- KIENLE, C.; KÖHLER, H. R.; FILSER, J.; GERHARDT, A. Effects of nickel chloride and oxygen depletion on behaviour and vitality of zebrafish (*Danio rerio*, Hamilton, 1822) (Pisces, Cypriniformes) embryos and larvae. *Environmental Pollution*, v. 152, p. 612-620, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.06.069>
- LEITE, C. E.; MABONI, L. O.; CRUZ, F. F.; ROSEMBERG, D. B.; ZIMMERMANN, F. F.; PEREIRA, T. C. B.; BOGO, M. R.; BONAN, C. D.; CAMPOS, M. M.; MORRONE, F. B.; BATTASTINI, A. M. Involvement of purinergic system in inflammation and toxicity induced by copper in zebrafish larvae. *Toxicology and Applied Pharmacology*, v. 272, p. 681-689, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.taap.2013.08.001>
- LUZIO, A.; MONTEIRO, S. M.; FONTAÍNHAS-FERNANDES, A. A.; PINTO-CARNIDE, O.; MATOS, M.; COIMBRA, A. M. Copper induced upregulation of apoptosis related genes in zebrafish (*Danio rerio*) Gill. *Aquatic Toxicology*, v. 128-129, p. 183-189, 2013. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2012.12.018>
- MONTEIRO, S. M.; SANTOS, N. M. S.; CALEJO, M.; FONTAÍNHAS-FERNANDES, A.; SOUSA, M. Copper toxicity in gills of the teleost fish *Oreochromis niloticus*: Effects in apoptosis induction and cell proliferation. *Aquatic Toxicology*, v. 94, p. 219-228, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2009.07.008>
- MONNERET, C. What is an endocrine disruptor? *Comptes Rendus Biologies*, v. 340, p. 403-405, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.crv.2017.07.004>
- ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT (OECD). *Guidance document on the diagnosis of endocrine-related histopathology in fish gonads*. Series on Testing and Assessment: Testing for Endocrine Disruptors No 123. Paris: OECD Publishing, 2009.
- PALANIAPPAN, P. R.; KARTHIKEYAN, S. Bioaccumulation and depuration of chromium in the selected organs and whole body tissues of freshwater fish *Cirrhinus mrigala* individually and binary solutions with nickel. *Journal of Environmental Sciences*, v. 21, p. 229-236, 2009. [https://doi.org/10.1016/S1001-0742\(08\)62256-1](https://doi.org/10.1016/S1001-0742(08)62256-1)
- PARIS-PALACIOS, S.; BIAGIANTI-RISBOURG, S.; VERNET, G. Biochemical and (ultra)structural hepatic perturbations of *Brachydanio rerio* (Teleostei, Cyprinidae) exposed to two sublethal concentrations of copper sulfate. *Aquatic Toxicology*, v. 50, p. 109-124, 2000. [http://dx.doi.org/10.1016/S0166-445X\(99\)00090-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0166-445X(99)00090-9)
- PALERMO, F. F.; RISSO, W. E.; SIMONATO, J. D.; MARTINEZ, C. B. R. Bioaccumulation of nickel and its biochemical and genotoxic effects on juveniles of the neotropical fish *Prochilodus lineatus*. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 116, p. 19-28, 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2015.02.032>
- PEDROZO, M. F. M.; LIMA, I. V. *Ecotoxicologia do cobre e seus compostos*. Salvador: Cadernos de Referência Ambiental, 2001. v. 2. 128p.
- PEREIRA, B. F. *Análise dos efeitos da exposição a ambientes poluídos na morfologia e no envelhecimento precoce, de brânquias e fígado em peixes*. Dissertação (Doutorado em Biologia Celular e Molecular) – Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Rio Claro, 2014.
- PREDA, C.; UNGUREANU, M. C.; VULPOI, C. Endocrine disruptors in the environment and their impact on human health. *Environmental Engineering and Management Journal*, v. 11, n. 9, p. 1697-1706, 2012.
- PYLE, G.; COUTURE, P. Nickel. In: WOOD, C.; FARRELL, A.; BRAUNER, C. *Homeostasis and toxicology of essential metals*. Academic Press. 1ª ed. v. 31, part A, p. 1-497, 2012. RECK, B.; MÜLLER, D. B.; ROSTKOWSKI, K.; GRAEDEL, T. E. Anthropogenic nickel cycle: Insights into use, trade and recycling. *Environmental Science Technology*, v. 42, p. 3394-3400, 2008.

- ROSA, A. H.; FRACETO, L. F.; MOSCHINI-CARLOS, V. *Meio ambiente e sustentabilidade*. Porto Alegre: Bookman, 2011.
- SANCHEZ, D. C. O. *Desreguladores endócrinos na indução da vitelogenina em peixes nativos*. 71 f. Dissertação (Mestrado em Farmacologia) – Setor de Ciências Biológicas, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.
- SARGENTELLI, V.; MAURO, A. E.; MASSABNI, A. C. Aspectos do Metabolismo do Cobre no Homem. *Química Nova*, v. 19, n. 3, p. 290-293, 1995.
- SHALABY, F. M.; ABD-EL MIGEED, H. Impact of environmental contaminants on the testes of *Oreochromis niloticus* with special reference to ultrastructure of spermatozoa in Lake Manzala (Egypt). *Journal of Environmental & Analytical Toxicology*, v. 2, n. 6, 2012. <https://doi.org/10.4172/2161-0495.S1.002>
- TOPAL, A.; ATAMANALP, M.; ORUÇ, E.; EROL, H. S. Physiological and biochemical effects of nickel on rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) tissues: Assessment of nuclear factor kappa B activation, oxidative stress and histopathological changes. *Chemosphere*, v. 166, p. 445-452, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2016.09.106>
- UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). *Endocrine Disruptors*. Official Website of the Government of United States, 2017. Disponível em: <https://www.epa.gov/endocrine-disruption>. Acesso em: 27 jul. 2018.
- WORLD HEALTH ORGANISATION (WHO). *Guidelines for Drinking-water quality*. 4ª ed. Genebra: WHO, 2011.
- ZHENG, G.; LIU, C.; SUN, J.; FENG, Z.; CHENG, C. Nickel-induced oxidative stress and apoptosis in *Carassius auratus* liver by JNK pathway. *Aquatic Toxicology*, v. 147, p. 105-111, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.aquatox.2013.12.015>



ANÁLISE MULTICRITERIAL DA ESTABILIDADE ECOLÓGICA EM TRÊS MODELOS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL

MULTICRITERIAL ANALYSIS OF ECOLOGICAL STABILITY IN THREE FOREST RESTORATION MODELS

Gustavo Galetti 

Mestre em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis, Universidade Federal de São Carlos (UFSCar) – Sorocaba (SP), Brasil.

José Mauro Santana da Silva 

Professor adjunto do Centro de Ciências e Tecnologias para Sustentabilidade (CCTS) do Departamento de Ciências Ambientais (DCA) da UFSCar – Sorocaba (SP), Brasil.

Fatima Conceição

Márquez Piña-Rodrigues 

Professora titular do CCTS do DCA da UFSCar – Sorocaba (SP), Brasil.

Ivonir Piotrowski 

Doutorando em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis, UFSCar – Sorocaba (SP), Brasil.

Endereço para correspondência:

Gustavo Galetti – Rua Coronel Manoel Leme, 2.037 – Novo Jardim Belém – CEP 13690-000 – Descalvado (SP), Brasil – E-mail: gustavo_galetti@hotmail.com

Recebido em: 17/10/2017

Aceito em: 04/05/2018

RESUMO

Tendo em vista a crescente necessidade de novos modelos para restauração florestal, o presente estudo teve o objetivo de avaliar se alta diversidade de espécies vegetais, funções e densidade em restauração florestal resultaram na recuperação da estabilidade do sistema, e quais as condições ou processos que afetaram o restabelecimento da funcionalidade ecológica nos sistemas avaliados. Para isso, um protocolo de indicadores de restauração foi aplicado em uma área de referência e em três áreas de restauração, em floresta estacional semidecidual, uma delas no modelo denso-diverso-funcional (3 mudas por m²), com 53 meses de idade; e duas no modelo de preenchimento e diversidade (espaçamento 3 × 2 m), com 35 e 60 meses de idade. Os resultados indicam que o modelo denso-diverso-funcional é eficiente na restauração da funcionalidade ecológica já aos 53 meses e difere do sistema preenchimento e diversidade em relação às condições necessárias para promover a proteção do solo e o aporte de serapilheira.

Palavras-chave: processos ecológicos; indicadores ambientais; recuperação de áreas degradadas.

ABSTRACT

Considering the growing need for new models for forest restoration, the present study had the objective of evaluating the high diversity of plant species, functions and density in forest restoration, resulting in the recovery of the system's stability, and the conditions or processes that affected the restoration of ecological functionality in the systems evaluated. For this, a restoration indicator protocol was applied in a reference area and in three restoration areas, in a semideciduous seasonal forest, a dense-diverse-functional model (3 seedlings per m²), with 53 months of age and two in the model of fill and diversity (spacing 3 × 2 m), with 35 and 60 months of age, respectively. The results indicate that the dense-diverse-functional model is efficient in the restoration of the ecological functionality at 53 months and differs from the system fill and diversity in relation to the conditions needed to promote soil protection and litter loading.

Keywords: ecological processes; environmental indicators; recovery of degraded areas.

INTRODUÇÃO

Devido à pressão antrópica, decorrente principalmente da expansão urbana e de atividades agropecuárias, grande parte das regiões tropicais apresenta sua cobertura florestal nativa altamente fragmentada e/ou res-trita a pequenas porções de terra, resultando em crescente perda de biodiversidade (DEAN, 1996). No Brasil, estima-se o déficit de 43 milhões de hectares de áreas de preservação permanente e 42 milhões de hectares de reserva legal, sendo um desafio a restauração ambiental dessas áreas (SOARES-FILHO *et al.*, 2014).

O processo de restauração de áreas degradadas pode ser entendido como a reconstrução dos processos ecológicos, garantindo a perpetuação e a evolução da comunidade no espaço e no tempo, contando com recursos bióticos suficientes para continuar seu desenvolvimento sem mais assistência ou subsídio. Um ecossistema restaurado vai se sustentar sozinho estrutural e funcionalmente, mostrando estabilidade às faixas normais de variação de estresse e perturbação ambiental, além de interagir com ecossistemas contíguos por meio de fluxos bióticos e abióticos (SER; POLICY WORKING GROUP, 2004; WRIGHT *et al.*, 2009; ENGEL, 2011; SUGANUMA; DURIGAN, 2015). Nessa perspectiva, a estabilidade é um processo adimensional que reflete a capacidade de o sistema manter sua trajetória apesar do estresse ambiental, atingido parcialmente com base na capacidade do ecossistema para resistência e resiliência (DÍAZ; CABIDO, 2001; ENGEL; PARROTA, 2003; SER; POLICY WORKING GROUP, 2004; BASTIAN, 2013).

Resistência é o termo que descreve a habilidade do ecossistema manter seus atributos estruturais e funcionais quando sob condições de estresse e perturbações, ou seja, é a capacidade de o sistema suportar variações quando submetido a distúrbios ambientais. Já a resiliência é a capacidade de recuperar os atributos estruturais e funcionais que sofreram danos por estresse ou perturbação (DÍAZ; CABIDO, 2001; SER; POLICY WORKING GROUP, 2004; OLIVER *et al.*, 2016); medida em função do tempo que o sistema demora para retornar à situação de equilíbrio dinâmico (ENGEL & PARROTTA, 2003; SCHEFFER, 2015).

A disseminação de modelos pré-estabelecidos de restauração em detrimento de ajustes a cada condição tem sido apontada como uma das causas do insucesso nos plantios de restauração (DURIGAN *et al.*, 2010).

Confirmando isso, levantamentos realizados em São Paulo mostraram que menos de 25% das áreas restauradas nos últimos 10 a 20 anos, para atender medidas legais, estavam parcialmente estabelecidas; e as demais não tiveram sucesso (RODRIGUES, 2013; FERNANDES; FREITAS; PIÑA-RODRIGUES, 2017). Esse debate se torna relevante pelas mudanças dos paradigmas na restauração, que levam a enfatizar não o produto da sucessão, mas sim os processos internos como as interações bióticas e abióticas e as externas — interações com a paisagem —, que levam ao restabelecimento da trajetória sucessional (SUDING; GROSS, 2006).

Por outro lado, discute-se a restauração e sua relação direta com a retomada de processos ecológicos diretamente relacionados ao aumento da riqueza e diversidade de espécies, fato que norteou vários mecanismos legais como a Resolução da Secretaria de Meio Ambiente (SMA) nº 08/2008 (SÃO PAULO, 2008) em São Paulo. Contudo, a riqueza de espécies na restauração não necessariamente proporciona ocorrência de interações geradoras de processos ecológicos, uma vez que espécies distintas podem exercer funções similares, reduzindo a diversidade funcional presente no ecossistema (PETCHEY *et al.*, 2004; FORRESTER; BAUHUS, 2016). A diversidade funcional considera que diferenças ecológicas, fisiológicas e morfológicas entre as espécies resultam em diferenças de funções das mesmas dentro de um ecossistema (PETCHEY; GASTON, 2006). Assim, os processos em ecossistemas funcionalmente diversos ocorrerão em detrimento dos funcionalmente redundantes, por conta da diversidade de características funcionais (NAEEM, 1998; CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009; TRINDADE FILHO; LOYOLA, 2010). A relação da diversidade funcional com a riqueza de espécies é complexa e depende do contexto no qual as espécies se encontram (CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTCHNICK, 2011). No entanto, a diversidade funcional afeta a comunidade e exerce importante papel na restauração ecológica (NAEEM, 2002; CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTCHNICK, 2011).

Como a diversidade funcional é geradora de processos ecológicos, torna-se de extrema importância o ajuste das metodologias para restauração florestal envolvendo o conhecimento do local, a seleção correta da metodologia de plantio, a biologia e a forma de utilização das espécies para o sucesso do plantio heterogêneo (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN,

2009; BRANCALION *et al.*, 2010). Para isso, devem ser consideradas não apenas as espécies a serem plantadas, mas principalmente suas funções no sistema (CADOTTE; CARSCADDEN; MIROTCHNICK, 2011).

Evidências empíricas têm demonstrado que a resposta ecossistêmica ao aumento na riqueza de espécies é variável, podendo ter diferentes magnitudes, dependendo do grau de dominância das espécies perdidas ou adquiridas, da força de suas interações com outras espécies, da ordem em que as espécies são perdidas, dos traços funcionais das espécies, da complementariedade de caracteres funcionais das espécies e das interações bióticas e abióticas que regulam a magnitude e a expressão desses nas funções ecossistêmicas (DÍAZ & CABIDO, 2001; NAEEM, 2002; HOOPER *et al.*, 2005). De fato, mais de 50 padrões de potenciais de respostas ecossistêmicas já foram descritos (LOREAU, 1998; NAEEM, 2002), sendo as relações mais comuns a relação linear positiva, a assintótica e a ausência de relação óbvia (ENGEL, 2011).

Métodos de restauração comumente adotados, como plantio em área total, enriquecimento, adensamento ou nucleação, consideram o emprego da diversidade a partir do uso de grupos funcionais de plantio, dividindo-os em “espécies de preenchimento” (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009) ou “espécies de

recobrimento”, que recobrem rapidamente o solo (geralmente espécies pioneiras ou secundárias iniciais), e “espécies de diversidade”, que crescem ou recobrem o solo mais lentamente, mas aumentam a diversidade por pertencerem a diversos grupos sucessionais (GANDOLFI; BELOTTO; RODRIGUES., 2009). Outros modelos de plantios de restauração vêm sendo utilizados no Brasil e em vários países, tendo como premissa a associação de alta diversidade com as funções ecológicas e a riqueza de espécies (MIYAWAKI, 1998; MIYAWAKI & ABE, 2004; LELES *et al.*, 2011). Dentre eles, destacam-se os métodos Myawaki (SCHIRONE; SALIS; VESSELLA, 2011) e o denso-diverso-funcional (DDF), que associam alta riqueza de espécies e de funcionalidade ecológica à alta densidade de plantas, promovendo rápida cobertura das áreas visando acelerar o reestabelecimento de processos como a sucessão e a ciclagem de nutrientes, entre outros (PIÑA-RODRIGUES; REIS; MARQUES, 1997).

Diante da complexa relação entre a riqueza de espécies e o funcionamento de ecossistemas, surge a necessidade de avaliar como a riqueza e a diversidade de espécies podem ser manipuladas e como o funcionamento do ecossistema deve ser medido como uma variável resposta a essas manipulações, fornecendo subsídios e referenciais teóricos para que as discussões sobre o tema continuem evoluindo (NAEEM, 2002; CARDINALE *et al.*, 2009; LAUGHLIN, 2014; TILMAN; ISBELL; COWLES, 2014).

OBJETIVOS

Considerando o exposto, o presente trabalho pretende responder às seguintes questões:

- Sistemas de restauração densos e biodiversos foram eficientes na restauração da estabilidade, resiliência, confiabilidade e processos ecológicos em relação a outros modelos?;
- Quais as condições ou processos que afetaram o estabelecimento da funcionalidade ecológica nos modelos de restauração avaliados?

MATERIAL E MÉTODOS

Áreas de estudo

Em zonas de floresta estacional semidecidual, na Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba e Médio Tietê, estado de São Paulo, foram avaliadas quatro áreas com diferentes modelos e idades de restauração. A região apresenta clima tropical de altitude com verão moderadamente quente, temperatura média anual de 22°C, com períodos secos nos meses de junho a agosto, precipitação inferior a 100 mm mensais e temperatura mínima de 15°C e máxi-

ma de 27°C (INMET, 2015). O relevo da região encontra-se em área de transição entre o planalto atlântico e a depressão periférica paulista, as altimetrias predominantes estão entre 600 e 650 m, enquanto as declividades variam entre 5 e 10% (ROSS; MOROZ, 1997). A unidade pedológica presente é de Latossolos Vermelhos, constituído por Latossolos Roxos e Latossolos Vermelho-Escuros distróficos, segundo o Mapa Geomorfológico de Rossi (2017).

Como área de referência (AR) foi selecionado um fragmento de 4 ha situado a (23°34'57" S; 23°35'25" S e 47°31'50" W; 47°31'00" W), na mesma região das restaurações. A área encontra-se em estágio intermediário de sucessão, apresenta regeneração com elevada riqueza de espécies transitórias, formada em sua maioria por espécies não pioneiras e zoocóricas, com dominância de *Aspidosperma olivaceum*, *Cordia trichotoma*, *Ocotea elegans*, *Guarea guidonia*, *Psychotria carthagenensis*, *Esenbeckia leiocarpa* e *Casearia obliqua* (KORTZ *et al.*, 2014).

Como áreas de restauração foram analisados:

- Um plantio de 4 ha implantado em 2011, no modelo DDF, com idade de 53 meses, onde foram plantadas 81.594 mudas com 3 indivíduos/m², de 142 espécies, sendo 47% pioneiras e 53% não pioneiras, selecionadas de acordo com Miyawaki (1999), considerando as suas funções ecológicas no sistema (atração da fauna, aporte de biomassa, interação com microrganismos do solo, cobertura do solo);
- Duas áreas plantadas de diferentes idades (35 e 60 meses) em espaçamento 3 × 2 m no modelo preenchimento e diversidade (P&D) de acordo com Rodrigues, Brancalion e Isernhagen (2009), com proporção aproximada de 60% de pioneiras e 40% de não pioneiras, de acordo com a Resolução SMA nº 08/2008 (SÃO PAULO, 2008). Na área de 35 meses (P&D-35), foram plantados 20 ha com 97 espécies distribuídas em 33 mil mudas. Na área de 60 meses de idade (P&D-60) foram plantados 37,25 ha com 80 espécies divididas em 62 mil mudas.

As coletas em campo foram realizadas entre os meses de janeiro e maio de 2016, em 56 parcelas de 10 × 10 m, sen-

do 6 parcelas em AR, 15 no DDF, 15 no P&D-60 e 20 no P&D-35. Para os descritores de diversidade e parâmetros funcionais da comunidade, todos os indivíduos arbóreos foram identificados, e mensuradas sua altura total (cm) e circunferência à altura do colo (CAC) (mm). Cada espécie foi classificada por grupo sucessional (pioneira e não pioneira), empregando-se os mesmos critérios da Resolução SMA nº 08 (SÃO PAULO, 2008). Os indivíduos arbóreos observados foram avaliados quanto à presença de epífitas, cipós e lianas. No descritor de controle e manejo foram estimados a cobertura do solo por copa, calculada segundo as indicações da Resolução SMA nº 32/2014 (SÃO PAULO, 2014); incidência de luz (%); cobertura do solo (%) com gramíneas invasoras; e avaliação de impactos causados pela presença humana, tanto positiva (manejo, capina, ausência de incêndios) quanto negativa (trilhas, caminhos e incêndios), realizada por meio de inspeção visual das parcelas de 100 m² e com base em informações obtidas com os responsáveis pela manutenção. No descritor de proteção do solo e aporte de serapilheira foram estimados: cobertura do solo (%) com herbáceas e serapilheira e altura da serapilheira (cm). Os indicadores de cobertura do solo com serapilheira, herbáceas e gramíneas foram obtidos com o uso de um quadro de 0,50 × 0,50 m, subdividido em 4 quadrículas de 0,25 × 0,25 m, lançado em 3 pontos de cada parcela. Cada quadrícula preenchida em mais da metade de sua área representou 25% de cobertura. Posteriormente, foram calculadas as médias de porcentagem de cobertura de cada indicador. Nesses mesmos pontos foi determinada a incidência de luz com um luxímetro (Klux) posicionado a 1 m do solo na direção norte; e também foi medida a incidência de luz a céu aberto a 1 m do solo a cada 30 min durante as coletas, para posterior cálculo da porcentagem de incidência de luz dentro das parcelas.

Avaliação da funcionalidade ecológica

O método "*Marco para la Evaluación de Sistemas de Manejo de Recursos Naturales Incorporando Indicadores de Sustentabilidad*" (MESMIS) auxilia na escolha de indicadores, pois considera o comportamento das características mais latentes do sistema avaliado e como essas podem levá-lo a atingir estabilidade e resiliência (MASERA; ASTIER; LÓPEZ-RIDAURA, 1999). O método propicia a criação de protocolos de seleção e aplicação de indicadores, que consideram atributos, descritores e a integridade ecológica do ecossistema, com isso, permitindo a caracterização dos sistemas em diferentes dimensões ecológicas. Os da-

dos obtidos por meio desses indicadores auxiliam a detectar pontos críticos no funcionamento dos ecossistemas, a estabelecer correlações e a levantar hipóteses, podendo também ser usados nas interpretações dos fenômenos naturais e previsões comportamentais de sustentabilidade de florestas para refletir a trajetória e a perpetuação dos ecossistemas (PIÑA-RODRIGUES *et al.*, 2015).

Uma vez que as interações na restauração ocorrem em diferentes níveis, a seleção multicriterial dos indicadores empregando o método MESMIS torna possível integrar e utilizar as variações temporais e

espaciais combinadas aos processos ecológicos que se deseja analisar (MENDOZA; PRABHU, 2003). Em função disso, o protocolo de indicadores empregado baseou-se no método MESMIS (MASERA; ASTIER; LÓPEZ-RIDAURA, 1999) e foi adaptado por Piña-Rodrigues *et al.* (2015) (Tabela 1). Para os atributos de

estabilidade, resiliência e confiabilidade foram definidos descritores e cenários referenciais avaliados por meio de indicadores e seus parâmetros. Para cada indicador foram propostos cenários e referenciais, positivos e negativos, baseados em revisão bibliográfica (Tabela 1). A seguir foram atribuídas notas variando

Tabela 1 – Protocolo de avaliação da funcionalidade ecológica de áreas de restauração empregado com base nos atributos de estabilidade, resiliência e confiabilidade do sistema baseado no método MESMIS.

Atributo	Descritores	Indicadores	Cenários e referenciais	Parâmetros
Estabilidade e resiliência	Diversidade da comunidade	Diversidade de espécies arbóreas (H')	Índice de Shannon próximo ao esperado para fragmentos referência estudados da região com $H' = 3,676$.	$H' > 3,0 = 3$ $1,0 < H' < 2,9 = 2$ $H' < 0,9 = 1$
		Riqueza de espécies nativas (S)	Indesejável: inferior ao previsto na Resolução SMA nº 08/08. Regular: baixa diversidade prejudica o estabelecimento da comunidade futura. Desejável: de acordo com a Resolução SMA nº 08/08.	Nº espécies $> 30 = 3$ $10 > \text{Nº espécies} < 30 = 2$ Nº espécies $< 10 = 1$
		Densidade de indivíduos arbóreos ($\text{n}^\circ \cdot \text{ha}^{-1}$) (d)	Indesejável: alta mortalidade, considerando a densidade de plantas recomendada pela Resolução SMA nº 08/08. Regular: valores médios de densidade baseados na Resolução SMA nº 08/08. Desejável: valores aproximados aos recomendados pela Resolução SMA nº 08/08.	$> 1.200 = 3$ $> 800 \text{ e } < 1.200 = 2$ $> 400 \text{ e } < 800 = 1$ $< 400 = 0$
		Equitabilidade (J')	Índice de Pielou (J') similar ao de áreas de floresta secundária da região. Valor da área de referência ($J' = 0,904$).	$J' \geq 1 - \text{alta} = 3$ $0,5 < J' < 0,9 - \text{média} = 2$ $J' < 0,5 - \text{baixa} = 1$
		Nº de indivíduos/grupo sucessional (IND/Ge)	Indesejável: não atende à Resolução SMA nº 08/08. Desejável: atende à Resolução SMA nº 08/08.	$> 40\% \text{ e } < 60\% \text{ de espécies/grupo} = 3$ IND $< 40\% \text{ e } \text{IND} > 60\% \text{ de espécies/grupo} = 1$
Estabilidade e resiliência	Diversidade funcional	Nº de espécies por grupos sucessionais das espécies arbóreas D(GE)	Maior número de espécies não pioneiras presentes no sistema.	$P < \text{NP} = 3$ $P \pm \text{NP} = 2$ $P > \text{NP} = 1$
		Altura média dos indivíduos arbóreos (m) – incremento médio anual (IMA)	Indesejável: reflete o crescimento lento dos indivíduos ou replantios constantes (IMA $< 0,5$ m). Regular: valores considerados médios de crescimentos para plantios (IMA de $0,5$ a $1,0$ m) Desejável: valores considerados compatíveis com plantios de restauração (IMA $> 1,5$ m). Referencial: MELO e DURIGAN (2007).	IMA $> 2,0 = 3$ $1 < \text{IMA} < 2,0 = 2$ $0,5 < \text{IMA} < 1,0 = 1$ IMA $< 0,5 = 0$
		Área basal média – AB (m^2)	Similar à AR	AB $> \text{AR} = 3$ AB $\approx \text{AR} = 2$ AB $< \text{AR} = 1$

Continua...

Tabela 1 – Continuação

Atributo	Descritores	Indicadores	Cenários e referenciais	Parâmetros
Estabilidade e resiliência	Diversidade funcional	Diversidade de funções ecológicas – F (eco)	Como principais funções da floresta foram consideradas: (a) presença de espécies adubadoras ou fertilizadoras (com interação com microrganismos para fixação de nitrogênio); (b) aporte de biomassa (espécies caducifólias); (c) atração de fauna (espécies zoocóricas); (d) cobertura do solo (copas largas e densas).	F (eco) > 4 = 3 1 > F (eco) < 4 = 2 1 F (eco) = 1 Nenhuma função = 0
		Epífitas (EPI)	Indesejável: ausente. Desejável: presente, predomínio de posição nos terços superiores (TS) e médios (TM) dos indivíduos arbóreos. Referencial: Resolução nº 04/1994 (BRASIL, 1994).	Abundantes = 3 Regular/presentes = 2 Poucas = 1 Ausente = 0
		Cipós e lianas (CIP)	Indesejável: dominando a copa das árvores, em especial os terços superiores e médios.	Ausente = 3 Poucas = 2 Regulares, presentes = 1 Abundantes = 0
Confiabilidade	Controle e manejo	Cobertura de copa – CC (m) (%)	3 anos > 15%. 5 anos > 30%. Referencial: Resolução SMA nº 32/14 (SÃO PAULO, 2014).	CC > 80 = 3 30% < CC < 80 = 2 15% < CC < 30 = 1 CC < 15% = 0
		Fechamento de dossel – L (%)	Indesejável: áreas abertas, sem cobertura de copa, com luminosidade superior a 50%. Desejável: áreas fechadas com menor incidência de luz (< 50%).	0 < L < 25% = 3 25% < L < 50% = 2 50% < L < 75% = 1 75% < L < 100% = 0
		Cobertura do solo com gramíneas invasoras – GRAM (%)	Indesejável: Resolução SMA nº 08/08 prevê controle inicial de competidoras. Desejável: baixa densidade de invasoras é favorável ao desenvolvimento das nativas.	Ausente a 10% = 3 > 10 a 25% = 2 25 a 50% = 1 > 50% de cobertura = 0
		Presença humana positiva – Phum (+) (impactos positivos)	Visitas periódicas e manejo da área.	Manejo recente = 3 Manejo antigo = 2 Não manejado = 1
		Presença humana negativa – Phum (-) (impactos negativos)	Presença de vestígios de incêndios na área, trilhas, caminhos e lixo.	Não visitado = 3 Pouco visitado = 2 Muito visitado = 1
	Proteção do solo e aporte de serapilheira	Cobertura do solo com regenerantes (herbáceas) – %herb	Indesejável: ausência de regenerantes. Regular: presença de alguns regenerantes na área. Desejável: presença de regenerantes.	75 a 100% = 3 50 a 75% = 2 25 a 50% = 1 1 a 25% = 0
		% serapilheira cobrindo o solo – %ser	% de serapilheira próxima à encontrada na área de referência (75 a 100%).	75 a 100% = 3 50 a 75% = 2 25 a 50% = 1 1 a 25% = 0
		Altura da serapilheira (cm) – H-Ser	Serapilheira cobrindo o solo com valores similares à área de floresta secundária na região (AR).	Maior AR = 3 Similar à AR = 2 Menor do que AR = 1

Fonte: MEMSIS (MASERA; ASTIER; LÓPEZ-RIDAURA, 1999); descritores, indicadores, cenários e referenciais e parâmetros adaptados por Piña-Rodrigues *et al.* (2015).

de 0 a 1 (grau crítico — ruim, inexistente ou distinto do cenário positivo), 2 (grau aceitável) e 3 (grau desejado de sustentabilidade, similar ao cenário positivo). A partir das notas obtidas, foram elaborados gráficos de radar, contemplando os indicadores de estabilidade, resiliência e confiabilidade. Na sua interpretação, cada raio do gráfico representa um dos indicadores,

3.3 Análise da estrutura e diversidade vegetal

A área basal média e a densidade de indivíduos foram estimadas por hectare. Para o cálculo da área basal da parcela, soma-se a área basal dos troncos das árvores amostradas. A área basal de uma árvore foi calculada pela Equação 1.

$$AB = \pi r^2 \quad (1)$$

Em que:

AB = área basal (m²);

π = razão entre perímetro e diâmetro de uma circunferência ($\cong 3,1416$);

r = raio da circunferência a altura do colo do indivíduo arbóreo.

Após o cálculo da área basal de cada parcela, foi calculada a média entre parcelas para se obter a área basal média. Posteriormente foi estimada a área basal média por ha através da Equação 2.

Análise de dados

Os dados foram avaliados quanto à normalidade por meio do teste de Shapiro-Wilk, e a análise de variância (ANOVA) foi realizada. Com base nos resultados do teste de normalidade e da análise de variância, as áreas foram comparadas entre si pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). Todas as análises foram realizadas com o programa Past 3.13 (HAMMER; HARPER; RYAN, 2001). Para o conjunto de indicadores de diversidade da co-

sendo seu comprimento proporcional à nota do indicador (0 a 3). Uma linha é desenhada ligando os valores de cada raio, permitindo melhor visualização e análise dos indicadores e das condições de cada área de estudo. Esse procedimento permitiu que os dados analisados pudessem ser comparados dentro da mesma unidade de avaliação.

$$ABha = \frac{ABp \cdot 1000}{AP} \quad (2)$$

Em que:

AB = área basal média por hectare (m²);

ABp = área basal média das parcelas (m²);

AP = área da parcela (m²).

A densidade de indivíduos das parcelas foi calculada pela divisão do número de indivíduos de cada parcela pela área da parcela (m²). O incremento médio anual (IMA) foi calculado para cada modelo, dividindo-se a altura média dos indivíduos arbóreos amostrados em cada área pela idade, em anos. A diversidade de espécies foi estimada pelo índice de Shannon-Wiever (H'), a equitabilidade por Pielou (J') e a riqueza (S) segundo Magurran (2004).

munidade e funcional, controle e manejo, proteção do solo e aporte de serapilheira foi calculado o índice de consolidação da funcionalidade ecológica (ICFE), obtido pela Equação 3.

$$ICFE = \frac{\sum \text{notas dos indicadores } n^{\circ} \text{ de indicadores}}{(n^{\circ} \text{ de indicadores}) \cdot (n^{\circ} \text{ de parâmetros por indicador})} \quad (3)$$

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Com a análise de variância (ANOVA) ficou evidenciada a diferença significativa de diversidade entre as áreas ($F = 8,909$; $w^2 = 0,5826$; $p = 0,001806$), o teste de Tukey apontou que DDF e P&D-35 não diferiram entre

si, mas sim das demais áreas. Essa diferença de diversidade entre as áreas está relacionada à riqueza de espécies encontrada nos modelos DDF e P&D-35, que foi mais que o dobro da observada nas demais áreas

(Tabela 2). Deve-se destacar que o índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') considera, além da riqueza de espécies (S), a uniformidade de distribuição dos indivíduos entre as espécies. Assim, embora AR

e P&D-60 tenham riqueza de espécies menor do que DDF e P&D-35, essas apresentaram distribuição equilibrada de indivíduos entre as espécies. Isso foi confirmado pelo índice de Pielou (J') (Tabela 2), o qual não

Tabela 2 – Valores obtidos para os indicadores dos atributos de estabilidade, resiliência e confiabilidade das áreas de restauração estudadas.

Atributos	Indicadores	AR	DDF	P&D-35	P&D-60
Estabilidade e resiliência	Diversidade de espécies				
	H' (bits.indv ¹)	2,66	3,62	3,89	3,11
	S (nº)	19	87	75	32
	d (nº)	1155	18229	2156	2000
	J	0,904	0,810	0,901	0,897
	Ind/GE (%) – NP	51,0	51,0	47,8	38,3
	Ind/GE (%) – P	49,0	49,0	51,6	61,7
	Diversidade funcional				
	D(GE) (nº P)	9	34	30	13
	D(GE) (nº NP)	10	53	45	19
	IMA (m/ano)	–	0,789	0,841	0,561
	AB (m ²) ha	20,93	32,06	9,50	2,55
	F(eco)	3	4	3	2
	EPI	2	–	–	–
	CIPL	1	3	3	3
Confiabilidade	Controle e manejo				
	CC (%)	80,71	82,73	26,25	20,44
	L (%)	6,3	0,4	64,3	69,2
	GRAM (%)	19,4	10,6	67,5	83,9
	Phum (+)	1	2	2	1
	Phum (-)	1	1	1	2
	Proteção do solo e aporte de serrapilheira				
	%herb	4,2	0,9	12,6	–
	%ser	91,7	97,7	12,9	8,9
	H-ser	1,3	1,2	0,2	0,1

AR: área de referência de fragmento florestal; DDF: área de restauração no modelo denso-diverso-funcional; P&D-35: área de restauração no modelo preenchimento e diversidade, com idade de 35 meses; P&D-60: área de restauração no modelo preenchimento e diversidade, com idade de 60 meses. H' : índice de diversidade de Shannon; S : riqueza de espécies; d : densidade de indivíduos; Ind/GE: porcentagem de indivíduos/grupo ecológico; J : índice de equitabilidade de Pielou; D(Ge): diversidade de grupos ecológicos; IMA: incremento médio anual; AB: área basal; F(eco): diversidade de funções ecológicas; Epi: epífitas; CIPL: cipós e lianas; CC: cobertura do solo com copa; L: incidência de luz; GRAM(%): presença gramíneas invasoras; Phum (-): presença humana negativa; Phum (+): presença humana positiva; %herb: porcentagem de herbáceas; %ser: porcentagem de serrapilheira; H-ser: altura da serrapilheira.

apresentou diferença significativa entre as restaurações P&D-35, P&D-60 e AR. Já a área em restauração DDF apresentou diferença significativa ($F = 8,674$; $w^2 = 0,5752$; $p = 0,002022$) em comparação com as outras áreas plantadas em estudo ($p = 0,02147$; $p = 0,004744$; $p = 0,004041$ para AR, P&D-35 e P&D-60, respectivamente), evidenciando que, apesar da grande riqueza de espécies, DDF foi a área que apresentou distribuição menos equitativa de indivíduos por espécie. Porém, todos os valores encontrados neste estudo foram próximos à média dos observados em estudos fitossociológicos no estado de São Paulo ($J' = 0,8425$) (TANUS *et al.*, 2012; COLMANETTI & BARBOSA, 2013).

Apesar da distribuição uniforme de indivíduos entre espécies, a densidade de indivíduos foi similar entre as áreas ($F = 54,81$; $w^2 = 0,9047$; $p = 1,232 \times 10^{-7}$), excetuando-se o DDF devido à sua metodologia de implantação com alta densidade de plantas ($p = 0,0002012$; $p = 0,0002012$ para AR, P&D-35 e P&D-60, respectivamente).

Os resultados obtidos mostraram que as análises isoladas, tanto da riqueza quanto da diversidade de espécies, podem mascarar as diferenças na qualidade das áreas restauradas. Baseado nisso, uma das estratégias adotadas em projetos de restauração tem sido a distribuição uniforme de poucos indivíduos em muitas espécies, o que tende a influenciar o índice de Shannon e favorecer a sua aprovação junto aos órgãos de fiscalização que utilizam esses índices como referenciais (FERNANDES; FREITAS; PIÑA-RODRIGUES, 2017).

Em termos de diversidade da comunidade e funcional, observa-se que já aos 53 meses o modelo DDF foi superior à AR para a maioria dos indicadores (Figura 1), excetuando-se apenas a presença de epífitas e o incremento médio anual, que podem estar relacionados com a idade avançada do fragmento, o mesmo não ocorrendo com as demais restaurações. Ainda em relação à diversidade funcional, a maior densidade de plantas em DDF pode ter gerado os altos valores de área basal encontrados, superiores a outras duas áreas de restauração, com 7 anos de plantio ($4,13 \text{ m}^2/\text{ha}$ e $4,27 \text{ m}^2/\text{ha}$) em um fragmento florestal ($27,13 \text{ m}^2/\text{ha}$) na floresta estacional em Minas Gerais (MARCUSO *et al.*, 2014) e a plantios de restauração também de 7 anos e em áreas de floresta estacional, situados

no Vale do Paranapanema, com $17,26 \text{ m}^2/\text{ha}$ (MELO; DURIGAN, 2007).

Assim como a área basal reflete a ocupação do espaço horizontal pela vegetação, o mesmo ocorre com a cobertura de copa, que apontou diferença significativa entre as áreas ($F = 34,76$; $w^2 = 0,8491$; $p = 9,677 \times 10^{-7}$), e AR e DDF não apresentaram diferenças significativas entre si, porém ambas diferiram significativamente das restaurações P&D-35 ($p = 0,0002066$ e $p = 0,0002594$) e P&D-60 ($p = 0,0002024$ e $p = 0,0002347$), respectivamente. Áreas em que o solo é coberto pela sombra das copas têm o estabelecimento de gramíneas invasoras dificultado (MELO; REIS; RESENDE, 2010; MARTINS, 2011), como ficou evidenciado na presença de gramíneas invasoras entre as áreas ($F = 16,49$; $w^2 = 0,7208$; $p = 7,168 \times 10^{-5}$), em que AR e DDF tiveram menor incidência de gramíneas invasoras do que P&D-35 e P&D-60. Considerando que a cobertura de copa apresenta alta correlação com a área basal e a idade da restauração (MELO; DURIGAN 2007), a maior área basal observada em DDF pode ter contribuído para se obter menor incidência de luz e redução na presença de gramíneas invasoras já aos 53 meses, contudo, o mesmo ainda não foi constatado para a restauração aos 60 meses (P&D-60).

Os indicadores de porcentagem de serapilheira ($F = 57,54$; $w^2 = 0,9041$; $p = 4,062 \times 10^{-8}$) e altura de serapilheira ($F = 27,47$; $w^2 = 0,8152$; $p = 3,994 \times 10^{-6}$) também apontaram diferença significativa entre as áreas (Tabela 2). AR e DDF diferiram dos modelos de P&D, porém não houve diferença entre eles. Isso evidencia que DDF teve produção de serapilheira similar ao fragmento em estágio mais avançado de regeneração. A presença de serapilheira em ecossistemas florestais pode ser considerada o principal estoque de matéria orgânica e minerais nessas áreas, desempenhando importantes funções no equilíbrio e dinâmica desses ambientes, (SALGADO *et al.*, 2015; BRASIL *et al.*, 2017), fornecendo condições favoráveis ao solo como proteção e retenção de umidade, gerando condições ao desenvolvimento de organismos que contribuem no processo de decomposição (SCORIZA; CORREIA; SILVA, 2017). A partir dos processos de decomposição da serapilheira é que se dão a devolução e a transferência de matéria orgânica e nutrientes ao solo florestal, fornecendo elementos essenciais para manutenção da vegeta-

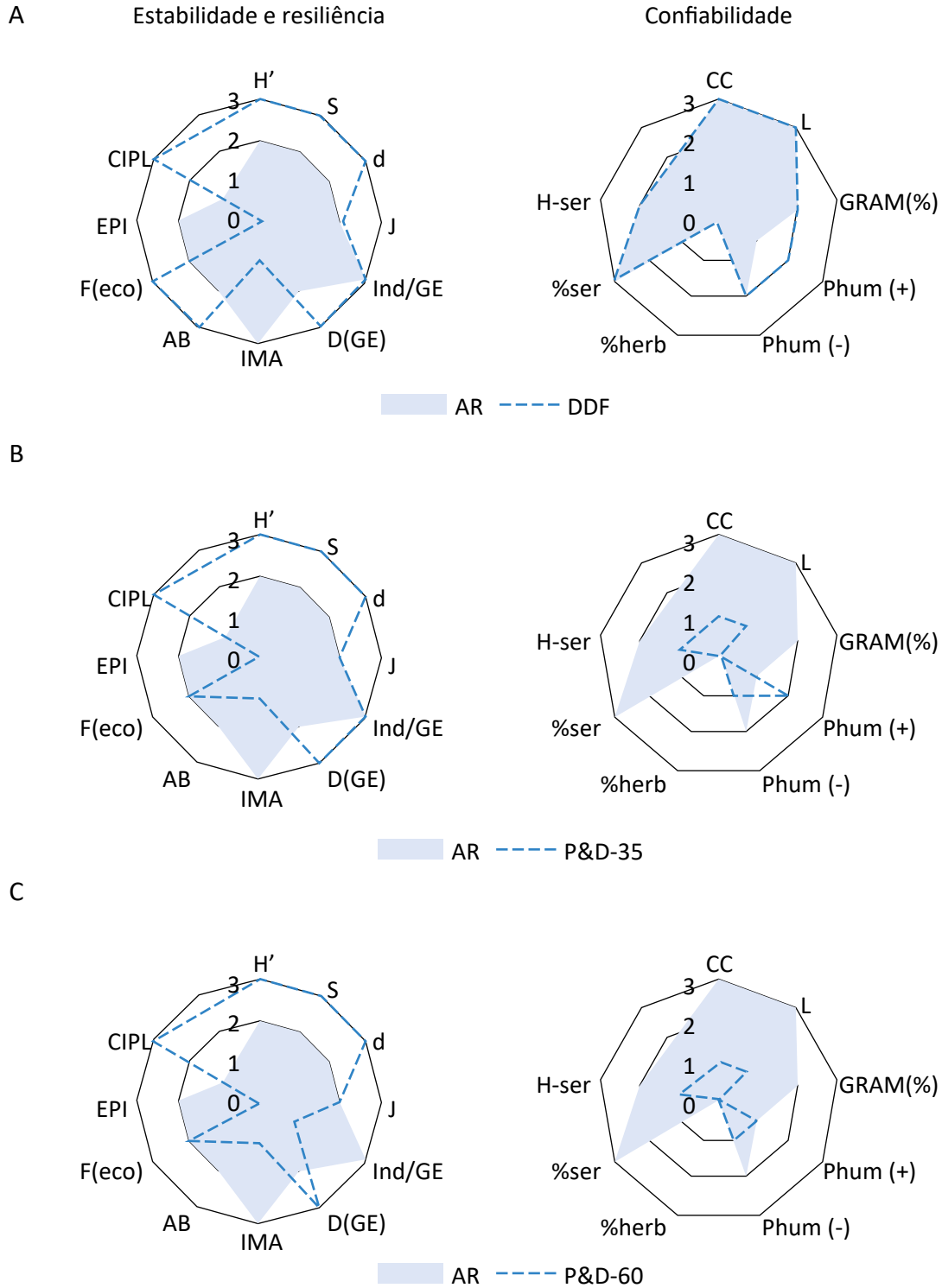


Figura 1 – Gráficos radar, com raios de 0 a 3, conforme os parâmetros da Tabela 1, dos indicadores das áreas de restauração estudadas. (A) área de referência versus modelo denso-diverso-funcional; (B) área de referência versus modelo preenchimento e diversidade 35 meses; (C) área de referência versus modelo preenchimento e diversidade 60 meses.

ção (VITAL *et al.*, 2004; PAULA; PEREIRA; MENEZES, 2009; DINIZ *et al.*, 2015). Dessa forma, seria plausível supor que em ambientes com bom aporte de serapilheira, como o observado no modelo DDF aos 53 meses, podem estar ocorrendo processos ligados à proteção do solo e à ciclagem de nutrientes.

Na área DDF houve o plantio dominante de espécies não pioneiras (53% não pioneiras e 47% pioneiras) e maior proporção de indivíduos não pioneiros, seguindo os princípios do método que favorece a formação de multiestratos (MIYAWAKI, 1998). Se por um lado esse procedimento difere dos modelos que utilizam maior porcentagem de espécies e indivíduos de pioneiras (RODRIGUES; BRANCALION; ISERNHAGEN, 2009), os resultados dos indicadores de estabilidade, resiliência e confiabilidade (Figura 1) mostraram que, já aos 53 meses, foi constatada a promoção de condições similares, e até superiores, às do fragmento de referência (Figura 1A). Apesar de AR ter maior idade e desenvolvimento, conforme constatado em relação à presença de epífitas, cipós e lianas e a área basal, os resultados obtidos em DDF de riqueza diversidade de espécies e diversidade funcional podem ter contribuído para a similaridade entre as áreas e maior diversidade de funções ecológicas em DDF em relação à AR.

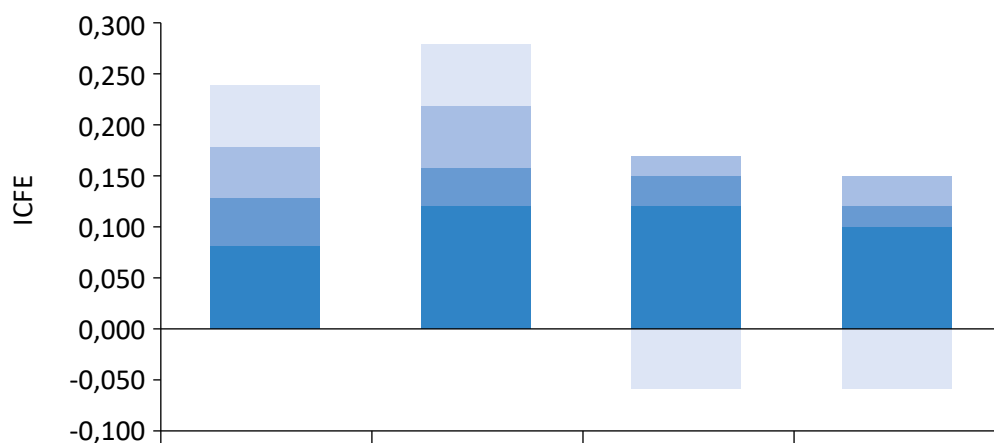
Em P&D-35 e P&D-60, nos fatores geradores de estabilidade e resiliência de ambas restaurações, foram constatados valores de estrutura (área basal) e desenvolvimento (presença de epífitas) inferiores à AR, contudo, essas condições podem ser atribuídas à diferença de idade entre elas. Por outro lado, os fatores relativos à sustentabilidade ambiental ao longo do tempo (confiabilidade) foram os que mais distinguiram as restaurações P&D de AR (Figuras 1B e 1C). As condições inferiores dos plantios P&D em relação aos indicadores de confiabilidade mostram que essas áreas podem não conseguir se sustentar sozinhas ao longo do tempo, caso não ocorra o seu manejo adequado.

O emprego de alta diversidade de espécies e funcional em restauração proporciona maior estabilidade, criando a complementariedade de nichos ecológicos, já que espécies com nichos complementares respondem aos distúrbios de formas diversas, fomentando estabilidade e resiliência do ecossistema, favorecendo a ocorrência dos processos ecológicos (LANARI; COUTINHO, 2010). Nos modelos P&D, embora apresentem diversidade de espécies similar à DDF, a ausência de

processos ligados à produção de serapilheira pode ser atribuída tanto à composição e densidade de espécies quanto ao manejo inadequado das áreas, o que pode facilitar a degradação e o estabelecimento de gramíneas exóticas no sistema (MELO; REIS; RESENDE, 2010). De maneira geral, até os 53 meses o modelo DDF foi eficiente na recuperação das funções ecológicas capazes de gerar estabilidade e resiliência e de manutenção dos processos ecológicos em condições similares a fragmentos em estágio inicial de sucessão, sendo que seu ICFE (Figura 2) foi similar à AR e superior aos constatados nas áreas restauradas no modelo de preenchimento e diversidade, nas condições testadas. Contudo, conforme se constata pelos valores negativos de ICFE obtidos para P&D-35 e P&D-60, essas diferenças se devem principalmente a fatores como a capacidade do sistema manter a produtividade em longo prazo, relacionadas com processos como o aporte de serapilheira e a proteção do solo.

Por outro lado, os fatores relacionados à proteção do solo e ao controle e manejo requerem a revisão de modelos como os adotados no P&D-35 e P&D-60, que geram e demandam manejo por períodos prolongados, ou seja, essas áreas necessitam de ações contínuas para que consigam manter uma trajetória ecológica desejada, caso contrário apresentam condições que podem levá-las a se tornarem degradadas novamente. Ao passo que o modelo DDF tende a apresentar alto custo de instalação em função da quantidade de mudas empregada, mas reduz a quantidade e o custo de manutenção (PIÑA-RODRIGUES; REIS; MARQUES, 1997). Nesse sentido, deve-se buscar o equilíbrio entre os fatores que proporcionaram a sua funcionalidade ecológica, como a diversidade da comunidade e funcional, e a densidade de plantas.

De maneira geral, o aumento da área basal, do número de espécies não pioneiras ou mesmo da densidade dos indivíduos pode contribuir para a cobertura do solo, fator importante para a confiabilidade do sistema. Por outro lado, a seleção adequada de espécies deve buscar tanto empregar aquelas caducifólias que possam contribuir com o aporte de serapilheira e de nutrientes no sistema, como também procurar incorporar espécies cuja arquitetura de copa e persistência de folhas sejam capazes de promover o sombreamento do solo e a redução da presença de gramíneas invasoras.



	AR	DDF	P&D-35	P&D-60
Proteção do solo e aporte de serrapilheira	0,061	0,061	-0,061	-0,061
Controle e manejo	0,053	0,061	0,015	0,023
Diversidade funcional	0,045	0,038	0,030	0,030
Diversidade da comunidade	0,080	0,120	0,120	0,093

ICFE: índice de consolidação da funcionalidade ecológica; AR: área referência de fragmentos florestais; DDF: sistema de plantio denso-diverso-funcional; P&D-35: método diversidade e preenchimento com 35 meses de idade; P&D-60: método diversidade e preenchimento com 60 meses de idade.

Figura 2 – Valores do índice de consolidação da funcionalidade ecológica obtidos para os atributos de estabilidade e resiliência do sistema representados pela diversidade de espécies e funcional e de confiabilidade, representado pela proteção e aporte de serrapilheira e o controle e manejo das áreas estudadas na região de Sorocaba, São Paulo.

CONCLUSÕES

O modelo DDF, baseado em alta densidade de plantas e diversidade de espécies e funcional, foi eficiente na restauração da funcionalidade ecológica já aos 53 meses de idade, diferindo dos modelos P&D quanto à funcionalidade ecológica em relação às condições para promover a proteção do solo e produção de serrapilheira.

Nos modelos P&D, os fatores referentes à cobertura do solo com copa, incidência de luz, presença de gramíneas invasoras, recobrimento do solo com herbáceas e serrapilheira foram determinantes para que não tenham sido estabelecidas as condições de funcionalidade ecológica capazes de permitir a autossustentabilidade das áreas sem a necessidade de execução de manejo e práticas culturais.

REFERÊNCIAS

- BASTIAN, O. The role of biodiversity in supporting ecosystem services in Natura 2000 sites. *Ecological Indicators*, v. 24, p. 12-22, jan. 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.05.016>
- BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; KAGEYAMA, P. Y.; NAVE, A. G.; GANDARA, F. B.; BARBOSA, L. M.; TABARELLI, M. Instrumentos legais podem contribuir para a restauração de florestas tropicais biodiversas. *Revista Árvore*, v. 34, n. 3, p. 455-470, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622010000300010>

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução nº 4, de 4 de maio de 1994*. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da mata atlântica. Brasil, 1994. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res94/res0494.html>>. Acesso em: jul. 2016.

BRASIL, J. B.; ANDRADE, E. M.; NASCIMENTO AQUINO, D.; PEREIRA JÚNIOR, L. R. Sazonalidade na produção de serrapilheira em dois manejos no semiárido tropical. *JEAP*, v. 2, n. 3, p. 167-176, 2017. <https://doi.org/10.24221/jeap.2.3.2017.1335.167-176>

CADOTTE, M. W.; CARSCADDEN, K.; MIROTCHEV, N. Beyond species: functional diversity and the maintenance of ecological processes and services. *Journal of Applied Ecology*, v. 48, p. 1079-1087, 2011. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02048.x>

CARDINALE, B. J.; SRIVASTAVA, D. S.; DUFFY, J. E.; WRIGHT, J. P.; DOWNING, A. L.; SANKARAN, M.; JOUSEAU, C.; CADOTTE, M. W.; CARROLL, I. T.; WEIS, J. J.; HECTOR, A.; LOREAU, M. Effect of biodiversity on the functioning of ecosystems: a summary of 164 experimental manipulations of species richness. *Ecology*, v. 90, n. 3, p. 854-854, mar. 2009.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, v. 9, n. 3, p. 93-103, jun. 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032009000300008>

COLMANETTI, M. A. A.; BARBOSA, L. M. Fitossociologia e estrutura do estrato arbóreo de um reflorestamento com espécies nativas em Mogi-Guaçu, SP, Brasil. *Hoehnea*, v. 40, n. 3, p. 419-435, ago. 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S2236-89062013000300003>

DEAN, W. *A ferro e fogo: a história e a devastação da Floresta Atlântica brasileira*. São Paulo: Companhia das Letras, 1996. 504 p.

DÍAZ, S.; CABIDO, M. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 16, n. 11, p. 646-655, nov. 2001. [https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(01\)02283-2](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(01)02283-2)

DINIZ, A. R.; MACHADO, D. L.; PEREIRA, M. G.; BALIEIRO, F. C.; MENEZES, C. E. G. Biomassa, estoques de carbono e de nutrientes em estádios sucessionais da Floresta Atlântica, RJ. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v. 10, n. 3, p. 443-451, 2015. <https://doi.org/10.5039/agraria.v10i3a4264>

DURIGAN, G.; ENGEL, V. L.; TOREZAN, J. M.; MELO, A. C. G.; MARQUES, M. C. M.; MARTINS, S. V.; REIS, A.; SCARANO, F. R. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas? *Revista Árvore*, v. 34, n. 3, p. 471-485, 2010.

ENGEL, V. L. Abordagem “BEF”: um novo paradigma na restauração de ecossistemas? In: SIMPÓSIO DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA: DESAFIOS ATUAIS E FUTUROS, 4., 2011. *Anais...* São Paulo, 2011. p. 155-165.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: KAGEYAMA, P. Y.; OLIVEIRA, R. E. de; MORAES, L. F. D. de; ENGEL, V. L.; GANDARA, F. B. (Orgs.). *Restauração Ecológica de Sistemas Naturais*. Botucatu: Ed. FEPAF, 2003. p. 3-25.

FERNANDES, G. E.; FREITAS, N. P.; PIÑA-RODRIGUES, F. C. M. Cobertura florestal ou função ecológica: a eficácia da restauração na bacia do rio Sorocaba e médio tietê. *Revista Brasileira de Ciências Ambientais*, v. 44, p. 127-145, jun. 2017. <https://doi.org/10.5327/Z2176-947820170184>

FORRESTER, D. I.; BAUHUS, J. A review of processes behind diversity—productivity relationships in forests. *Current Forestry Reports*, v. 2, n. 1, p. 45-61, 2016. <https://doi.org/10.1007/s40725-016-0031-2>

GANDOLFI, S.; BELOTTO, A.; RODRIGUES, R. R. Inserção do conceito de grupos funcionais na restauração, baseada no conhecimento da biologia das espécies. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. *Pacto pela restauração da Floresta Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração*. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. 256 p.

HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. Past: Paleontological Statistics Software Pack-age for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica*, n. 4, p. 1-9, 2001.

HOOPER, D. U.; CHAPIN, F. S.; EWEL, J. J.; HECTOR, A.; INCHAUSTI, P.; LAVOREL, S.; LAWTON, J. H.; LODGE, D. M.; LOREAU, M.; NAEEM, S.; SCHMID, B.; SETALA, H.; SYMSTAD, A. J.; VANDERMEER, J.; WARDLE, D. A. Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. *Ecological Monographs*, n. 75, v. 1, p. 3-35, fev. 2005. <https://doi.org/10.1890/04-0922>

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). *Dados climáticos da Estação de Sorocaba: série histórica de 2015*. Banco de dados do Instituto Nacional de Meteorologia. Brasil: INMET, 2016. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/>>. Acesso em: jun. 2016.

KORTZ, A. R.; COELHO, S.; CASTELLO, A. C. D.; LEITE, E. C.; CORRÊA, L. S.; KOCH, I. Wood vegetation in Atlantic rain forest remnants in Sorocaba (São Paulo, Brazil). *Check List*, v. 10, n. 2, p. 344, maio 2014. <http://dx.doi.org/10.15560/10.2.344>

LANARI, M. O.; COUTINHO, R. Biodiversidade e Funcionamento de Ecossistemas: síntese de um paradigma e sua expansão em ambientes marinhos. *Oecologia Australis*, v. 14, n. 4, p. 959-988, dez. 2010. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2010.1404.09>

LAUGHLIN, D. C. Applying trait-based models to achieve functional targets for theory-driven ecological restoration. *Ecology Letters*, v. 17, n. 7, p. 771-784, 2014. <https://doi.org/10.1111/ele.12288>

LELES, P. S. S.; ABURRE, G. W.; ALONSO, J. M.; NASCIMENTO, D. F.; LISBOA, A. C. Crescimento de espécies arbóreas sob diferentes espaçamentos em plantio de recomposição florestal. *Scientia Forestalis*, v. 39, n. 90, p. 231-239, 2011.

LOREAU, M. Biodiversity and ecosystem functioning: a mechanistic model. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, v. 95, n. 10, p. 5632-5636, 1998.

MAGURRAN, A. E. Measuring biological diversity. Oxford: Blackwell Science, 2004. 256 p.

MARCUZZO, S. B.; ARAÚJO, M. M.; RORATO, D. G.; MACHADO, J. Comparação entre áreas em restauração e área de referência no Rio Grande do Sul, Brasil. *Revista Árvore*, v. 38, n. 6, p. 961-972, 2014. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622014000600001>

MARTINS, A. F. *Controle de gramíneas exóticas invasoras em área de restauração ecológica com plantio total, Floresta Estacional Semidecidual, Itu, SP*. 112f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2011.

MASERA, O.; ASTIER, M.; LÓPEZ-RIDAURA, S. *Sustentabilidad y Manejo de Recursos Naturales: el marco de evaluación MESMIS*. México: Mundi-Prensa, 1999.

MELO, A. C. G.; DURIGAN, G. Evolução estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema. *Scientia Forestalis*, v. 73, p. 101-111, mar. 2007.

MELO, A. C. G.; REIS, C. M.; RESENDE, R. U. Guia para monitoramento de reflorestamentos para restauração. *Circular Técnica*, São Paulo, v. 1, jan. 2010. Disponível em: <http://www.sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/Repositorio/222/Documentos/2010_Workshop%20monitoramento%20areas%20em%20recuperacao/Guia%20para%20monitoramento%20de%20reflorestamentos%20para%20restauracao.pdf>. Acesso em: 8 jul. 2016.

MENDOZA, G. A.; PRABHU, R. Qualitative multi-criteria approaches to assessing indicators of sustainable forest resource management. *Forest Ecology and Management*, v. 174, n. 1-3, p. 329-343, 2003. [http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(02\)00044-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(02)00044-0)

MIYAWAKI, A. Creative ecology: restoration of native forests by native trees. *Plant Biotechnology*, v. 16, p. 15-25, 1999.

_____. Restoration of urban green environments based on the theories of vegetation ecology. *Ecological Engineering*, v. 11, n. 1-4, p. 157-165, 1998. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(98\)00033-0](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(98)00033-0)

MIYAWAKI, A.; ABE, S. Public awareness generation for the reforestation in Amazon tropical lowland region. *Tropical Ecology*, v. 45, n. 1, p. 59-65, 2004.

NAEEM, S. Disentangling the impacts of diversity on ecosystem functioning in combinatorial experiments. *Ecology*, v. 83, p. 2925-2935, 2002. <https://doi.org/10.2307/3072027>

_____. Species redundancy and ecosystem reliability. *Conservation Biology*, v. 12, p. 39-45, fev. 1998. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.1998.96379.x>

OLIVER, T. H.; HEARD, M. S.; ISAAC, N. J. B.; ROY, D. B.; PROCTER, D.; EIGENBROD, F.; FRECKLETON, R.; HECTOR, A.; ORME, C. D. L.; PETCHEY, O. L.; PROENÇA, V.; RAFFAELLI, D.; SUTTLE, K. B. A synthesis is emerging between biodiversity–ecosystem function and ecological resilience research: reply to Mori. *Trends in Ecology & Evolution*, v. 31, n. 2, p. 89-92, 2016. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.12.008>

PAULA, R. R.; PEREIRA, M. G.; MENEZES, L. F. T. Aporte de nutrientes e decomposição da serapilheira em três fragmentos florestais periodicamente inundados na ilha da Marambaia, RJ. *Ciência Florestal*, v. 19, n. 2, p. 139-148, 2009. <http://dx.doi.org/10.5902/19805098405>

PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecological Letters*, v. 9, n. 6, p. 741-758, jun. 2006. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x>

PETCHEY, O. L.; HECTOR, A.; GASTON, K. J. How do different measures of functional diversity perform? *Ecology*, v. 85, n. 3, p. 847-857, mar. 2004. <https://doi.org/10.1890/03-0226>

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; REIS, L. L.; MARQUES, S. S. Sistema de plantio adensado para a revegetação de áreas degradadas da Floresta Atlântica: bases ecológicas e comparações de custo/benefício com o sistema tradicional. *Floresta e Ambiente*, n. 4, p. 30-41, 1997.

PIÑA-RODRIGUES, F. C. M.; SILVA, J. M.; PIOTROWSKI, I.; GALETTI, G.; LOPES, G. R.; FRANCO, F. S.; ALVARES, S. M. R. *Protocolo de Monitoramento de Funcionalidade Ecológica de Áreas de Restauração*. 2015. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/283355875_PROTOCOLO_DE_MONITORAMENTO_DA_FUNCIONALIDADE_ECOLOGICA_DE_AREAS_DE_RESTAURACAO#share>. Acesso em: jul. 2016. <https://doi.org/10.13140/RG.2.1.2324.1681>

RODRIGUES, C. M. *Eficiência na adoção de medidas para recuperação de áreas degradadas no estado de São Paulo*. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2013.

RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. *Pacto pela restauração da Floresta Atlântica*. Piracicaba: Instituto Bio Atlântica, 2009. 264 p.

ROSS, J. L. S.; MOROZ, I. C. *Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo*. São Paulo: Laboratório de Geomorfologia – Depto. de Geografia FFLCH-USP/Laboratório de Cartografia Geotécnica, 1997. 63 p.

ROSSI, M. *Mapa Pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado*. São Paulo: Instituto Florestal, 2017. v. 1. 118 p.

SALGADO, E. V.; ANDRADE, E. M.; HEVIA, J. N.; NUNES, E. P.; RODRIGUES, M. M. A. Rainfall patterns and the contribution of litter in the caatinga dry tropical forest. *Revista Ciência Agronômica*, v. 46, p. 299-309, 2015. <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20150009>

SÃO PAULO. Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Resolução nº 8/2008, de 31 de janeiro de 2008. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, Seção I, 2008.

_____. Secretaria de Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Resolução nº 32/2014, de 5 de abril de 2014. *Diário Oficial do Estado de São Paulo*, Seção I, p. 36-37, 2014.

- SCHEFFER, M.; CARPENTER, S. R.; DAKOS, V.; VAN NES, E. H. Generic indicators of ecological resilience: inferring the chance of a critical transition. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 46, p. 145-167, 2015. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054242>
- SCHIRONE, B.; SALIS, A.; VESSELLA, F. Effectiveness of the Miyawaki method in Mediterranean forest restoration programs. *Landscape and Ecological Engineering*, v. 7, n. 1, p. 81-92, jan. 2011. <https://doi.org/10.1007/s11355-010-0117-0>
- SCORIZA, R. N.; CORREIA, M. E. F.; SILVA, E. M. R. O estoque de serrapilheira é eficiente como indicador ambiental em fragmentos florestais de encosta? *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v. 12, n. 1, p. 79-85, 2017. <https://doi.org/10.5039/agraria.v12i1a5418>
- SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGUES, H.; ALENCAR, A. Cracking Brazil's forest code. *Science*, v. 344, n. 6182, p. 363-364, 2014. <https://doi.org/10.1126/science.1246663>
- SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION INTERNATIONAL SCIENCE (SER); POLICY WORKING GROUP. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. 2004. Disponível em: <<http://www.ser.org>>. Acesso em: maio 2016.
- SUDDING, K. N.; GROSS, K. L. The dynamic nature of ecological systems: multiple states and restoration trajectories. In: FALK, D. A.; PALMER, M. A.; ZEDLER, J. B. (Orgs.). *Foundations of Restoration Ecology*. Washington, D.C.: Island Press, 2006. p. 190-209.
- SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. *Restoration Ecology*, v. 23, n. 3, p. 238-251, 2015. <https://doi.org/10.1111/rec.12168>
- TANUS, M. R.; PASTORE, M.; BIANCHINI, R. S.; GOMES, E. P. C. Estrutura e composição de um trecho de Mata Atlântica no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo, SP, Brasil. *Hoehnea*, v. 39, n. 1, p. 157-168, mar. 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S2236-89062012000100010>
- TILMAN, D.; ISBELL, F.; COWLES, J. M. Biodiversity and ecosystem functioning. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 45, 2014. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-120213-091917>
- TRINDADE-FILHO, J.; LOYOLA, R. D. O uso de grupos indicadores como atalho para a conservação da biodiversidade. *Revista de Biologia Neotropical*, v. 7, n. 2, p. 27-38, dez. 2010. <https://doi.org/10.5216/rbn.v7i2.15457>
- VITAL, A. R. T.; GUERRINI, I. A.; FRANKEN, W. K.; FONSECA, R. C. B. Produção de serrapilheira e ciclagem de nutrientes de uma floresta estacional semidecidual em zona ripária. *Revista Árvore*, v. 28, n. 6, p. 793-800, 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622004000600004>
- WRIGHT, J.; SYMSTAD, A.; BULLOCK, J.; ENGELHARDT, K. M.; JACKSON, L.; BEMHARD, E. Restoring biodiversity and ecosystem function: will an integrated approach improve results? In: NAEEM, D. E.; BUNKER, D. E.; HECTOR, A.; LOREAU, M.; PERRINGS, C. (Orgs.). *Biodiversity, ecosystem functioning and human wellbeing*. Oxford: Oxford University Press, 2009. p. 167-177.



