UNIVERSIDADE DE TAUBATÉ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

Revista Ambiente & Água

An Interdisciplinary Journal of Applied Science

ISSN = 1980-993X (Online)

<http://www.ambi-agua.net>

26th Edition of Ambiente & Água Journal - An Interdisciplinary Journal of Applied Science, Taubaté, v. 9, n. 3, p. 377-568, Jul./Sep. 2014.

([doi:10.4136/ambi-agua.v9.n3](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.v9.n3))

EDITORIAL BOARD

Editor

Getulio Teixeira Batista

Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrográficas (IPABHi), SP, BR

Associate Editors

Amaury Paulo de Souza	Universidade Federal de Viçosa (UFV), BR
Ana Aparecida da Silva Almeida	Universidade de Taubaté (UNITAU), BR
Andrea Giuseppe Capodaglio	University of Pavia, Italy
Antonio Evaldo Klar	Universidade Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho (UNESP), BR
Antonio Teixeira de Matos	Universidade Federal de Viçosa (UFV), BR
Carlos Eduardo de M. Bicudo	Instituto de Botânica, IBT, BR
Cláudia S. de C. M. dos S. Cordovil	Universidade de Lisboa, Portugal
Dar Roberts	University of California, Santa Barbara, United States
Delly Oliveira Filho	Universidade Federal de Viçosa (UFV), BR
Ehsan Noroozinejad Farsangi	International Institute of Earthquake Engineering and Seismology(IIEES), Farmanieh, Tehran, Iran
Gabriel Constantino Blain	Instituto Agrônomo de Campinas, IAC, Brasil
Giordano Urbini	University of Insubria, Varese, Italy
Hélio Nobile Diniz	Inst. Geológico, Sec. do Meio Amb. do Est. de SP (IG/SMA), BR
João Vianeí Soares	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), BR
José Carlos Mierzwa	Universidade de São Paulo, USP, BR
Julio Cesar Pascale Palhares	Embrapa Pecuária Sudeste, CPPSE, São Carlos, SP, BR
Luis Antonio Merino	Institute of Regional Medicine, National University of the Northeast, Corrientes, Argentina
Marcelo dos Santos Targa	Universidade de Taubaté, (UNITAU), BR
Nelson Wellausen Dias	Inst. Bras. de Geogr. e Estatística (IBGE), Aracaju, SE, BR
Petr Hlavínek	Brno University of Technology, República Tcheca
Richarde Marques da Silva	Universidade Federal da Paraíba, UFPB, BR
Sergio Francisco de Aquino	Universidade Federal de Ouro Preto, UFOP, BR
Silvio Jorge Coelho Simões	Univ. Est. Paulista Júlio de Mesquita Filho, UNESP, BR
Stefan Stanko	Slovak Technical University in Bratislava, Slovak
Teresa Maria Reyna	Universidad Nacional de Córdoba, Argentina
Yosio Edemir Shimabukuro	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), BR
Zhongliang Liu Beijing	University of Technology, China

Editorial Section	Nelson Wellausen Dias, PPGCA, UNITAU, IBGE, BR
Text (EN e ES) Editors	Theodore D'Alessio, FL, USA & Getulio T. Batista, UNITAU, BR
Reference Editor	Liliane Castro, Bibliotecária - CRB/8-6748, Taubaté, BR
Layout Editors	Vera L. F. Batista, IPABHi & Getulio T. Batista, UNITAU, BR
Technical Support	Tiago dos Santos Agostinho, LAGEO, UNITAU, BR

Library catalog entry by SIBi – Sistema Integrado de Bibliotecas / UNITAU

Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science / Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrográficas. Taubaté. v.9, n. 3 (2006)-Taubaté: IPABHi, 2014
Quadrimestral
ISSN 1980-993X
1. Ciências ambientais.
2. Recursos hídricos. I. Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrográficas
CDD - 333.705
CDU - (03)556.18

ÍNDICE

CAPA:

Land use and land cover (2013) of Murundú, Ibiúna, SP watershed

Source: ROSA, F. S. et al. Landscape structure and slope of a watershed to support a program for payment for environmental services relating to water. **Rev. Ambient. Água**, Taubaté, vol. 9 n 3, p. 526-539, 2014. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1326>.

EDITORIAL

Editorial of the 26th Edition of Revista Ambiente & Água

[doi:10.4136/ambi-agua.1493](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1493)

Getulio Teixeira Batista

377-378

ARTIGOS

01	Drinking water quality assessment and corrosion mitigation in the hospital water supply system of Chacas Village (Peru)
doi:10.4136/ambi-agua.1407
Riccardo Bigoni; Sabrina Sorlini; Maria Cristina Collivignarelli; Paolo Berbenni	379-389
02	Air pollutants and hospital admissions due to stroke
doi:10.4136/ambi-agua.1318
Samara Gavinier; Luiz Fernando Costa Nascimento	390-401
03	First occurrence of the exotic Asian clam <i>Corbicula fluminea</i> (Muller, 1774) in the Jundiaí-Mirim River Basin, SP, Brazil
doi:10.4136/ambi-agua.1330
Frederico Guilherme de Souza Beghelli; Marcelo Luiz Martins Pompêo; Viviane Moschini Carlos	402-408
04	Ecological water quality assessment in the Guapiaçu-Macacu hydrographic complex (Rio de Janeiro, Brazil) using multiple indicators
doi:10.4136/ambi-agua.1397
Priscilla Pereira; Lia Fernandes; Roberto Dias; Marcelo Sampaio; Inácio Silva-Neto; Darcilio Baptista; Jaime L. da M. Oliveira	409-423
05	The <i>Tradescantia pallida</i> var. <i>purpurea</i> active bioassay for water monitoring: evaluating and comparing methodological conditions
doi:10.4136/ambi-agua.1411
Mara Betânia Brizola Cassanego; Gustavo Marques da Costa; Márcio Hisayuki Sasamori; Delio Endres Júnior; Camila Tamires Petry; Annette Droste	424-433
06	Aplicación de modelos unidimensionales de flujo en suelos no saturados y transporte de herbicidas en zonas agrícolas
doi:10.4136/ambi-agua.1165
Teresa Maria Reyna; Jorge Armando Linares; Santiago Reyna; María Lábaque	434-444
07	A tecnologia de remoção de fósforo: gerenciamento do elemento em resíduos industriais
doi:10.4136/ambi-agua.1403
Mariana Manzoni Maroneze; Leila Queiroz Zepka; Juliana Guerra Vieira; Maria Isabel Queiroz; Eduardo Jacob-Lopes	445-458

08	Dias trabalháveis para o manejo do solo em função da chuva e da disponibilidade hídrica do solo em diferentes regiões brasileiras doi:10.4136/ambi-agua.1389 Leonardo Amaral Monteiro; Paulo Cesar Sentelhas; Sônia Maria De Stefano Piedade	459-475
09	Conflitos no Uso da Terra em Áreas de Preservação Permanente em um polo de produção de biodiesel no Estado do Pará doi:10.4136/ambi-agua.1410 Arlete Silva de Almeida; Ima Célia Guimarães Vieira	476-487
10	Avaliação de estratégias de modelagem guiada por dados para previsão de vazão em rio sergipano doi:10.4136/ambi-agua.1356 José Rafael Santana Santos; Alcigeimes Batista Celeste	488-498
11	Avaliação do comportamento dinâmico da carga dissolvida e particulada fluvial de uma microbacia reflorestada com eucaliptos doi:10.4136/ambi-agua.1384 Diego Vendramini; Helder de Oliveira; Jefferson Mortatti	499-525
12	Estrutura da paisagem, relevo e hidrografia de uma microbacia como suporte a um programa de pagamento por serviços ambientais relacionados à água doi:10.4136/ambi-agua.1326 Fernando Salles Rosa; Kelly Cristina Tonello; Roberta de Oliveira Aversa Valente; Roberto Wagner Lourenço	526-539
13	Hidroquímica do carbonato e bicarbonato: efeito na qualidade de águas subterrâneas em Crateús, Ceará, Brasil doi:10.4136/ambi-agua.1405 José Ossian Gadelha de Lima*; Francisco das Chagas da Costa Lopes; Jonas Rodrigues Lima	540-549
14	Ocorrência de Escherichia coli em fontes de água e pontos de consumo em uma comunidade rural doi:10.4136/ambi-agua.1301 Rosane Barbosa Lopes Cavalcante	550-558
15	Reflexos das alterações no Código Florestal Brasileiro em Áreas de Preservação Permanentes de duas propriedades rurais em Itu e Sarapuí, SP doi:10.4136/ambi-agua.1354 Luiz Carlos de Faria*; Francisco Carlos Adriano Júnior; Kelly Cristina Tonello; Roberta de Oliveira Aversa Valente	559-568

Editorial of the 26th Edition of Revista Ambiente & Água

doi:10.4136/ambi-agua.1493

Getulio Teixeira Batista

Universidade de Taubaté (UNITAU), Taubaté, SP, Brazil

Graduate Program in Environmental Sciences

Editor-in-Chief of Ambi-Agua Journal

e-mail: ambi-agua@agro.unitau.br

In this issue, we are pleased to announce that Revista Ambiente & Água has acted upon previous recommendations and taken all of the steps necessary to fully conform with SciELO Brazil collection requirements. Those steps included increasing the frequency of publication and broadening the editorial staff's thematic and geographic coverage, to include augmenting the Editorial Board with professionals that have greater expertise in the life sciences and engineering of water, sanitation, environmental resources, and biological sciences. The journal was also advised, if possible, to seek professionals outside of the State of São Paulo and to increase Hispanic representation on the Editorial Board.

We previously published three issues per year, but to conform to the recommendations in 2014 we increased publication to four issues per year. In addition to the increased publication schedule, we continuously strive to reduce the time between submission and publication. Thus, while only two-thirds of 2014 has passed, we have already published three-quarters of the journal's annual total articles (45/60 articles).

The Editorial Board has increased from its original 15 members to the current 28, and we are still in the process of inviting additional members from the European Community. The thematic expertise of the Board has been significantly increased, and the Board now includes members from ten different countries (Brazil, Italy, Portugal, Czech Republic, Slovak, Romania, Argentina, China, Iran and United States).

The résumés of our Board members may be reviewed at: <http://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/about/editorialTeam>. They are available in three languages (English, Portuguese, and Spanish) by selection from the right column menu.

In addition to the Editorial Board, we have more than 660 highly qualified peer reviewers working with the journal. These include a wide range of interdisciplinary thematic expertise and represent a broad and diverse geographic spectrum.

The current issue includes 15 peer reviewed articles with "doi" registration, five in English, one in Spanish and nine in Portuguese. The articles each include an abstract in English and Portuguese, and collectively encompass a wide range of multidisciplinary subjects. We continue to promote the visibility of the articles in several search engines and academic and social networks.

We wish to sincerely thank all previous Editorial Board members for their support and dedication over the past eight years, and we welcome our new members and look forward to working with them. The journal has come a long way since its inception, and our continued efforts will assure that it achieves appropriate recognition in the international community.

Here are the names of our current Editorial Team Members, in alphabetical order of their last names:

1	Ana Aparecida da Silva Almeida	University of Taubaté, Brazil
2	Sergio Francisco Aquino	Federal University of Ouro Preto, UFOP, Brazil
3	Carlos Eduardo de Mattos Bicudo	Botanic Institute, IBT, Brazil
4	Gabriel Constantino Blain	Agronomic Institute of Campinas, IAC, Brazil
5	Andrea Giuseppe Capodaglio	University of Pavia, Itália
6	Claudia M. dos Santos Cordovil	University of Lisbon, Portugal
7	Nelson Wellausen Dias	Brazilian Institute of Geography and Statistics (IBGE), Br
8	Hélio Nobile Diniz	Geological Institute, (IG/SMA), Brazil
9	Petr Hlavínek	University of Technology of Brno, Czech Republic
10	Antonio Evaldo Klar	State University of São Paulo Júlio de Mesquita Filho UNESP, Brazil
11	Zhongliang Liu	University of Technology of Beijing, China
12	Antonio Teixeira Matos	Department of Agricultural Engineering - DEA / UFV, Brazil
13	Luis Antonio Merino	Regional Institute of Medicine - Universidad Nacional del Nordeste, Argentina
14	José Carlos Mierzwa	University of São Paulo, Brazil
15	Ehsan Noroozinejad Farsangi	International Institute of Earthquake Engineering and Seismology, Islamic Republic of Iran
16	Delly Oliveira Filho	Federal University of Viçosa, UFV, Brazil
17	Julio Cesar Pascale Palhares	EMBRAPA Pecuária Sudeste, Brazil
18	Teresa Maria Reyna	National University of Cordoba, Argentina
19	Dar Roberts	University of California, Santa Barbara, United States
20	Yosio Edemir Shimabukuro	National Institute for Space Research, INPE, Brazil
21	Richarde Marques Silva	Federal University of Pernambuco, Brazil
22	Silvio Jorge Coelho Simões	State University of São Paulo Júlio de Mesquita Filho, UNESP, Brazil
23	João Viane Soares	National Institute for Space Research, INPE, Brazil
24	Amaury Paulo de Souza	Federal University of Viçosa, UFV, Brazil
25	Stefan Stanko	Slovak Technical University in Bratislava, Slovak
26	Marcelo dos Santos Targa	University of Taubaté, UNITAU, Brazil
27	Apostol Tiberiu	University Politechnica of Bucharest, Romania
28	Giordano Urbini	University of Insubria, Italy

Drinking water quality assessment and corrosion mitigation in the hospital water supply system of Chacas Village (Peru)

doi: 10.4136/ambi-agua.1407

Received: 30 May 2014; Accepted: 20 Jul. 2014

Riccardo Bigoni¹; Sabrina Sorlini^{1*}; Maria Cristina Collivignarelli²;
Paolo Berbenni^{3†}

¹University of Brescia, Brescia, Italy

Research Centre on Appropriate Technologies for Environmental Management in Developing Countries

²University of Pavia, Pavia, Italy

Faculty of Engineering

³Politecnico of Milano, Milano, Italy

*Corresponding author: e-mail: sabrina.sorlini@unibs.it,
ado.bigoni@gmail.com, mcristina.collivignarelli@unipv.it,

† Deceased

ABSTRACT

Rural hospitals in developing countries often lack appropriate water treatments to assure their water needs. In these facilities, due to water different uses and its use with medical equipment, water quality problems can cause very hazardous situations. In particular, corrosion of water distribution systems is a common issue that can cause unwanted changes in water quality and failures of the distribution system's pipes. These considerations suggest that a complete monitoring program and water treatments to control and guarantee the water quality would be required in each health-care facility. This study assessed the quality of the water at the rural hospital of Chacas (Peru) as measured via specific physical-chemical and microbiological parameters. The results show that the chemical and microbiological qualities of the water generally worsen from catchment to the hospital's taps. Moreover, this work investigated the effects of a dolomite limestone filter installed to adjust the quality of the water distributed at the hospital and thereby mitigate the water's corrosiveness. Corrosion indices were calculated to provide useful information on the water's corrosiveness and positive results were obtained in reducing corrosiveness after the installation of the dolomite filter.

Keywords: Langelier saturation index (LSI), Ryznar stability index (RSI), dolomia filter.

Avaliação de qualidade da água potável e diminuição da corrosão no sistema de fornecimento de água do hospital da vila Chacas (Peru)

RESUMO

Muitas vezes, os hospitais rurais nos países em desenvolvimento carecem de tratamento adequado de água para assegurar o fornecimento. Nestas instalações, devido aos diferentes usos e aos equipamentos médicos, problemas na qualidade da água podem causar graves situações de risco. Em particular, a corrosão do sistema de distribuição de água é um

problema comum que pode causar alterações indesejadas na qualidade da água e falhas nos tubos do sistema de distribuição. Estas considerações sugerem que um programa de monitoramento completo e de tratamento de água para controlar e garantir a qualidade seria necessário em cada unidade de saúde. Este estudo descreve a avaliação da qualidade da água fornecida e distribuída no hospital rural de Chacas (Peru), com medidas de parâmetros físico-químicos e microbiológicos específicos. Os resultados mostram que a qualidade química e microbiológica da água geralmente piora da captação às torneiras do hospital. Além disso, este trabalho investigou o efeito do filtro de calcário dolomita instalado para diminuir a corrosividade da água e ajuste da qualidade da água distribuída no hospital. Os índices de corrosão foram calculados para fornecer informações úteis sobre a corrosividade da água e os resultados foram positivos para redução da corrosividade da água após a instalação do filtro dolomita.

Palavras-chave: índice de saturação Langelier (LSI), índice de estabilidade Ryznar (RSI), filtro dolomita.

1. INTRODUCTION

An important portion of the total burden of diseases worldwide is still attributable to unsafe water, inadequate sanitation or insufficient hygiene practices, especially in the rural areas of developing countries (Prüss-Üstün, 2011). Among basic services, health-care facilities are of utmost importance to improve and maintain the health of the local communities (WHO, 1988). Hospitals and clinics need an adequate water supply in order to guarantee water quantity and quality for human consumption, including hand washing, personal hygiene, medical procedures and equipment (e.g. patient care, cleaning and sterilization, laboratories, dental chairs, renal dialysis, etc.) (AWWA and CDC's, 2011). Moreover, in the water supply systems of these facilities, the presence of enteric pathogens originating externally released from corroded pipes and the growth of environmental microorganisms such as *Legionella* and *Pseudomonas*, represent significant water-related hazards, especially due to the different water uses involved and the vulnerability of some patients (Cunliffe et al., 2011). Therefore, water quality problems are related to microbiological and chemical contaminants that may occur because of water source contaminations or water system deteriorations (Lee and Schwab, 2005). For these reasons, the optimization of technical solutions for improving water quality as well monitoring programs should be performed routinely to prevent and limit any hazardous situations (WHO, 2011). As already mentioned, an important issue related to water quality in water supply systems is the partial deterioration of pipes resulting from corrosion reactions (USEPA, 1984). A series of electrochemical reactions occur on the pipe surfaces in contact with water and may lead to structural failures and alteration of microbiological and chemical water quality, including exceeding guideline values for lead, copper and iron (WHO, 2006). Moreover, corrosion can influence the organoleptic properties of water and the costs of providing safe water to the final users (Volk et al., 2000). Several factors, such as the type of materials, pipe ages, stagnation time and physical-chemical composition of water can cause pipe corrosion. In particular, corrosion processes can be influenced by the interactions of chemical proprieties (e.g. pH, alkalinity, dissolved oxygen, total hardness, etc.) and physical characteristics (temperature, flow, velocity) of distributed water (Health Canada, 2009). For these reasons, an important role, especially for facilities with high standards or hygiene, such as health-care facilities, is played by a water quality control program that provides valuable corrosion-related information and, where necessary, by a water treatment system to reduce water corrosiveness (Cunliffe et al., 2011). An affordable and widely applied strategy to make water “non-corrosive” is to modify water quality through pH and total alkalinity adjustment (Vik et al.,

1996). Through the pH and total alkalinity manipulation, in fact, calcium carbonate (CaCO_3) can precipitate to form a protective film on the interior pipe surfaces, which provides sufficient corrosion protection (AWWA, 1978). Therefore, the water pH and its relationship with other water quality parameters play an important role for the solubility of CaCO_3 (USEPA, 1984). However, for a successful deposition of CaCO_3 film, the water must have the proper pH value and must contain enough Ca^{2+} and HCO_3^- ions (Shams El Din, 2009). In small water systems with low-alkalinity waters, a common option to “manipulate” water parameters for corrosion mitigation is the application of the alkaline media filters (Vik et al., 1996).

This study assessed the quality of water at the “Mama Ashu” hospital of Chacas Village (Peru) and monitored the effects of a dolomite limestone filter installed to raise the pH in order to mitigate the water corrosiveness. Specific objectives of this study were: to assess physical, chemical and microbiological quality of the water supplied to the hospital according to World Health Organization guidelines (WHO, 2011) and Peruvian water quality regulation (Peru, 2011); to investigate the status of the water supply system of the hospital and to determine water quality changes after the alkaline media filter using a limited number of significant parameters and corrosion indices that can be exploited to evaluate water corrosiveness.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. The hospital water supply system

This study was carried out in “Mama Ashu” hospital located in Chacas, an Andean village in the Ancash region of Peru, at 3,336 meters above sea level. This hospital serves the entire province of Chacas, which has about 10,000 inhabitants (Asuncin, 2007). The hospital building has two floors four wards (40 beds), a dispensary, two operating rooms, a delivery room, two dental units, a medical laboratory and other services (e.g. laundry, kitchen, toilets, showers, etc.). The hospital, constructed in 1994, has its own water supply system due to several failures (intermittences, low water pressure, etc.) and changes in water quality distributed by the public water supply system of the Chacas village.

A complete water system scheme is presented in Figure 1a.

The hospital water supply system is a gravity-fed system and has five spring catchments (S1, S2, S3, S4, and S5) located between 3,850 and 4,000 meters above sea level. The total flow-rate is of about 1 L s^{-1} and the difference in altitude between the catchments and the hospital building is 700 meters. A 2 inch PVC transmission line, 5,000 meters long, connects the springs with the hospital. In this line, three break-pressure tanks (BPT1, BPT2, and BPT3), with a volume of 1 m^3 each one, realign the water pressure in the pipeline with atmospheric pressure. A concrete storage tank (ST) with a volume capacity of 50 m^3 is located near the hospital building and ensures the water quantity needed for the hospital's daily consumption. Before this tank, the transmission line is connected to a limestone filter that was installed as a corrosion mitigation treatment during this study. Inside the hospital building, the water distribution system is made up of galvanized steel pipes with diameters from 1/2 inch to 2 inches.

The main water uses (total daily consumption close to 25 m^3) in the “Mama Ashu” hospital are: drinking and food preparation, patients' baths and personal hygiene, laundry services, flushing of toilets, fire prevention system, laboratory services, and cleaning. In order to fully investigate the water system conditions, many inspections of the installations were performed to control the status of the infrastructures, to identify possible hygiene risks and to evaluate operation and maintenance activities. Direct interviews with the hospital director and

maintenance operators were carried out to investigate equipment and infrastructure conditions.

Figure 1. Scheme of the hospital water supply system and the sampling points (a) and limestone filter installed in the hospital water supply system (b).

2.2. The limestone filter

The filter is a stainless steel tank (1.5 m high and an internal diameter of 0.75 m) with water inlet and outlet pipes (1 inch diameter) on the top and on the bottom part of the tank, respectively (Figure 1b). Before and after the filter two taps were installed to collect water samples. The dolomite limestone media in the filter (Dolomite, Kalki, Italy) has an effective size between 1.60 and 2.10 mm, a density of $1,200 \text{ kg m}^{-3}$ and the following mineral analysis (in weight): $\text{SiO}_2=0.12\%$, $\text{Fe}_2\text{O}_3=0.016\%$, $\text{MgCO}_3=5.60\%$, $\text{CaO}_3=44.2\%$. The depth of the dolomite layer (0.9 m with a volume of 0.4 m^3) was calculated in order to keep the water inside the filter for the time (10 minutes) required to increase the pH of raw water to $\text{pH}=8$, necessary to allow the CaCO_3 deposition on the internal pipes surfaces and, therefore, to prevent pipe corrosion. Calculation of the theoretical contact time and of the minimum material volume was performed following the German Gas and Waterworks Association guidelines for designing alkaline media filters (DVGW, 1993). In addition, the amount of media dissolved during the filter operation, calculated based on the acidity of the raw water was roughly 20 kg per month. Thus, the total height of the media resulted to be 1.00 m

considering the high of 0.9 m plus the amount of dolomia consumed during the filter operation (monthly consumption of 20 kg) and the amount lost during the filter backwashing. Dolomia was supported by a layer (50 kg, 0.3 m high) of crushed quartzite. The filter operated in downflow conditions and was equipped with an upflow backwash system to keep the media clean during its operation.

2.3. Water quality: physical and chemical analysis

During the monitoring campaign (March - May), water samples were collected from the five springs (S1, S2, S3, S4 and S5), from the three break-pressure tanks (BPT1, BPT2, and BPT3), before and after the filter (F IN and F OUT), from the storage tank (ST) and from four different terminal taps placed on the distribution system (HTP1, HTP2, HTP3, and HTP4) inside the hospital. Each water sample, collected in pre-washed polyethylene bottles with a volume of 1.5 litres, was collected five times during the monitoring campaign. Temperature, pH, conductivity and turbidity were measured with portable instruments (WTW Multi 3400i and Turb 350 IR, WTW Wissenschaftlich-Technische Werkstätten GmbH, D) during water sampling. The determination of the major ions and other chemical properties was performed on the same day of sampling in a hospital room equipped with laboratory instruments. Total alkalinity with HCl 0.1 N, chlorides with AgNO_3 0.1 N, sulphates, calcium and total hardness with 0.1 N EDTA were determined by titration methods using APHA standard methods procedures (APHA, 1998). A colorimetric water test kit (Visocolor HE Iron, Macherey-Nagel GmbH and Co., D) was used to measure iron concentration in water samples.

2.4. Water quality: microbiological analysis

Water samples for microbiological analysis were collected using sterile 500 mL bottles at the same water points analysed for the physical-chemical analysis. After sampling, the bottles were immediately closed and transported to an equipped laboratory in a hospital room and stored at 4 °C until being analysed. The quantification of total coliforms, *Escherichia coli*, *Streptococci faecalis* and *Pseudomonas aeruginosa* in water samples was done with the membrane filtration technique using portable microbiological laboratory (Trawas, Sandberg and Schneidewind, D). This method, commonly used in the field, consists of the water sample filtration through a 0.45 μm membrane filter (MCE Membrane Filter, Advantec MFS, CA) and the development of bacteria colonies in a favourable environment at controlled temperature of 37 °C for 24 or 48 h (WHO, 2011; USEPA, 1984).

2.5. Water corrosiveness

Water corrosiveness depends on water physical and chemical characteristics and on the type of the pipe materials. However, it can be predicted by means of “corrosion indices”, calculated on the principle of calcium carbonate deposition. Langelier Saturation Index (LSI) (Langelier, 1936) and Ryznar Saturation Index (RSI) (Ryznar, 1944) are the main qualitative CaCO_3 saturation indices available to determine whether water has a tendency to precipitate CaCO_3 (water supersaturated) or to dissolve it (water under-saturated). Usually, supersaturated water is scale-forming water and under-saturated is not (Reddy and Nancollas, 1976). Nevertheless, these two indices do not provide an indication of how much calcium carbonate will precipitate to bring water to equilibrium (USEPA, 1984), they simply indicate the driving force for scale formation that depends on temperature, pH, concentrations of HCO_3^- , CO_2^{3-} , Ca^{2+} and Mg^{2+} ions (Al-Rawajfeh and Al-Shamaileh, 2007).

Langelier Saturation Index is defined as $\text{LSI} = \text{pH} - \text{pH}_s$ and Ryznar Saturation Index is defined as $\text{RSI} = 2\text{pH}_s - \text{pH}$ where pH is water pH and pH_s is the saturation pH at the calcium carbonate equilibrium. The pH_s can be determined as $\text{pH}_s = \text{pK}_2 - \text{pK}_{\text{sp}} + \text{pTA} + \text{p}[\text{Ca}^{2+}]$ where K_2 is the second dissociation constant of carbonic acid, K_{sp} is the solubility product of calcium carbonate, TA is total alkalinity and $[\text{Ca}^{2+}]$ is the concentration of calcium ions. The

p-function assigns the negative logarithm of that variable (Al-Rawajfeh and Al-Shamaileh, 2007). If water has a negative LSI value, it is under-saturated with respect to calcium carbonate and is potentially corrosive. Conversely, for waters with a positive LSI, a protective layer of calcium carbonate can be formed as the water is supersaturated with CaCO_3 and the water is scaling. Saturated water has a LSI of zero. If water has an RSI value between 6 and 7, the water has the potential of light scale or corrosion. At less than 6, the water is scale forming, and at higher than 7, the water is corrosive. LSI and RSI indices for the evaluation of pipe corrosion potential were calculated for each water point analysed in the hospital water supply system for the physical-chemical analysis.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Physical and chemical characteristics

The physical and chemical properties of the water samples including pH, temperature, electrical conductivity, turbidity, total alkalinity (bicarbonates), chlorides, sulphates, calcium, total hardness and iron are shown in Table 1. The values presented are the average of the results obtained by five different measurements for each sampling point.

Table 1. Physical-chemical parameters of water distributed in Chacas hospital supply system (S: Spring; BPT: Break Pressure Tank; F: Filter; ST: Storage Tank; HTP: Hospital Terminal Point).

Sampling point	T °C	pH -	EC $\mu\text{S cm}^{-1}$	Turbidity NTU	HCO_3^- mg L^{-1}	Cl^- mg L^{-1}	SO_4^{2-} mg L^{-1}	Ca^{2+} mg L^{-1}	TH mg L^{-1}	Fe^{2+} mg L^{-1}
Springs										
S 1	9.4	6.4	107.4	0.03	32.5	17.3	13.2	8.8	49	0.01
S 2	9.3	6.2	85.5	1.21	25.3	18.7	11.1	6.1	43	0.02
S 3	9.7	6.8	89.5	1.07	25.1	16.2	10.4	5.8	41	0.01
S 4	10.1	6.2	99.5	0.24	22.5	18.6	10.5	7.6	45	0.01
S 5	10.2	6.6	100.2	0.67	22.8	19.4	12.2	7.2	44	0.02
Transmission										
BPT 1	11.2	6.7	108.5	1.07	26.1	14.1	12.7	8.1	47	0.01
BPT 2	12.4	6.5	109.7	1.17	25.4	19.5	11.2	10.2	46	0.01
BPT 3	13.2	6.7	108.4	1.23	27.8	17.8	11.7	9.8	45	0.01
Filter										
F IN	12.8	6.7*	106.6	1.51	26.3	18.4	12.4	8.8	46	0.02
F OUT	13.0	7.6*	112.4	1.94	36.1	18.9	12.6	11.4	51	0.01
Distribution										
ST	13.5	7.8	114.5	1.81	35.3	19.3	9.7	11.7	53	0.02
HTP 1	12.8	7.6	112.9	2.33	38.6	14.2	12.8	10.2	51	0.07
HTP 2	12.8	7.7	109.9	2.81	33.5	16.9	12.3	10.0	49	0.11
HTP 3	13.4	7.6	116.6	1.74	39.3	18.1	15.7	11.1	50	0.08
HTP 4	13.2	7.5	113.4	2.04	37.5	17.5	20.8	10.8	50	0.10
Peru (2011) DS N°031-2010-SA	-	6.5- 8.5	1,500	5	-	250	250	-	500	0.3

(*) These values represent the averages of 15 measurements.

The pH values ranged from 6.2 to 6.8 in the samples collected from the springs and along the transmission line. The pH values of samples taken before and after the limestone filter during the monitoring campaign are presented in Figure 2. The dolomite limestone dissolution increased the pH of an average of 0.9 units and the pH of the filter effluent was close to the target value of 8 to enhance corrosion control. The pH levels in the samples collected inside the hospital building were influenced by filter and were always within WHO (2011) optimum range (6.5 – 8.5). The electrical conductivity ranged from 85.5 to 116.6 $\mu\text{S cm}^{-1}$, thus within the WHO standard (2011). The increase of conductivity after the filter and in the distribution system may have been caused by the dissolution of the dolomite limestone.

All the samples analyzed showed turbidity values lower than WHO limit (5 NTU). The results indicated that water from the hospital internal water distribution system (HTP1, 2, 3 and 4) had higher turbidity values than in the transmission line, probably due to the presence of corrosion products such as particles of iron (hydroxide, carbonate, oxide) derived from the steel pipes of the internal distribution system.

Total alkalinity is the sum of carbonates and bicarbonates; the values of bicarbonates are generally used to express alkalinity in absence of carbonates ($\text{pH} < 8.5$). For the water samples analyzed, alkalinity was between 22.5 and 39.3 mg L^{-1} and the limestone filter increased alkalinity from 26.3 to 36.1 $\text{mg}(\text{HCO}_3^-) \text{L}^{-1}$ due to the dissolution of dolomite.

Chloride and sulphate concentrations ranged from 14.1 to 19.5 mg L^{-1} and from 9.7 to 20.8 mg L^{-1} respectively and were always lower than WHO limits for drinking water (2011).

The concentrations of calcium ions in the water samples ranged from 5.8 to 11.7 mg L^{-1} while total hardness ranged from 41 to 53 mg L^{-1} . Both of them had values within the WHO (2011) standard and were increased by the dolomite limestone dissolution.

Iron concentrations were very low, ranging from 0.01 to 0.11 mg L^{-1} and it seemed to increase slightly in the terminal points of the hospital distribution system. The concentration of iron was also measured because it is an important index for evaluating the state of corrosion of metal pipes. Generally, the physical and chemical characteristics of water sampled in the water supply system were always within WHO guidelines standards (2011) and Peruvian regulation (Peru, 2011).

Figure 2. The pH values (15) before and after the limestone filter measured during the monitoring campaign.

3.2. Microbiological characteristics

The most common health risk associated with drinking-water comes from fecal contamination that can be measured by means of microbiological analysis. Total coliforms, *Escherichia coli*, *Streptococci faecalis* and *Pseudomonas aeruginosa* were analyzed and the results are presented in Table 2. The results indicated that water springs were not polluted since the concentration of *Escherichia coli*, used as an indicator of fecal contamination, was always 0 CFU 100 mL⁻¹. In the sample points along the transmission line, before and after the limestone filter and in the hospital distribution system, the concentrations of fecal indicators bacteria were slightly higher than in the springs. Moreover, the number of *Escherichia Coli* occurred mainly in the hospital terminal points rather than along the water transmission line and the level of contamination slightly exceed the WHO standard (WHO, 2011; Peru, 2011). This health hazard was probably due to the lack of a disinfection treatment before water distribution in the hospital building. The number of *Pseudomonas aeruginosa*, used as indicator of microbial regrowth in the internal plumbing system, was always low. Furthermore, *Pseudomonas aeruginosa* was measured because it is among the most relevant health-care-associated pathogens identified in distributed water (WHO, 2011).

Table 2. Microbiological analysis of water distributed in Chacas hospital supply system (S: Spring; BPT: Break Pressure Tank; F: Filter; ST: Storage Tank; HTP: Hospital Terminal Point).

Sampling point	Total coliforms CFU 100 mL ⁻¹	<i>Escherichia Coli</i> CFU 100 mL ⁻¹	<i>Streptococci faecalis</i> CFU 100 mL ⁻¹	<i>Pseudomonas aeruginosa</i> CFU 100 mL ⁻¹
Springs				
S 1	0	0	2	0
S 2	2	0	0	1
S 3	3	0	1	4
S 4	0	0	0	0
S 5	1	0	0	1
Transmission				
BPT 1	2	1	1	0
BPT 2	0	0	1	3
BPT 3	4	0	0	1
Filter				
F IN	3	0	1	0
F OUT	3	1	0	0
Distribution				
ST	4	2	2	3
HTP 1	6	1	4	1
HTP 2	4	5	3	1
HTP 3	9	3	5	0
HTP 4	5	2	0	0
Peru (2011)				
DS N°031-2010-SA	0	0	-	-

3.3. Status of the hospital water supply system and corrosion monitoring

The status of the hospital water supply system was evaluated by means of site visits and interviews with hospital director and maintenance operators. The spring catchments, the break pressure tanks and the storage tanks are periodically controlled and cleaned and the transmission pipe is always maintained buried. The alkaline filter is periodically controlled, refilled monthly with new media and cleaned through the backwash system. In the hospital internal distribution system, several signs of corrosion on the pipe surfaces were noticed and red water production was observed when tap water was not collected for some days. Many holes in the pipes' surfaces were repaired by the operators during the previous years.

Moreover, a monitoring campaign of the physical and chemical water characteristics was conducted in order to determine the precipitation tendency of the distributed water and to assess the correct operation of the limestone filter. For this reason, the values of Langelier Saturation Index (LSI) and Ryznar Stability Index (RSI) were calculated for each sampling point. The results are reported in Table 3.

LSI values were always negative and ranged from - 1.04 in the storage tank (ST) to - 3.07 in the spring S2. RSI values ranged from 10.04 in the hospital terminal point (HTP 3) to 12.34 in the spring S2. The water samples collected at the springs and along the transmission line indicated an average of LSI values of -2.8 and of RSI values of 11.8. Results revealed that both LSI and RSI values of the water samples analyzed after the filter showed the tendency to reach the water saturation status in order to form protective scale layers inside the pipes. The limestone filter modified both the LSI and RSI to values of - 1.2 and 10.0, respectively. These values indicated a positive effect of the filter on the corrosion tendency of the water distributed. Therefore, the LSI and RSI indices were useful tools for pipe corrosion evaluation even if both LSI and RSI were not suitable for the quantification of water corrosiveness.

Table 3. LSI and RSI values of water distributed in Chacas hospital supply system (S: Spring; BPT: Break Pressure Tank; F: Filter; ST: Storage Tank; HTP: Hospital Terminal Point).

Sampling point	pHs	LSI	RSI
Springs			
S 1	9.00	-2.60	11.61
S 2	9.27	-3.07	12.34
S 3	9.30	-2.50	11.80
S 4	9.23	-3.03	12.26
S 5	9.24	-2.64	11.89
Transmission			
BPT 1	9.13	-2.43	11.57
BPT 2	9.04	-2.54	11.59
BPT 3	9.02	-2.32	11.35
Filter			
F IN	9.09	-2.39	11.49
F OUT	8.84	-1.24	10.09
Distribution			
ST	8.84	-1.04	9.89
HTP 1	8.86	-1.26	10.13
HTP 2	8.93	-1.23	10.17
HTP 3	8.82	-1.22	10.04
HTP 4	8.85	-1.35	10.21

4. CONCLUSION

The results show that the physical and chemical characteristics of the water supplied and distributed in the hospital are always below those permitted by Peruvian regulation and by WHO guidelines values for drinking water. Water turbidity and iron concentration increase in the hospital distribution system due to pipe corrosion and was confirmed by specific corrosion indices.

Microbiological analyses show a low sanitary risk that is not irrelevant if we consider the type of building. *Escherichia Coli* and *Streptococci faecalis* concentration seems to rise slightly in the hospital distribution system. In order to ensure a safe quality to the delivered water, a water disinfection treatment should be installed. The hospital water supply system is in good condition except for some signs of corrosion (holes in surface pipes or red water production).

The alkaline filter, installed to mitigate corrosion, changed some physical-chemical parameters due to the dissolution of dolomite media. In fact, LSI and RSI values calculated for treated water confirmed the reduction of water corrosiveness after filtration. Furthermore, compared to conventional chemical addition, a limestone contactor is easier and safer to operate, reduces operating costs, self-adjusts the water pH without risk of chemical overdose, requires minimal maintenance and operator skill, and does not require continuous feed of chemicals. Finally, the water quality monitoring program applied in this study was found to be effective for the evaluation of water corrosiveness characteristics and is recommended as a protocol for water quality monitoring to be regularly applied.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

Riccardo Bigoni developed this project during his PhD studies in Appropriate Methods and Technologies for International Development Co-operation, supported by the Alberto Archetti Funds. Sabrina Sorlini and Maria Cristina Collivignarelli coordinated the data processing and the discussion. Riccardo Bigoni performed the described monitoring campaign, data processing and discussion. The authors wish to thank Prof. Paolo Berbenni (Politecnico di Milano) for his assistance and Operazione Mato Grosso NGO (Brescia, IT) for the collaboration in the research activities.

6. REFERENCES

- AL-RAWAJFEH, A. E.; AL-SHAMAILEH, E. M. Assessment of tap water resources quality and its potential of scale formation and corrosivity in Tafila province, South Jordan. **Desalination**, v. 206, n. 1-3, p. 322–332, 2007.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2006.01.039>
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20th Ed. Washington, 1998.
- AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA. **Corrosion control by deposition of CaCO₃ films**. Denver, 1978.
- AMERICAN WATER WORLD ASSOCIATION - AWWA; UNITED STATES. Department of Health and Human Services. Centers for Diseases Control And Preventions – CDC's. **Emergency water supply planning guide for hospitals and health care facilities**. Atlanta, 2011.

- ASUNCIN. Municipalidad Provincial. **Plan vial provincial participativo, municipalidad provincial de Asuncin**. Chacas, 2007.
- CUNLIFFE, D.; BARTRAM, J.; BRIAND, E.; CHARTIER, Y.; COLBOURNE, J.; DRURY, D. et al. **Water safety in buildings**. Geneva: World Health Organization, 2011.
- DEUTSCHER VEREIN DES GAS- UND WASSERFACHS - DVGW. **Water treatment-deacidification of water**: basics for planning, design and operation of filters. Bonn, 1993.
- HEALTH CANADA. **Guidance on controlling corrosion in drinking water distribution systems**. Ottawa, 2009.
- LANGELIER, W. F. The analytical control of the anticorrosion water treatment. **Journal of American Water Works Association**, v. 28, n. 10, p. 1500–1521, 1936. <http://www.jstor.org/stable/41226418>
- LEE, E. J.; SCHWAB K. J. Deficiencies in drinking water distribution systems in developing countries. **Journal of Water & Health**, v. 3, n. 2, p. 109–127, 2005.
- PERU. Ministerio de Salud - MINSA. **Dirección general de salud ambiental DS n°031-2010-SA**. Reglamento de la calidad del agua para consumo humano. Lima, 2011.
- PRÜSS-ÜSTÜN, A.; BOS, R.; GORE, F.; BARTRAM, J. **Safer water, better health**: costs, benefits and sustainability of interventions to protect and promote health. Geneva: World Health Organization, 2011.
- REDDY, M. M.; NANCOLLAS, G. H. The crystallization of calcium carbonate. **Journal of Crystal Growth**, v. 37, n. 4, p. 824 – 830, 1976. [http://dx.doi.org/10.1016/0021-9797\(71\)90161-5](http://dx.doi.org/10.1016/0021-9797(71)90161-5)
- RYZNAR, J. W. A new index for determining amount of calcium carbonate scale formed by a water. **Journal of American Water Works Association**, v. 36, n. 4, p. 472–486, 1944.
- SHAMS EL DIN, A. M. Three strategies for combating the corrosion of steel pipes carrying desalinated potable water. **Desalination**, v. 238, p. 166-173, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2007.11.063>
- UNITED STATES. Environmental Protection Agency - USEPA. **Corrosion manual for internal corrosion of water distribution systems**. Washington, 1984.
- VIK, E. A.; RYDER, R. A.; WAGNER, I.; FERGUSON, J. F. Mitigation of corrosion effects. In: AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; DVGW TECHNOLOGIEZENTRUM WASSER. **Internal corrosion of water distribution systems**. 2nd Ed. Denver, 1996.
- VOLK, C.; DUNDORE, E.; SCHIERMANN, J.; LECHEVALLIER, N. Practical evaluation of iron corrosion control in drinking water distribution system. **Water Research**, v. 34, n. 6, p. 1967–1974, 2000. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(99\)00342-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(99)00342-5)
- WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. **A manual on infection control in health facilities**. New Delhi, 1988.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. **Health aspects of plumbing**. Geneva, 2006.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. **Guidelines for drinking-water quality**. 4th Ed. Geneva, 2011.

Air pollutants and hospital admissions due to stroke

doi: 10.4136/ambi-agua.1318

Received: 14 Feb. 2014; Accepted: 07 Jul 2014

Samara Gavinier; Luiz Fernando Costa Nascimento*

Universidade de Taubaté (UNITAU), Taubaté, SP, Brasil

*Corresponding author: e-mail: luiz.nascimento@unitau.com.br,
sagavinier@yahoo.com.br

ABSTRACT

International studies have demonstrated associations between exposure to air pollutants and deaths and hospitalizations due to stroke. However, the profile of these associations is not known in Brazil. This study aims to estimate the association between exposure to air pollutants and hospital admissions due to stroke in individuals who live in a medium-sized city, Sorocaba, São Paulo, Brazil. This was ecological time-series study using hospitalization data relating to the diagnosis of stroke (ICD-10 I.60-I.64) in persons 50 years of age or older who resided in the city of Sorocaba between January 1, 2007 to December 31, 2011. The pollutants studied were particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and nitrogen oxide, controlled by apparent temperature. The generalized additive model using Poisson regression for the day of hospitalization and for up to five days of lag was used for the analysis. It was not possible to estimate the association between exposure to daily levels of particulate matter, ozone and nitrogen oxide and hospitalizations for strokes, but it was possible to identify an association between exposure to nitrogen dioxide and hospitalization for stroke (RR = 1.004, 95% CI 1.000-1.008) for the third one-day lag. An increase of $10 \mu\text{g m}^{-3}$ in concentrations of this pollutant represented an increase of 4 percentage points in the risk of hospitalization. Thus, it was established that the nitrogen dioxide is associated with hospitalization for stroke in a medium-sized city, i.e., Sorocaba.

Keywords: air pollution, stroke, time series studies, nitrogen dioxide.

Poluentes atmosféricos e internações por acidente vascular encefálico

RESUMO

Estudos internacionais demonstram associações entre exposição a poluentes do ar e óbitos e internações por AVE. Entretanto, não é conhecido o perfil dessas associações no Brasil. O presente estudo tem por objetivo estimar a associação entre a exposição a poluentes do ar e as hospitalizações por acidente vascular encefálico em indivíduos residentes de um município de porte médio, Sorocaba, São Paulo, Brasil. Realizou-se um estudo ecológico de série temporal com dados de internações por diagnóstico de acidente vascular encefálico (CID-10 I.60-I.64), em indivíduos com 50 anos de idade ou mais, residentes no município de Sorocaba, durante o período de 1 de janeiro de 2007 a 31 de dezembro de 2011. Os poluentes estudados foram o material particulado, o ozônio, o dióxido de nitrogênio e o óxido de nitrogênio, controlados pela temperatura aparente. Para a análise, foi utilizado o modelo

aditivo generalizado pela regressão de Poisson para o dia da internação e para até cinco dias de defasagens. Não foi possível estimar associação entre a exposição aos níveis diários do material particulado, do ozônio e do óxido de nitrogênio e internações por AVE. Mas, foi possível identificar associação entre exposição ao dióxido de nitrogênio e a internação por acidente vascular encefálico (RR= 1,004; IC95% 1,000- 1,008), para o terceiro dia de defasagem. O incremento de 10 $\mu\text{g m}^{-3}$ nas concentrações desse poluente representou um aumento de 4 pontos percentuais no risco de internação. Assim, foi possível identificar o dióxido de nitrogênio está associado à hospitalização por acidente vascular encefálico em uma cidade de médio porte, Sorocaba.

Palavras-chave: poluição do ar, acidente vascular cerebral, série temporal, dióxido de nitrogênio.

1. INTRODUCTION

Several studies have shown the harmful effects of air pollutants on human health. These studies have found that concentrations of air pollutants below the limit established by national and international governmental standards may significantly impact health (Brazil, 1990; Gouveia et al., 2006; Olmo et al., 2011).

Gaseous pollutants and inhalable particulate matter have acute and chronic effects on respiratory diseases (Cançado et al., 2006; Braga et al., 2007; Ignotti et al., 2010; Amancio and Nascimento, 2012), particularly in children and elderly people; they also significantly impact persons with cardiovascular disease (Cançado et al., 2006; Cendon et al., 2006; Braga et al., 2007; Nascimento, 2011; Gavinier and Nascimento, 2013). Data from hospital admissions, emergency care and mortality have been used to assess such effects.

The main emission sources of air pollutants are the burning of biomass, industries and motor vehicles (Harrison, 2006). The importance of studying the concentration of air pollutants in large cities is apparent, since these areas are heavily industrialized and have heavy vehicular traffic on both highways and in urban areas. However, few studies explore the effects of these pollutants in medium-sized cities.

Recently, three studies conducted in medium-sized Brazilian cities showed significant associations between air pollutant exposure and asthma hospitalization (Amancio and Nascimento, 2012), hospital admissions for ischemic heart disease (Nascimento, 2011) and hospitalization due to stroke (Nascimento et al., 2012).

Stroke is responsible for more morbidity and mortality than any other cardiovascular disease, and is considered the second leading cause of death worldwide (Donnan et al., 2008). Among Latin American countries, Brazil has considerable rates of mortality due to stroke (Lotufo, 2005).

In the year 2009, around 150,000 hospital admissions due to stroke occurred throughout Brazil. These resulted in about 30,000 deaths, with a cost to the national coffers of around R\$ 240 million (1 US\$ $\approx$ R\$ 2.00). In the state of São Paulo alone, about 40,000 hospital admissions were due to stroke. Mortality rates for that year were 18.98 per 100,000 inhabitants for Brazil and 20.64 for the state of São Paulo (Brazil, 2013).

Two international studies suggest plausible physiopathological relations. The exposure of individuals to high levels of air pollutants can aggravate or even trigger two possible mechanisms in the pathogenesis of cardiovascular disease (Brook et al., 2004; Pope et al., 2004).

One of these mechanisms involves systemic inflammation responsible for changes in coagulation, increased blood viscosity and the progression of atherosclerosis. Another mechanism involves the autonomic cardiac function, responsible for reducing the variability of heart rate, vasoconstriction and increased blood pressure. Such direct and indirect effects of

air pollution present a plausible explanation for the occurrence of a sudden cardiovascular response, such as a stroke (Brook et al., 2004; Pope et al., 2004).

International studies have shown associations between air pollutants and deaths due to stroke (Hong et al., 2002.), as well as hospitalizations due to strokes (Hong et al., 2002; Tsai et al., 2003; Wellenius et al., 2005; Johnson et al., 2010); however, only one national study has been conducted (Nascimento et al., 2012).

This study therefore aims to estimate the association between daily exposure to air pollutants and hospital admissions for ischemic or hemorrhagic strokes in the residents of Sorocaba, São Paulo, Brazil, a medium-sized city.

2. MATERIAL AND METHODS

This was an ecological time-series study that used data from daily admissions of both sexes due to stroke in Sorocaba, São Paulo, Brazil. Stroke diagnosis (I60 - I64) was determined according to the 10th revision of the International Classification of Diseases. Sorocaba is considered a medium-size city, located in the southwestern region of the state of São Paulo, 90 km from São Paulo at latitude 23° 30' South and longitude 47° 27' West; it is intersected by the major highways of Castello Branco and Raposo Tavares that are heavily used by buses and trucks. Sorocaba has approximately 600 thousand inhabitants (IBGE, 2013), an industrial complex of just over 1,700 industries (Sorocaba, 2013), and a fleet of vehicles of about 200,000 cars and 60,000 motorcycles (IBGE, 2013).

This study included both sexes, aged over 50 years, residents of the city of Sorocaba. The study included the period from January 1, 2007 to December 31, 2011. Hospital admission data were obtained through the DATASUS site of the Hospital Information System (SIH) of the Unified Health System (SUS).

Data regarding daily levels of air pollutants concentrations, the average temperature and average relative humidity of air were supplied by the Environmental Agency of São Paulo (CETESB) in Sorocaba, which has a monitoring station located downtown. This station estimates the daily averages of particulate matter (PM₁₀), and the maximum values of ozone (O₃), nitrogen dioxide (NO₂) and nitrogen oxide (NO) over 24 hours. The apparent temperature was used in this article because this variable considers average temperature and average relative humidity, (Barnett et al., 2010).

The number of daily admissions was the dependent variable and the levels of PM₁₀, O₃, NO₂ and NO, quantified in $\mu\text{g m}^{-3}$, were the independent variables and were adjusted for the daily apparent temperature.

An initial descriptive analysis of each variable was conducted in terms of average values, minimum, maximum and standard deviation, and Pearson correlation coefficients were calculated to identify the correlation between exposure to air pollutants, apparent temperature, and hospitalizations.

The study used the generalized additive model (GAM) of Poisson regression. This model is an alternative to modeling nonlinear relationships that require a smaller number of explanatory variables. Furthermore, the GAM is used to calculate the relative risk, given that the outcome is a discrete variable, a rare event (Conceição et al., 2001).

Stroke morbidity may apparently be distributed over time due to a lag between hospitalization and the individual's exposure to concentrations of the air pollutants; therefore, hospitalizations observed on a particular day may be due to exposure to air pollutants not only this same day, but over the previous days. Nevertheless, there is no consensus regarding a limit of variations for day lag. Therefore, the study chose to investigate this pattern, including daily concentrations of PM₁₀, O₃, NO₂ and NO ranging from the present day (lag 0) until five days before the hospitalization (lag 5).

The coefficients provided by GAM were transformed into relative risks (RR) to hospitalization. The risks of hospitalizations and percentage increase in these risks were estimated according to the increment of $10 \mu\text{g m}^{-3}$ for each air pollutant.

We applied the following expression to estimate the percentage increase (PI): $\text{PI} = (\text{RR} - 1) \times 100$, where RR is defined as $[\exp(\text{coef} \times 10)]$, where coef is the coefficient given by Poisson regression, in which $10 \mu\text{g m}^{-3}$ were added to concentrations of air pollutants. Analyses were performed by SPSS v 17 and Statistica v. 7 software.

3. RESULTS AND DISCUSSION

Data from 2047 hospitalizations due to stroke during the study period were obtained; 1083 hospitalizations were of men and 966 were of women. The minimum and maximum values, averages and standard deviations are presented in Table 1.

Table 1. Descriptive analysis of hospital admissions due to stroke, concentrations of air pollutants and climate variable. Sorocaba, SP, Brazil, 2007 to 2011.

	Mean (SD)	Minimum	Maximum
Hospital admission	1.1 (1.1)	0	7
PM ₁₀ ($\mu\text{g m}^{-3}$)	32.5 (17.3)	6	116
O ₃ ($\mu\text{g m}^{-3}$)	79.9 (30.1)	4	199
NO ₂ ($\mu\text{g m}^{-3}$)	45.9 (27.2)	6	158
NO ($\mu\text{g m}^{-3}$)	48.2 (55.2)	0	333
Apparent temperature ($^{\circ}\text{C}$)	24.5 (4.0)	11.2	33.5

SD= standard deviation.

There was a lack of data from independent variables ranging from 5.53 to 9.04%, but the missing data were randomly distributed over the entire period. On the other hand, the details of admissions due to stroke were available on all of the days of the study.

The means of PM₁₀ and NO₂ did not exceed the annual air quality standards, $50 \mu\text{g m}^{-3}$ and $100 \mu\text{g m}^{-3}$, respectively, established in 1990 by the Brazilian National Environmental Council (CONAMA) (Brazil, 1990). Nevertheless, the mean of O₃ had 15 values exceeding the established limit throughout the study.

The distribution of the daily levels of air pollutants is shown in Figure 1. A seasonal pattern was observed, with the highest values in daily concentrations for PM₁₀, NO₂ and NO during the winter months. Nevertheless, the daily O₃ concentrations showed an erratic pattern.

Several studies used the average temperature and relative humidity (Tsai et al., 2003; Cendon et al., 2006; Gouveia et al., 2006; Braga et al., 2007; Andersen et al., 2010; Ignotti et al., 2010; Nascimento, 2011; Amancio and Nascimento 2012; Nascimento et al., 2012), but Barnett et al. (2010) argue that the apparent temperature is the best fit for such modeling. This study also used the apparent temperature, as did Wellenius et al. (2005).

The correlations between the study variables are shown in Table 2.

Figure 1. Distribution of daily concentrations of particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and nitrogen oxide in Sorocaba, SP, Brazil, 2007-2011.

Table 2. Pearson correlation matrix of concentrations of air pollutants, meteorological variable and hospitalizations. Sorocaba, SP, Brazil, 2007 to 2011.

	HA	PM ₁₀	O ₃	NO ₂	NO	AT
HA	1.00					
PM ₁₀	0.02	1.00				
O ₃	-0.01	0.47**	1.00			
NO ₂	0.05*	0.83**	0.37**	1.00		
NO	0.05*	0.71**	0.17**	0.75**	1.00	
AT	-0.02	0.27**	0.65**	0.14**	-0.03	1.00

AT= apparent temperature; HA= hospital admission; ** p-value <0.01; * p-value <0.05.

This work used the generalized additive model instead of the generalized linear model, similar to the study by Amancio and Nascimento (2012). The use of GAM is justified by incorporating information about seasonal changes and trends between hospitalizations and climatic variables for this time series study (Conceição et al., 2001).

Table 3 shows the coefficients of air pollutants studied and their respective standard errors obtained by generalized additive model of Poisson regression from the lag of 0 up to the lag of 5. Significant association (p-value <0.05) between exposure to nitrogen dioxide and hospitalizations due to stroke was observed after just three days exposure before admission (lag 3).

Table 3. Regression coefficients provided by the model for pollutants adjusted for apparent temperature, with the respective standard errors according lags 0-5 days for hospitalizations due to strokes. Sorocaba, SP, Brazil, 2007 to 2011.

	Coefficient (SE)
PM ₁₀	
Lag 0	-0.00289 (0.00284)
Lag 1	-0.00121 (0.00285)
Lag 2	0.00137 (0.00286)
Lag 3	-0.00380 (0.00286)
Lag 4	0.00073 (0.00285)
Lag 5	0.00338 (0.00283)
O ₃	
Lag 0	0.00024 (0.00120)
Lag 1	0.00016 (0.00116)
Lag 2	0.00039 (0.00118)
Lag 3	-0.00099 (0.00119)
Lag 4	0.00136 (0.00117)
Lag 5	-0.00040 (0.00116)
NO ₂	
Lag 0	0.00167 (0.00178)
Lag 1	-0.00004 (0.00177)
Lag 2	0.00028 (0.00179)
Lag 3	0.00394 (0.00179)[#]
Lag 4	-0.00252 (0.00181)
Lag 5	-0.00058 (0.00178)
NO	
Lag 0	0.00066 (0.00073)
Lag 1	0.00090 (0.00071)
Lag 2	-0.00029 (0.00074)
Lag 3	-0.00053 (0.00075)
Lag 4	0.00075 (0.00073)
Lag 5	-0.00010 (0.00072)

[#] p-value < 0.05

Figure 2 shows the relative risk (RR) for hospitalization in accordance with increment of 10 $\mu\text{g m}^{-3}$ in daily average concentrations of each air pollutant and 95% confidence intervals.

Figure 2. Relative risks (RR) for the increment of $10\mu\text{g m}^{-3}$ and 95% confidence interval for hospitalizations due to stroke at the exposure of pollutants study adjusted by apparent temperature in each lag structure. Sorocaba, SP, Brazil, 2007 to 2011.

We notice that the RR for hospitalizations due to strokes was small. Furthermore, exposure to inhalable particulate matter, ozone and nitrogen oxide showed no significant association with the values of hospital admissions for stroke. On the other hand, nitrogen dioxide showed a significant result.

In our study model, the relative risk to hospitalizations due to strokes after exposure to NO_2 reached 1.004 (95% CI 1.000 - 1.008) in the third day lag. This RR estimated an increase of 4 percentage points for the total admissions due to stroke, when considering $10\mu\text{g m}^{-3}$ increase in the concentration of this pollutant.

Despite the small magnitude of the RR obtained in this study, the impact of air pollutants on human health must be considered due to the large number of individuals exposed.

A 10-year cohort study with control variables conducted in London (Maheswaran et al., 2010) showed that patients who suffered the first stroke had reduced survival under high concentrations of the pollutants studied. Increased mortality after stroke was observed after exposure to PM_{10} and NO_2 , but it was more significant for NO_2 , which is related to vehicular traffic. An increase of $10\mu\text{g m}^{-3}$ in NO_2 concentrations was associated with an increase of 28% (95% CI 11% - 48%) in mortality risk, according to these authors.

Another study carried out in nine U.S. cities (Wellenius et al., 2005) identified an association between exposure to air pollutants and increased admissions on the same day. A 2.94% (1.78 to 4.12) percentage increase in the rate of hospitalization due to ischemic stroke after exposure to NO_2 was observed, but no association was observed between exposure to any air pollutant and hospitalizations due to hemorrhagic in lags of 0 up to lags of 2. However, our study did not observe the acute effect in the associations between air pollutants and hospital admissions due to stroke.

Moreover, exposure to nitrogen dioxide was associated with admissions, denoting a more severe picture in a prospective cohort study (Andersen et al., 2012). The study identified significant associations between NO_2 exposure and stroke incidence and also fatal stroke

during a follow-up of about 10 years. The associations were stronger for the ischemic and unspecified stroke, whereas no association was detected with hemorrhagic stroke.

However, a study in London (Maheswaran et al., 2012) identified no association between NO₂ exposure and incidence of hemorrhagic, ischemic and total stroke. Only borderline values of rate ratio of 1.23 (95% CI 0.99 - 1.53) for 10 µg m⁻³ increase in concentration of the pollutant NO₂ were noted, considering people 65 to 79 years old.

A similar study carried out in Copenhagen, Denmark, used a case-crossover model, a variant of case-control, with temporal stratification to study the effects of temporary exposures in acute events (Andersen et al., 2010), and found that ultrafine particles - PM_{0.1} (particles <0.1 µm in diameter) acted as a risk factor for hospital admissions due to ischemic stroke. In the present study, it was impossible to analyze ultrafine particles, since they were not monitored by our source, the CETESB.

A similar study carried out in São José dos Campos, São Paulo, Brazil, a medium-size city (Nascimento et al., 2012), identified the association of particulate matter exposure on the same day with hospitalization due to stroke. A multi-pollutant model estimated a significant relative risk of 1.013. This study showed the average daily value of PM₁₀ in 24 µg m⁻³, while the present study showed 32.5 µg m⁻³ while excluding the pollutant NO₂ from its investigation. In this study, the inclusion of NO₂ concentrations in Sorocaba in the analysis may have better suited the model; the particulate material does not appear as a risk factor for stroke hospitalization. The findings in Sorocaba coincide with the data of Maheswaran et al. (2010) who also did not identify an association between PM₁₀ and the incidence of stroke.

A study carried out in Taiwan (Tsai et al., 2003) detected the association between NO₂ and admissions due to stroke. An average NO₂ concentration of 28.2 µg m⁻³ was used, almost half of the concentration compared with our study, which used 45.9 µg m⁻³. Positive associations for the pollutants under study for both ischemic and hemorrhagic stroke were identified for single-pollutant models, on hot days (T > 20 °C). A model considering exposure to two pollutants, PM₁₀ and NO₂, and hospital admissions for both types of stroke on hot days showed a statistically positive association. On the other hand, the effects of CO, sulfur dioxide (SO₂) and O₃ were not significant when NO₂ was included in the analysis (Tsai et al., 2003).

In this paper it was impossible to assess the role of SO₂ exposure, although studies (Tsai et al., 2003; Nascimento et al., 2012) present relative risks of exposure to this air pollutant in uni-pollutant models, because the source monitoring, CETESB, was missing SO₂ data for most days.

Although there has been high Pearson correlation between pollutants and apparent temperature, the same was not observed for hospitalizations; this may have contributed to the result that there was no association between hospital admissions due to stroke in all lags.

The present study used data from DATASUS, as did other studies (Cendon et al., 2006; Gouveia et al., 2006; Nascimento, 2011; Amancio and Nascimento, 2012; Nascimento et al., 2012). Despite the incomplete coverage of hospitalizations and the uncertainties regarding the reliability of information contained in Hospital Information System (SIH / SUS), a variety of studies were found showing internal consistence and coherence with current knowledge (Veras and Martins, 1994; Bittencourt et al., 2006).

As in other studies, this paper found it impossible to identify an association between air pollutants and hospital admissions due to ischemic or hemorrhagic stroke (Tsai et al., 2003; Wellenius et al., 2005; Andersen et al., 2010; Johnson et al., 2010; Maheswaran et al., 2012). Despite the fact that DATASUS data classifies stroke hospitalizations by stroke subtypes, ischemic or hemorrhagic, most stroke diagnoses are not specified because the data from DATASUS is collected for economic rather than epidemiological purposes.

Hospitalization was the analyzed outcome of the present study; but hospitalization is just one of the many negative effects of air pollution.

Still, the data provided by DATASUS did not include associated diseases such as hypertension, hypercholesterolemia, physical inactivity, smoking and other co-morbidities that may interfere the stroke occurrence. On the other hand, Johnson et al. (2010) did not observe significant differences when the admissions were controlled for smoking, high blood pressure and body mass index.

This study has limitations, such as the limitations of time series ecological studies which lack individual information on exposure and disease; information is presented in the aggregate as whole populations are studied. It therefore cannot be said that hospitalized individuals were really exposed to levels of air pollution. Also, the study assumes homogeneous exposure throughout the city and that all individuals were similarly exposed. Moreover, daily basis ecological studies show factors whose distributions do not vary daily, and so could not act as potential confounders.

Another limitation of this study is that it uses records related to hospitalizations in the public health system. Thus, the results reflected the effects of air pollutants on the population that uses the network of the Unified Health System, i.e., the majority of the Brazilian population.

There may be some degree of underestimation regarding the frequency of certain complaints, considering the technological profile of the healthcare network and also the possibility of errors in coding of diagnoses. However, the diagnostic confirmation of hospitalizations is performed later in order to reduce diagnostic errors. Another problem may be the double counting of the same patient, since the system does not identify hospitalizations.

It should be noted that even at concentrations below those recommended by CONAMA, an increase in hospital admissions due to stroke is associated with exposure to high concentrations of NO₂.

4. CONCLUSION

It is expected that the results of this study will serve as a reference for further exploration of exposure to other pollutants and hospital admissions due to stroke. Furthermore, it was possible to identify the long-term effect of exposure to NO₂ on hospitalizations due to stroke even in concentrations considered acceptable. If public policy encouraged a reduction in concentrations, the number of hospitalizations due to stroke could likewise be reduced.

5. REFERENCES

- AMANCIO, C. T.; NASCIMENTO, L. F. C. Asthma and air pollutants: a time series study. **Revista da Associação Médica Brasileira**, v. 58, n. 3, p. 302-307, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0104-42302012000300009>
- ANDERSEN, Z. J.; KRISTIANSEN, L. C.; ANDERSEN, K. K.; OLSEN, T. S.; HVIDBERG, M.; JENSEN, S. S. et al. Stroke and Long-Term Exposure to Outdoor Air Pollution From Nitrogen Dioxide : A Cohort Study. **Stroke**, v. 43, n. 2, p. 320-325, 2012. <http://dx.doi.org/10.1161/STROKEAHA.111.629246>
- ANDERSEN, Z. J.; OLSEN, T. S.; ANDERSEN, K. K.; LOFT, S.; KETZEL, M.; RAASCHOU-NIELSEN, O. Association between short-term exposure to ultrafine particles and hospital admissions for stroke in Copenhagen, Denmark. **European Heart Journal**, v. 31, n. 16, p. 2034–2040, 2010. <http://dx.doi.org/10.1093/eurheartj/ehq188>

- BARNETT, A. G.; TONG, S.; CLEMENTS, A. C. A. What measure of temperature is the best predictor of mortality? **Environmental Research**, v. 110, n. 6, p. 604–611, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envres.2010.05.006>
- BITTENCOURT, A. S.; CAMACHO, L. A. B.; LEAL, M. C. O Sistema de Informação Hospitalar e a sua aplicação na saúde coletiva. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 22, n. 1, p. 19-30, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2006000100003>
- BRAGA, A. L. F.; PEREIRA, L. A. A.; PROCÓPIO, M.; ANDRÉ, P. A.; SALDIVA, P. H. N. Association between air pollution and respiratory and cardiovascular diseases in Itabira, Minas Gerais State, Brazil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 23, supl. 4, p. 570-578, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2007001600017>
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução CONAMA Nº 003/1990. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=100>. Access in: 20 May 2014.
- BRASIL. Ministério da Saúde. Banco de dados do Sistema Único de Saúde. DATASUS. Informações de Saúde. **Epidemiológicas e morbidade**. Disponível em: <<http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/defthtm.exe?sih/cnv/niuf.def>>. Access in: 20 Apr. 2013.
- BROOK, R. D.; FRANKLIN, B.; CASCIO, W.; HONG, Y.; HOWARD, G.; LIPSETT, M. et al. Air pollution and cardiovascular disease: a statement for healthcare professionals from the Expert Panel on Population and Prevention Science of the American Heart Association. **Circulation**, v. 109, n. 21, p. 2655-2671, 2004. <http://dx.doi.org/10.1161/01.CIR.0000128587.30041.C8>
- CANÇADO, J. E. D.; BRAGA, A.; PEREIRA, L. A. A.; ARBEX, M.A.; SALDIVA, P. H. N.; SANTOS, U. D. P. Clinical repercussions of exposure to atmospheric pollution. **Jornal Brasileiro de Pneumologia**, v. 32, supl. 2, p. 5-11, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/S1806-37132006000800003>
- CENDON, S.; PEREIRA, L. A. A.; BRAGA, A. L. F.; CONCEIÇÃO, G. M. S.; CURY Jr, A.; ROMALDINI, H. et al. Air pollution effects on myocardial infarction. **Revista de Saúde Pública**, v. 40, n. 3, p. 41-419, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-89102006000300008>
- CONCEIÇÃO, G. M. S.; SALDIVA, P. H. N.; SINGER, J. M. Modelos MLG e MAG para análise da associação entre poluição atmosférica e marcadores de morbi-mortalidade: uma introdução baseada em dados da cidade de São Paulo. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 4, n. 3, p. 206-219, 2001. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-790X2001000300007>
- DONNAN, G. A.; FISHER, M.; MACLEOD, M.; DAVIS, S. M. Stroke. **The Lancet**, v. 371, p. 1612-1623, 2008. [http://dx.doi.org/10.1016/S0140-6736\(08\)60694-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0140-6736(08)60694-7)
- GAVINIER, S.; NASCIMENTO, L. F. C. Material particulado e internações por doenças isquêmicas do coração em Sorocaba, SP. **Rev. Ambient. Água** vol. 8 (suplemento), p.228-236, 2013. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1418>
- GOUVEIA, N.; FREITAS, C. U.; MARTINS, L. C.; MARCILIO, I. O. Hospitalizações por causas respiratórias e cardiovasculares associadas à contaminação atmosférica no Município de São Paulo, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 22, n. 12, p. 2669-2677, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2006001200016>

- HARRISON, R. M. **Air quality guidelines**: global update 2005. Sources of air pollution, 2006. 9p.
- HONG, Y. C.; LEE, J. T.; KIM, H.; KWON, H. J. Air pollution: a new risk factor in ischemic stroke mortality. **Stroke**, v. 33, n. 9, p. 2165-2169, 2002. <http://dx.doi.org/10.1161/01.STR.0000026865.52610.5B>
- IGNOTTI, E.; VALENTE, J. G.; LONGO, K. M.; FREITAS, S. P.; HACON, S. S.; NETTO, P. A. Impact on human health of particulate matter emitted from burnings in the Brazilian Amazon region. **Revista de Saúde Pública**, v. 44, n. 1, p. 121-130, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-89102010000100013>
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Cidades**. Available in: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/perfil.php?lang=&codmun=355220&search=sao-paulo|sorocaba>>. Access in: 26 Nov. 2013.
- JOHNSON, J. Y. M.; ROWE, B. H.; VILLENEUVE, P. J. Ecological analysis of long-term exposure to ambient air pollution and incidence of stroke in Edmonton, Alberta, Canada. **Stroke**, v. 41, n. 7, p. 1319-1325, 2010. <http://dx.doi.org/10.1161/STROKEAHA.110.580571>
- LOTUFO, P. A. Stroke in Brazil: a neglected disease. **Sao Paulo Medical Journal**, v. 123, n. 1, p. 3-4, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S1516-31802005000100001>
- MAHESWARAN, R.; PEARSON, T.; SMEETON, N. C.; BEEVERS, S. D.; CAMPBELL, M. J.; WOLFE, C. D. Outdoor air pollution and incidence of ischemic and hemorrhagic stroke: a small-area level ecological study. **Stroke**, v. 43, n. 1, p. 22-27, 2012. <http://dx.doi.org/10.1161/STROKEAHA.110.610238>
- MAHESWARAN, R.; PEARSON, T.; SMEETON, N. C.; BEEVERS, S. D.; CAMPBELL, M. J.; WOLFE, C. D. Impact of outdoor air pollution on survival after stroke: population-based cohort study. **Stroke**, v. 41, n. 5, p. 869-877, 2010. <http://dx.doi.org/10.1161/STROKEAHA.109.567743>
- NASCIMENTO, L. F. C. Air pollution and cardiovascular hospital admissions in a medium-sized city in São Paulo State, Brazil. **Brazilian Journal of Medical and Biological Research**, v. 44, n. 7, p. 720-724, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-879X2011007500079>
- NASCIMENTO, L. F. C.; FRANCISCO, J. B.; PATTO, M. B. R.; ANTUNES, A. M. Environmental pollutants and stroke-related hospital admissions. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 28, n. 7, p. 1319-1324, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2012000700010>
- OLMO, N. R. S.; SALDIVA P. H. N.; BRAGA, A. L. F.; LIN, C. A.; SANTOS, U. P.; PEREIRA, L. A. A. A review of low-level air pollution and adverse effects on human health: implications for epidemiological studies and public policy. **Clinics**, v. 66, n. 4, p. 681-690, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S1807-59322011000400025>
- POPE, C. A.; BURNETT, R. T.; THURSTON, G. D.; THUN, M. J.; CALLE, E. E.; KREWSKI, D.; GODLESKI, J. J. Cardiovascular mortality and long-term exposure to particulate air pollution: epidemiological evidence of general pathophysiological pathways of disease. **Circulation**, v. 109, n. 1, p. 71-77, 2004. <http://dx.doi.org/10.1161/01.CIR.0000108927.80044.7F>

-
- SOROCABA. **A cidade de Sorocaba**. Disponível em: <<http://www.sorocaba.com.br/sobre-sorocaba>>. Access in: 26 Nov. 2013.
- TSAI, S. S.; GOGGINS, W. B.; CHIU, H. F.; YANG, C. Y. Evidence for an association between air pollution and daily stroke admissions in Kaohsiung, Taiwan. **Stroke**, v. 34, n. 11, p. 2612-2616, 2003. <http://dx.doi.org/10.1161/01.STR.0000095564.33543.64>
- VERAS, C.; MARTINS, M. A confiabilidade dos dados nos formulários de Autorização de Internação Hospitalar, Rio de Janeiro, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 10, n. 3, p. 339-355, 1994.
- WELLENIUS, G. A.; SCHWARTZ, J.; MITTLEMAN, M. A. Air pollution and hospital admissions for ischemic and hemorrhagic stroke among medicare beneficiaries. **Stroke**, v. 36, n. 12, p. 2549-2553, 2005. <http://dx.doi.org/10.1161/01.STR.0000189687.78760.47>

First occurrence of the exotic Asian clam *Corbicula fluminea* (Muller, 1774) in the Jundiaí-Mirim River Basin, SP, Brazil

doi: 10.4136/ambi-agua.1330

Received: 26 Feb. 2014; Accepted: 27 Jun 2014

Frederico Guilherme de Souza Beghelli^{1*}; Marcelo Luiz Martins Pompêo²;
Viviane Moschini Carlos¹

¹Universidade Estadual Paulista "Julio de Mesquita Filho" (UNESP), Sorocaba, SP, Brasil

²Universidade de São Paulo - IB (USP), Butantã, SP, Brasil
Departamento de Ecologia

*Corresponding author: e-mail: fred_sb@hotmail.com,
mpompeo@ib.usp.br, viviane@sorocaba.unesp.br

ABSTRACT

Corbicula fluminea is a naturally occurring Asian bivalve that was spread around the world, and which has become a highly aggressive invasive species in many countries. *C. fluminea* has many ecological, economic and social impacts, such as the extinction of native species, ecosystems alterations, and damage to pipes and hydropower turbines. As an illustration of the potential damage that proliferation of *C. fluminea* can cause, it is noted that the United States government spends more than 1 billion dollars per year to control this species. This work recorded the first occurrence of the Asian clam *C. fluminea* in the Jundiaí-Mirim Basin, SP, Brazil, and included basic ecological information such as density, frequency distribution of size and species distribution along the basin. Seventy-eight individuals were sampled with a van Veen grab along the basin. The specimens were identified and measured. The exotic species was found only in two of four sampling points and its distribution was possibly influenced by sediment composition and water flow. Moderate densities were calculated, ranging from 12 to 235 ind.m⁻². Our data suggest that young populations are growing in the basin. The presence of *C. fluminea* is a concern for the maintenance of the ecosystem and for different water uses in the Jundiaí region.

Keywords: invasive species, Corbiculidae, Bivalve.

Primeiro registro de ocorrência do bivalve exótico *Corbicula fluminea* (Muller, 1774) na microbacia do Rio Jundiaí-Mirim, SP, Brasil

RESUMO

Corbicula fluminea é um bivalve exótico natural da Ásia que espalhou-se rapidamente pelo mundo tornando-se uma espécie invasora altamente agressiva em muitos países. A espécie tem o potencial de provocar uma série de impactos ecológicos, econômicos e sociais como a extinção de espécies nativas, alterações em ecossistemas e danos em tubulações e turbinas de hidrelétricas. Como exemplo dos danos que a espécie pode gerar, basta mencionar que o governo dos Estados Unidos gasta anualmente mais de 1 bilhão de dólares com a espécie. Os objetivos deste trabalho foram registrar a primeira ocorrência do bivalve invasor

C. fluminea na bacia do rio Jundiaí-Mirim, SP, Brasil bem como contribuir com alguns dados ecológicos básicos como densidade, distribuição de frequências de tamanho bem como a distribuição da espécie ao longo da bacia hidrográfica. Um total de 78 indivíduos foi coletado com draga van Veen. Os organismos foram identificados e medidos. O molusco foi registrado em apenas duas das quatro estações amostrais e sua distribuição provavelmente relaciona-se com a composição do sedimento e fluxo da água. Valores intermediários de densidade foram registrados variando de 12 a 235 ind.m⁻². Os dados sugerem populações jovens que estão em crescimento na bacia. A presença de *C. fluminea* é uma questão preocupante no que concerne a manutenção do ecossistema e da água para diferentes usos na região de Jundiaí, SP.

Palavras-chave: espécie invasora, Corbiculidae, Bivalvia.

1. INTRODUCTION

The introduction of exotic species is one of the main factors responsible for the loss of species and for ecosystems alterations around the world, due mainly to loss of habitat and food web links (Espíndola et al., 2005). The aquatic exotic bivalve *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) is native to the Asian southwest and has rapidly spread around the world, becoming one of the most concerning invasive species. The arrival of the Asian clam in North America is attributed to the immigration of Chinese people who brought the bivalve as food resource (Mansur et al., 2004). In South America, the clam's arrival is probably related to its transportation in ballast water or its adherence to boat hulls. It was introduced in Brazil in about 1970 (Veitenheimer-Mendes, 1981). It has been registered in many Brazilian States: Amazonia (Pimpão and Martins, 2008), Brasília (Rodrigues et al., 2007), Goiás (Thiengo et al., 2005), Minas Gerais (Maroneze et al., 2011), Paraná (Bagatini et al., 2005), Rio Grande do Sul (Martins et al., 2006) and São Paulo (Vianna and Avelar, 2010). In São Paulo State, species records are mainly concentrated in the Midwest region and near the borders with Minas Gerais (FAPESP, 2014).

Rapid growth, early sexual development, reduced life cycle, high fecundity and great dispersion capacity favor their success in new environments (Sousa et al., 2008). Moreover, *C. fluminea* can migrate in both directions in a waterway: up- or downstream (Lucy et al., 2012), and can thus spread throughout an entire basin from wherever it is introduced.

The species has a filtering habit and can consequently alter primary production due to intense plankton consumption which can improve sedimentation rates (Zhang et al., 2011). Economic and social damage can also result. It frequently obstructs pipes and power turbines (Rosa et al., 2011). The United States spends more than 1 billion per year in order to limit their dispersion and to repair damages caused by *C. fluminea* (Pimentel et al., 2005). Until now, the Asian clam has never been recorded in Jundiaí-Mirim basin. The nearest occurrence was recorded in the Campinas region. (FAPESP, 2014).

Thus, the registration of these organisms in a water body is important information for managers and water quality programs should include their monitoring. This work registered the first occurrence of the exotic species in the Jundiaí-Mirim Basin and also estimated the mollusk's probable arrival period, serving as an alert to probable damages that the region may suffer due to *C. fluminea* proliferation.

2. MATERIAL AND METHODS

The Jundiaí-Mirim Basin is in the Piracicaba-Capivari-Jundiaí River Basin in São Paulo State (Figure 1). The Jundiaí-Mirim Basin covers three cities: Jundiaí, Jarinu and Campo Limpo Paulista with a combined population of around 468 thousand people; 95% of this population lives in urban areas (IBGE, 2010).

According to Freitas et al. (2013), although 19.9% of the basin is a legally protected area, only 44.6% of the protected area is preserved in agreement with the law. Many impacts occur due to antropic activities along the basin, such as pollution by sewage discharges, agrototoxic loads in the water bodies and the suppression of riparian forest.

Samples were collected on September 2nd, 2013 using a van-Veen grab (405 cm², area) with two cumulative launchings per sampling point (only launchings with the grab completely closed were considered) along the Jundiá-Mirim Basin (Figure 1), comprising four sampling points which were in the littoral region. From headwater to downstream, the points were: 23° 6' 14.47" S / 46° 46' 37.77" W; 23° 8' 52.59" S / 46° 49' 21.11" W; 23° 8' 52.43" S / 46° 49' 18.96" W and 23° 9' 19.95" S / 46° 54' 12.08" W, named, respectively, as A, B, C and D points. The least possible distance (a straight line) between the sampling points are 6.71 km from A to B; 0.06 from B to C and 8.56 from C to D, totaling 15.33 km of distance. The sampling points may be characterized as follows:

- Point A: a small reservoir (about 80 meters length) used for agriculture purposes; the land around it is mainly converted to farming with the exception of minor spots of natural vegetation, including the right margins of the reservoir.
- Points B and C: both points are in a rural property used for commercial purposes (a restaurant). Only exotic vegetation, mainly grass. Domestic ducks were observed in the field. Point B is a little lotic watercourse and C is a deviation of the main course that was dammed and is used mainly to power a watermill.
- Point D: a passage point just before the waters is transferred to the treatment plant that supplies Jundiá city.

Figure 1. Location of Piracicaba Jundiá Capivari (PCJ) and the Jundiá-Mirim Basin in São Paulo State.

The sediment was sieved with a 0.2 mm mesh opening and organisms were separated using a plastic tray with small proportions of sediment over a case equipped with a lamp and covered with glass. Further, the specimens were identified (Mansur et al., 2004; Mansur and

Pereira, 2006) and their lengths and widths were measured using a caliper. The specimens were preserved in a 10% formaldehyde solution and were stored at Limnology Laboratory at UNESP, Sorocaba, SP, Brazil.

3. RESULTS AND DISCUSSION

The study recorded 78 individuals at just two points: one in point A, a headwater reservoir and 77 at B. No clams were recorded at the other points (C and D). The absence of *C. fluminea* in points C and D do not exclude the possibility of occurrence there, since the samplings in the present work were designed for a rapid diagnostic of the basin and not in an exhaustive way. Since *C. fluminea* is an aggressive invasive clam and lives and reproduces in a large range of conditions, and since no limiting conditions were observed, it is possible that the species inhabits the other points as well, but in lower densities. Densities observed varied from 12 to 235 ind.m⁻², considering the points with more than one clam in the sampling (A and B). These values can be considered moderate.

The density of *C. fluminea* can vary heavily in different environments. In this sense, Rodrigues et al. (2007) reported densities ranging from just three to 300 ind.m⁻² in Paranoá Lake, Brasília, Brazil while França et al. (2007) recorded a density of 6154 ind.m⁻² in the Promissão Reservoir, low Tietê, SP, during the wet season in sediments with high proportions of sand.

According to Lucy et al. (2012), the limiting factors for the bivalve growth are salinity, temperature, pH, calcium, oxygen, water flow, sediment type and food availability. Point B, where higher densities were recorded, has sandy sediments and is a lotic environment. Both characteristics are favorable for *C. fluminea* development. Points C and D have the finest sediments; C is lentic and D is lotic, but with lower oxygen concentrations (Medeiros, 2013). Thus, the differences in abundance observed are probably due to these variations.

The widths of shells ranged from 1.4 to 2.6 cm and the lengths from 1 to 2.3 cm. The most frequent class includes shells with widths around 2 cm and lengths around 1.8 cm (Figure 2).

Figure 2. Histogram of width and length classes of the *C. fluminea* bivalves sampled at Jundiaí-Mirim basin (n=77).

According to Cataldo and Boltovskoy (1999), the age of *C. fluminea* can be estimated based on shell lengths, but the relation varies according environmental conditions, specially food resources, season and temperature. Moreover, for a correct estimation a systematic sampling must be performed in order to obtain growth curves that are not possible with the present data. The mentioned authors recorded shell lengths ranging from 0.6 to 33 mm in the Paraná River Delta, Argentina with marked differences between summer and winter, ages were estimated in length ranges corresponding to one year old (15.3-22.4 mm), two (23.5-27 mm) and three (27.5-29.3 mm).

In Brazil, Rodrigues et al. (2007) recorded that the most frequently found shell sizes ranged from 20 to 25 cm, corresponding to organisms around 2 years old. Performing a coarse comparison (considering that the relation of length to age may differ markedly between environments), the clams from Jundiaí-Mirim Basin could have ages varying from less than one to 2 years old, with the majority of them around one year old. Since the studied areas have mesotrophic conditions (Beghelli et al., 2013) and higher and more constant temperatures than those recorded by Cataldo and Boltovskoy (1999), and both are factors that improve the growth rates (Lucy et al., 2012), the organisms recorded in the present work are probably younger than the estimated age, indicating a recent invasion of the Asian clam in the basin.

It was estimated from the data that just 6% of the organisms are less than one year old; the majority (86%) is around one year old and 8% of them are about two years old, suggesting that the *C. fluminea* species must have been introduced in the environment around 2011 or later. From this data it can be estimated that there are around 57 ind.m⁻² of less than one year old and so it can be concluded that the population is growing and reproducing in the Jundiaí-Mirim Basin. The data reflects a young population as compared with other studies (Rodrigues et al., 2007), and a rapid and worrisome introduction of the species to the region of Jundiaí, SP.

4. CONCLUSIONS

The recent first recording of the introduction of *C. fluminea* is a major concern to the maintenance of the ecosystem and for different water uses in the Jundiaí region. The densities recorded are high and the population is still young, which means that the species is rapidly establishing a foothold in the region. There are serious ecological, economic and social damages risks if the growth of the population continues unabated.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

To Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP (processes numbers: 2013/03494-4; 2013/08272-0; 2012/11890-4) for financial support and to Dr. Eliana Pintor Arruda for orientations to confirm *C. fluminea* identification.

6. REFERENCES

- BAGATINI, Y. M.; PANARARI, R. S.; HIGUTI, J.; BENEDITO-CECILIO, E.; PRIOLI, A. J.; PRIOLI, S. M. P. Morphological and molecular characterization of *Corbicula* (Mollusca, Bivalvia) at Rosana Reservoir, Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v. 27, n. 4, p. 397-404, 2005.
- BEGHELLI, F. G. S.; MACHADO, F. H.; PECHE FILHO, A.; POMPÊO, M. L. M.; MOSCHINI-CARLOS, V.; RIBEIRO, A. I. et al. Análise de clorofila a e índice de estado trófico das águas da microbacia do rio Jundiaí-Mirim. In: WORKSHOP INTEGRAÇÃO DE SABERES AMBIENTAIS, 1., 03 dez. 2013, Sorocaba. **Livro de Memórias...** Sorocaba: UNESP, 2013. p. 10-14.
- CATALDO, D.; BOLTOVSKOY D. Population dynamics of *Corbicula fluminea* (Bivalvia) in the Paraná River Delta (Argentina). **Hydrobiologia**, Belgium, v. 380, n. 1, p. 153-163, 1999. <http://dx.doi.org/10.1023/A:1003428728693>

- ESPÍNDOLA, M. B.; BECHARA, F. C.; BAZZO, M. S.; REIS, A. Recuperação ambiental e contaminação biológica: aspectos ecológicos e legais. **Biotemas**, Santa Catarina, v. 18, n. 1, p. 27 - 38, 2005.
- FRANÇA, R. S.; SURIANI, A. L.; ROCHA, O. Composição das espécies de moluscos bentônicos nos reservatórios do baixo rio Tietê (São Paulo, Brasil) com uma avaliação do impacto causado pelas espécies exóticas invasoras. **Revista brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 24, n. 1, p. 41-51, 2007.
- FREITAS, E. P.; DE MORAES, J. F. L.; PECHE FILHO, A.; STORINO, M. Indicadores ambientais para áreas de preservação permanente. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 4, p. 443-449, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662013000400013>
- FUNDAÇÃO DE AMPARO À PESQUISA DO ESTADO DE SÃO PAULO – FAPESP. **Sinbiota 2.1**. Available in: <<http://sinbiota.biota.org.br/>> . Access in: 27 Jun. 2014.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Censo 2010**. Rio de Janeiro. Available in: <<http://cidades.ibge.gov.br/xtras/home.php>>. Access in Jun. 2014.
- LUCY, F. E.; KARATAYEV, A. Y.; BURLAKOVA, L. E. Predictions for the spread, population density, and impacts of *Corbicula fluminea* in Ireland. **Aquatic Invasions**, Regional Euro-Asian Biological Invasions Centre, v. 7, n. 4, p. 465–474, 2012. <http://hdl.handle.net/10759/317614>
- MANSUR, M. C. D.; PEREIRA, D. Bivalves límnicos da bacia do rio dos Sinos, Rio Grande do Sul, Brasil (Bivalvia, Unionoida, Veneroida e Mytiloida). **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 23, n. 4, p. 1123–1147, 2006.
- MANSUR, M. C. D.; CALLIL, C. T.; CARDOSO, F. R.; IBARRA, J. A. A. Uma retrospectiva e mapeamento da invasão de espécies de *Corbicula* (Mollusca, Bivalvia, Veneroida, Corbiculidae) oriundas do Sudeste asiático na América do Sul. In: SILVA, J. S. V.; SOUZA, R. C. C. L. (Orgs.). **Água de lastro e bioinvasão**. Rio de Janeiro: Interciência, 2004. p. 39-58.
- MARONEZE, D. M.; COSCARELLI, D.; VIDIGAL, T. H. D. A.; CALLISTO, M. First record of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the drainage basin of the Araguari River, Minas Gerais, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 71, n. 1, p. 221-222, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842011000100033>
- MARTINS, D. S.; VEITENHEIMER-MENDES, I. L.; FACCIONI-HEUSER, M. C. Aspectos morfológicos e incubação em três espécies de *Corbicula* Mühlfeld, no lago Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil (Bivalvia, Corbiculidae). **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, n. 2, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/S1676-06032006000200016>
- MEDEIROS, T. A. M. Indicadores físico-químicos de qualidade dos recursos hídricos da bacia do rio Jundiaí-Mirim. In: WORKSHOP INTEGRAÇÃO DE SABERES AMBIENTAIS, 1., 03 dez. 2013, Sorocaba. **Livro de Memórias...** Sorocaba: UNESP, 2013. p. 29-32.

- PIMENTEL, D.; ZUNIGA, R.; MORRISON, D. Update on the environmental and economic costs associated with alien-invasive species in the United States. **Ecological Economics**, Ithaca, v. 52, p. 273-288, 2005. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolecon.2004.10.002>
- PIMPÃO, D. M.; MARTINS, D. S. Ocorrência do molusco asiático *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (Bivalvia, Corbiculidae) no baixo rio Negro, Amazônia central. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 38, n. 3, p. 589-591, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672008000300026>
- RODRIGUES, J. C. A.; PIRES-JUNIOR, O. R.; COUTINHO, M. F.; MARTINS-SILVA, M. J. First occurrence of the Asian Clam *Corbicula fluminea* (Bivalvia: Corbiculidae) in the Paranoá Lake, Brasília, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 67, n. 4, p. 789-790, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842007000400032>
- ROSA, I. C.; PEREIRA, J. L.; GOMES, J.; SARAIVA, P. M.; GONÇALVES, F.; COSTA, R. The Asian clam *Corbicula fluminea* in the European freshwater-dependent industry: A latent threat or a friendly enemy? **Ecological Economics**, Ithaca, v. 70, p. 1805–1813 2011.
- SOUSA, R.; NOGUEIRA, A. J. A.; GASPAR, M. B.; ANTUNES, C.; GUILHERMINO, L. Growth and extremely high production of the non-indigenous invasive species *Corbicula fluminea* (Müller, 1774): Possible implications for ecosystem functioning. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 80, n. 2, p. 289–295, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2008.08.006>
- THIENGO, S. C.; SANTOS, S. B.; FERNANDEZ, M. A. Freshwater molluscs of the lake of Serra da Mesa dam, Goiás, Brazil. I. Qualitative study. **Revista Brasileira de Zoologia**, Curitiba, v. 22, n. 4, p. 867-874, 2005.
- VEITENHEIMER-MENDES, I. L. *Corbicula manilensis*, (Philippi, 1844) molusco asiático na bacia do Jacuí e do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil (Bivalvia, Corbiculidae). **Iheringia Série Zoologia**, v. 60, p. 63-74, 1981.
- VIANNA, M. P.; AVELAR, W. E. P. Ocorrência de espécie invasora *Corbicula fluminea* (Bivalvia, Corbiculidae) no rio Sapucaí, São Paulo, Brasil. **Biotemas**, Florianópolis, v. 23, n. 3, p. 59-66, 2010.
- ZHANG, L.; SHEN, Q.; HU, H.; SHAO, S.; FAN, C. Impacts of *Corbicula fluminea* on oxygen uptake and nutrient fluxes across the sediment–water interface. **Water Air and Soil Pollution**, v. 220, n. 1/4, p. 399–411, 2011. <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-011-0763-3>

Ecological water quality assessment in the Guapiaçu-Macacu hydrographic complex (Rio de Janeiro, Brazil) using multiple indicators

doi: 10.4136/ambi-agua.1397

Received: 14 May. 2014; Accepted: 02 Jul 2014

**Priscilla S. Pereira¹; Lia A. C. Fernandes², Roberto J. P. Dias³;
Marcelo S. Sampaio¹; Inácio D. Silva-Neto⁴; Darcilio F. Baptista²;
Jaime L. M. Oliveira^{1*}**

¹Escola Nacional de Saúde Pública Sérgio Arouca (DSSA/ENSP/FIOCRUZ), Rio de Janeiro, RJ, Brasil

²Instituto Oswaldo Cruz (LAPSA/IOC/FIOCRUZ), Rio de Janeiro, RJ, Brasil

³Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), Juiz de Fora, MG, Brasil

⁴Centro de Ciências da Saúde (IB/CCS/UFRJ), Rio de Janeiro, RJ, Brasil

*Corresponding author: e-mail: jaimel@ensp.fiocruz.br,

pris.pereira@ioc.fiocruz.br, lia_acf@hotmail.com, rjuniodias@hotmail.com,

sampaio@ensp.fiocruz.br, idsnet@biologia.ufrj.br, darcilio@ioc.fiocruz.br

ABSTRACT

A quick diagnosis of the ecological quality of five sections of the Macacu-Guapiaçu hydrographic complex was performed using visual assessment protocol (VAP), conventional analysis, composition and structure of ciliates and the occurrence of benthic macro invertebrates. Water samples were collected from five sampling stations (A-E) in July of 2010. Protists were sampled with aid of artificial substrates, and macro invertebrates were sampled using the multi-habitat method. A total of 22 taxa of protozoa and 51 taxa of macro invertebrates was registered at the five stations. Reference station (A) showed greater protist diversity and higher values of BMWP-CETEC and IBE-IOC indices relating to macro invertebrates. The impacted stations (B and E) presented lower diversity and higher abundance of protozoa, as well as the lowest values for the rates. The four methods used were convergent to diagnose reference station (A), the impacted stations (B and E) and those in intermediate conditions (C and D). Thus, the methods were complementary, as the conventional parameters and ciliate assembly were more sensitive to detecting the increase in organic pollution and VAP and macro invertebrate assembly detected changes in geomorphology and habitat degradation.

Keywords: bioindicators, lotic ecosystem, protozoans, macro invertebrates, visual assessment protocol.

Avaliação da qualidade ecológica da água do complexo hidrográfico Guapiaçu-Macacu (Rio de Janeiro, Brasil) usando múltiplos indicadores

RESUMO

O diagnóstico rápido da qualidade da água de cinco pontos do complexo hidrográfico Macacu-Guapiaçu foi realizado utilizando protocolo de avaliação visual (PAV), análises

convencionais, composição e estrutura do grupo de ciliados e a ocorrência de macroinvertebrados bentônicos. Foram realizadas coletas de amostras da água em cinco pontos amostrais (A - E) em julho de 2010. Os protistas foram amostrados com auxílio de substratos artificiais e os macroinvertebrados utilizando método multi-habitat. Foram registrados 22 táxons de protozoários e 51 táxons de macroinvertebrados nas cinco amostras. O ponto de referência (A) apresentou maior diversidade de protistas e maiores índices BMWP-CETEC e IBE-IOC em relação aos grupos de macroinvertebrados. Os trechos mais impactados apresentaram menor diversidade e maior abundância de protozoários bem como menores valores para os índices. Os quatro métodos utilizados foram convergentes ao diagnosticar os trechos de referência (A), impactado (B e E) e com grau intermediário de impacto (C e D). Além disso, estes métodos foram complementares visto que os parâmetros convencionais e a composição de ciliados foram mais sensíveis na detecção do aumento da poluição orgânica enquanto que o PAV e a ocorrência de macroinvertebrados detectaram alterações na geomorfologia e degradação do habitat.

Palavra-chave: bioindicadores, ecossistema lótico, protozoários, macroinvertebrados, protocolo de avaliação visual.

1. INTRODUCTION

No environment has undergone so many and such great changes throughout human history as aquatic ecosystems, notably surface water currents. Maintaining the quality of surface water has been a challenge, especially in developing countries like Brazil. This is because many rivers have been degraded for various reasons, such as the changing of their courses, the direct disposal of waste and disordered land use (Bergallo et al., 2009). Such impacts hinder the use of these water sources for public water supply and leisure activity (Von Sperling, 2007). The quality of Brazilian surface waters is evaluated according to Resolution 357/2005 (Brasil, 2005) and in the case of intense fluvial mesh that exists in Brazil, effective monitoring is still incipient. Moreover, many of the parameters used by this resolution do not take into account the ecological quality of water. For such an assessment, is necessary to use additional and more sensitive parameters that reflect certain impacts such as rapid assessment protocol (Barbour et al., 1999) and use indicator organisms groups (Madoni and Braghiroli, 2007; Baptista, 2008).

Protists are an important component of the plankton and benthos of freshwater ecosystems (Madoni and Zangrossi, 2005). The ciliated protozoa are important consumers of bacteria and significantly influence the processes of decomposition in limnic ecosystems. Ciliates respond more quickly to environmental contamination than other groups of organisms due to their high reproductive rate, wide geographic distribution, easy laboratory cultivation and maintenance, high sensitivity to a changing environment, and variety of niche occupation (Madoni, 2005). In recent years, several studies have addressed the composition, distribution and dynamics of assemblies of ciliates in aquatic ecosystems (Primc-Habdija et al., 1998; Madoni, 2005), but few studies of lotic systems were performed in Brazil (Dias et al., 2008). There are different methods used in the study of ciliates in freshwater environments, and artificial substrates present advantages over other methods such as reduction of spatial heterogeneity and precision in data collection due to the standardization of the sample area and the start time of the colonization process (Coppellotti and Matarazzo, 2000).

Benthic macro invertebrates live in river beds, lakes, ponds and reservoirs and in at least one phase of their life cycle are considered good water quality indicators to monitor non-point sources of pollution. They have a wide geographic distribution, low migration, and long life cycle that allows time analysis (Bonada et al., 2006). Studies using macro invertebrates as indicators usually employ mono-metric biotic rates, i.e., those who attribute a score for each

species based on tolerance to impact (Baptista, 2008). Biotic rates currently used in monitoring studies are BMWP (Biological Monitoring Working Party Score System) and IBI (Index of Biotic Integrity) (Karr, 1981).

This study performed a quick diagnosis of surface water ecological quality on five sections (A-E) of Macacu-Guapiaçu hydrographic complex in Rio de Janeiro, Brazil using four different methods: visual assessment protocol (VAP), physical, chemical and microbiological water analysis (conventional parameters), composition and structure of the protist with emphasis on ciliates and occurrence of the benthic macro invertebrates. In addition, these data were compared to obtain a standard for impact degree based on those methods.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1. Study area

The study area comprises the eastern portion of Guanabara Bay in the central part of the Serra do Mar Ridge, corresponding to the Guapiaçu Macacu basin and rivers (Macacu-Guapiaçu hydrographic complex), in the Atlantic Forest area in the state of Rio de Janeiro, Brazil. The land in this region is predominantly rural, with areas encompassing green biomass with remnant vegetation and extensive areas of agriculture and pasture. The Macacu-Guapiaçu hydrographic complex has a drainage area of about 1,500 km², with a population above 100,000 inhabitants. Its waters serve approximately 2.5 million inhabitants with irrigation, fish farming, agriculture and public supply (Helder, 1999).

Five sampling stations were selected, two in the Macacu River A (22°25'14.8"S, 42°37'38.3"W) and B (22°28'53.4"S, 42°39'24.2"W), and three on the Guapiaçu River C (22°26'28.5"S, 42°45'45"W), D (22°31'29"S, 42°49'53.3"W), and E (22°35'32.8"S, 42°53'18"W) (Figure 1). A, C and D stations are located in the region of the basin with the lowest human occupation as compared to B and E stations, which receive high load of domestic sewage.

Figure 1. Map of the hydrographic complex Guapiaçu-Macacu, located in the eastern portion of the Guanabara Bay, Rio de Janeiro, with the location of the five sampling stations. Stations A and B are located in Macacu River and stations C, D and E in the Guapiaçu River.

2.2. Collections and sample processing

Collections at the five sampling stations were performed in July 2010. One liter of water was collected in triplicate at the five sampling stations to conduct physical, chemical and microbiological analysis. The samples were stored at 4°C and analyzed in the laboratory hours after being collected.

Traps with artificial substrates were used for the protozoa analysis. These traps were made of 12 cover slips (24 x 24mm), arranged in an acrylic rectangular box 6 cm long and 3.5 cm wide, with openings on the sides, allowing the free flow of water through the cover slips. These substrates remained submerged in each of the five sampling stations for ten days, in order to provide sufficient time for protist colonization (Xu et al., 2009). After this period, each trap was placed inside a polypropylene box and transported with river water to the laboratory for identification and quantification of specimens.

The collection of benthic macro invertebrates was conducted by the Multi-Habitat method, which is based on proportional sampling of different microhabitats (substrates) available in each river reach (Barbour et al., 1999). A kick-net sampler with a 500µm mesh was used. In each section, an area of approximately 20 times the width of the river was sampled, with 20 separate withdrawals. All samples were merged (20 m² of substrate), fixed and stored in 80% ethanol and subsequently transported to the laboratory.

2.3. Physical, chemical and bacteriological parameters

The pH, conductivity, total dissolved solids (TDS), dissolved oxygen (DO) and temperature analyses were carried out using a multi-parameter probe, Model HI 9828 (HANNA). Turbidity was determined by a turbidity meter, Model 2100P (HACH). Biochemical oxygen demand (BOD), color, total nitrogen, NH₃-N, NO₃-N, total phosphorus, chloride, calcium, magnesium, fecal coliforms and total heterotrophic bacteria were evaluated according to Standard Methods (APHA et al., 2012).

2.4. Visual Assessment Protocols (VAP)

Sampling stations were classified as impacted, regular, or reference, based on visual assessment protocol (Barbour et al., 1999) and dissolved oxygen content in water. The visual assessment protocol reviews ten environmental parameters, such as sediment type, margin stability, riparian vegetation and natural substrates available for colonization by benthic fauna in the lotic system. Parameters are individually valued between 0 and 20, with values between 0 and 5, indicating an impacted location, from 5.1 to 9.9, indicating regular environmental conditions, from 10 to 14.9, indicating environment in good conditions and between 15 and 20, indicating protected area.

2.5. Protozoa and benthonic macro invertebrates

For in vivo identification of protozoa, three cover slips of each artificial substrate were analyzed, a total of nine cover slips per sample station, using a microscope with differential interferential contrast in 100x, 200x and 1000x magnification. According to Foissner et al. (2002), in vivo observations of ciliates are essential for the correct identification of these microorganisms. The following characteristics were analyzed for the species of ciliates found: body shape, nuclear apparatus, contractile vacuole position and collector channels, cytoplasmic staining and cortical granules, mioneme organization (on the stalked species only), details of the dorsal surface (dorsal ribs and ciliature), disposition of cilia and somatic cirri, and oral ciliature arrangement. In vivo biometries were performed to confirm the specific identification of some of the ciliate species. Protists were identified according to a specialized bibliography (Foissner and Berger, 1996; Lynn, 2008). Quantification of protozoa was performed by choosing randomly among the remaining three cover slips out of nine acrylic traps, with nine cover slips quantified in each sampling station. All protozoa present

on the surface of the cover slips were quantified.

Macro invertebrate specimens were collected and fixed in the field and were washed later at the laboratory to remove twigs, leaves, and sediments. Subsamples were then taken, according to Oliveira et al. (2011), ensuring that at least 150 individuals per subsample were identified. Macro invertebrates were observed by stereoscopic microscope and identified to genus level for most families found, using the macro invertebrate identification manual for Rio de Janeiro State, prepared by Mugnai et al. (2010).

2.6. Data analysis

The calculation of diversity rates, evenness and dominance for the protozoa assembly on the five sampling stations was performed using the Past 5.0 program (Hammer et al., 2001). The BMWP-CETEC (Junqueira et al., 1998) and IBE-IOC indices (Mugnai et al., 2008) were calculated for the benthic macro invertebrate assembly at the five sampling stations.

3. RESULTS AND DEBATES

3.1. Environmental parameters

The five sampling stations were previously analyzed applying the visual assessment protocol (VAP) to classify the type of landscape (Table 1). In the Macacu River, Station A was considered the study reference point, with the highest score (11.1), while Station B was classified as impacted. In the Guapiaçu River, Stations C and D were classified as having a regular condition, suggesting intermediate levels of impact (6.7 and 5.4 respectively), while Station E presented the lowest value (2.5), indicating an impacted environment.

VAP has an evaluation spectrum that seeks to maintain and protect riparian margins, as well as the formation of islets in the river bed and the reduction of its depth (Rodrigues et al., 2008). On the sampling stations considered reference (A) and regular (C and D), favorable substrates for aquatic biota colonization were found, indicating the presence of microhabitats that provide food and shelter for the maintenance of aquatic life. In Stations C and D, higher values for margin stability were recorded, indicating conserved riparian zones, stations less susceptible to suffer impact caused by runoff in lotic systems (Curvello et al., 2008, Coelho et al., 2011). Stations B and E have reduced riparian vegetation and major silting of the bed, suggesting they shelter less biological diversity (Lucas and Cunha, 2007).

Values of the physical, chemical and bacteriological parameters obtained from the five sampling stations are shown in Table 1. Many of the obtained values are within the limits recommended by Resolution 357/2005 (Brasil, 2005), except for biochemical oxygen demand (BOD), oxygen, color and thermotolerant coliforms in some stations. Although no significant difference between values of the physical, chemical and bacteriological water parameters among the five sampling stations has been observed, the detection of measurable levels of ammonia, calcium and magnesium in Stations B and E only suggest heterogeneity among sampling stations. Samples from B and E stations were classified as impacted by visual assessment protocol, and presented higher electrical conductivity, turbidity, color, total density of heterotrophic bacteria, and were the only fifth-order stations in this study (Table 1). Only these stations (B and E) had water samples with measurable levels of ammonia, calcium and magnesium, which corroborates the results obtained in the visual assessment protocol, suggesting greater environmental degradation in those stations. Sampling station A, classified as reference by the VAP, showed the highest values of dissolved oxygen and lowest values of electrical conductivity, total dissolved solids, turbidity, color and total density of heterotrophic bacteria (Table 1). In this study, the values obtained by the VAP greatly contributed to reach a clear differentiation of stations according to their environmental impact, as highlighted in the study by Pereira et al. (2012).

Table 1. Physical, chemical and bacteriological parameters of the five sampling stations in the Guapiaçu-Macacu hydrographic complex, Rio de Janeiro, Brazil.

Physical, chemical and microbiological parameters	A	B	C	D	E
Dissolved Oxygen (mg L ⁻¹)	9.6±0.1	9.4±0.1	6.1±0.2	6.2±0.3	5.4±0.4
Visual Assessment Protocol (VAP)	11.1	4.1	6.7	5.4	2.5
pH	7.5±0.2	7.5±0.2	7.6±0.2	7.9±0.1	6.9±0.1
Temperature (°C)	18.2±0.1	23.7±0.1	20.6±0.1	19.3±0.3	22.9±0.1
Conductivity (µS cm ⁻¹)	16±2	33±1	21±1	25± 2	37± 8
Total Dissolved Solids (mg L ⁻¹)	8±1	17±1	10±1	13±1	18±4
Turbidity (NTU)	1±1	5±1	3±1	5±1	7±1
Color (Hu [*])	20±2	46±5	43±2	52±5	78±6
Biochemical Oxygen Demand (mg L ⁻¹)	11.8± 1.7	21.6±0.3	9.3±0.1	9.5±0.9	9.8±1.5
N-NH ₃ (mg L ⁻¹)	-	0.083±0.06	-	-	0.042±0.024
N-NO ₃ (mg L ⁻¹)	0.04±0.01	0.5±0.01	0.01±0.01	0.05±0.01	0.04±0.01
Total Nitrogen (mg L ⁻¹)	0.77±0.07	1.36±0.21	0.61±0.38	0.74±0.37	0.57±0.12
Total Phosphorus (mg L ⁻¹)	0.3±0.21	0.47±0.30	0.28±0.06	0.29±0.11	0.27±0.02
Calcium (mg L ⁻¹)	-	3.3±0.1	-	-	3.0±1.1
Magnesium (mg L ⁻¹)	-	0.4±0.1	-	-	0.9±0.5
Chlorides (mg L ⁻¹)	0.07±0.01	0.13±0.01	0.07±0.01	0.13±0.04	0.13±0.01
Stream order	4	5	4	4	5
Mean width (m)	15	25	15	15	32
Thermotolerant Coliforms (NMP 100 mL ⁻¹)	396±307	1483±99	438±297	78 ±5	434 ±304
Total Heterotrophic Bacteria (UFC mL ⁻¹)	55±25	312±98	156± 53	80±34	276±8

Note: (*) Hazen unit

3.2. Ciliated protozoa

All five stations presented protist specimens. In all, 19 species of ciliated protozoa were recorded, as well as testate amoebas (Table 2). Among the protozoa registered, some taxa were found exclusively in a single sampling station, such as *Amphileptus* sp. and *Chilodonella* sp. at A; *Spirotomum minus*, *Loxophyllum* sp. and *Rhabdostyla* sp. at station 2; *Centropyxis* spp. at C; *Dileptus* sp., *Tetmemena pustulata* and *Cinetochilum margaritaceum* in D and *Peranema* spp., *Arcella* spp., *Platycola decumbens*, *Epistylis plicatilis*, *Lembadion lucens* and *Stentor* sp. at E. Some species occurred in sampling stations with different degrees of environmental degradation, such as *Frontonia leucas*. This ciliate has broad ecological valence and is omnivorous, and was previously recorded along the pollution gradient in a lotic system (Dias et al., 2008).

The species *Loxodes striatus* and *Vorticella convallaria*-complex were recorded only in the sampling stations (B and E) classified as impacted by the VAP. *Loxodes striatus* is a species typical of the anoxic benthic ciliate community (Fenchel and Finlay, 1984; Patterson,

1996), corroborating the results obtained by the VAP, as well as the physical, chemical and bacteriological water parameters of those sampling stations. The *Vorticella convallaria*-complex species has been recorded in other organically enriched stream ecosystems, and was recorded in high abundance and frequency in sampling stations of Italy River with high electrical conductivity and high concentration of nutrients (Madoni and Bassanini, 1999).

Among the 19 species of ciliates found, five are peritrich ciliates (Subclass Peritrichia): *Carchesium polypinum*, *Epistylis plicatilis*, *Platycola decumbens*, *Rhabdostyla* sp. and *Vorticella convallaria*-complex (Table 2). These microeukaryotes are considered good indicators of organic pollution (Kusuoka & Watanabe, 1987; Stöessel, 1987). The high abundance of *Rhabdostyla* sp. recorded at sampling Station B and *Carchesium polypinum*, *Epistylis plicatilis* and *Vorticella convallaria*-complex in sampling Station E suggest a greater degree of degradation in those two sampling stations. According to Kusuoka & Watanabe (1987), urban streams receiving sewage can be considered the ideal habitat for ciliates. Taylor (1983) reports that peritrichs have high growth rates in eutrophic lotic systems. According to Stöessel (1987), peritrichs, besides taking advantage of organic pollution in urban rivers and streams, since they are mostly bacterivorous organisms, are also less susceptible than other groups of ciliates to the wide variation of flow in these systems due to their mode of sessile life.

A higher abundance of ciliates was observed at Stations B and E (101 and 240, respectively), with relative contribution of peritrich ciliates species. The increased organic enrichment observed in those sampling stations favors growth of the total heterotrophic bacteria density that sustains bacterivorous ciliates populations (Madoni, 2005). According to a study by Madoni and Bassanini (1999), organic pollution not only changes the structure and composition of the ciliate assembly, but also modifies its abundance, and degraded environments present higher total abundance of ciliates, as was also recorded in this study. The highest dominance values and the lowest diversity and evenness values of the ciliate assembly were observed at Stations B and E, emphasizing the greater environmental impact those stations present. According to data obtained by Madoni and Bassanini (1999), although sampling stations with high levels of organic pollution have similar species richness of ciliates, their diversity in those stations suffers significant decrease.

3.3. Macro invertebrates

A total of 5,213 individuals belonging to 51 taxa were found in the samples obtained. Species of the phyla Arthropoda, Anellida and Mollusca were recorded. Within the species of Arthropoda, one was a decapod crustacean (*Palaemon pandaliformis*) and eight insect orders representing 36 families (Table 3) were also found. Among those families, five occurred in the five sampling stations: Leptophlebiidae (*Thricorythopsis*), Hydropsychidae (*Smicridea*), Elmidae (*Heterelmis*), Chironomidae and Simuliidae. Among the insects, the most abundant order was Diptera (63%), followed by Ephemeroptera (25%). Order Trichoptera showed greatest richness of families (8 families). The Elmidae family (Coleoptera), a taxon considered tolerant (Piedras et al., 2006), showed higher abundance in the less impacted sampling stations A, C and D, suggesting that despite their resistance to impacted areas, they prefer less impacted areas.

Some insect families were recorded only in the minimally impacted areas of Macacu (A) and Guapiaçu (C) Rivers, such as Grypopterygidae (Plecoptera), Vellidae (Hemiptera) and Philopotamidae (Trichoptera). Those families are commonly recorded in less impacted lotic systems in the neotropical region (Oliveira, 2013). The taxa most sensitive to pollution, Helicopsychidae and Calamoceratidae (Trichoptera) and Dixidae (Diptera) (Gabriels et al. 2010; Hepp et al., 2013), were only registered at the sampling station classified by the VAP as a reference station (A).

Table 2. Composition, abundance and ecological indices of the protozoa assembly (emphasis on ciliates) found in the five sampling stations of the Guapiaçu-Macacu hydrographic complex, Rio de Janeiro, Brazil.

Protozoa Species	Stations				
	A	B	C	D	E
Ciliates (Alveolata: Ciliophora)					
<i>Aspidisca cicada</i>	+	0	+	0	0
<i>Amphileptus</i> sp.	+	0	0	0	0
<i>Carchesium polypinum</i>	+	0	0	+	+
<i>Chilodonella</i> sp.	+	0	0	0	0
<i>Cinetochilum margaritaceum</i>	0	0	0	+	0
<i>Dileptus</i> sp.	0	0	0	+	0
<i>Epistylis plicatilis</i>	0	0	0	0	+
<i>Frontonia leucas</i>	+	0	+	0	+
<i>Lembadion lucens</i>	0	0	0	0	+
<i>Litonotus</i> sp.	0	0	+	+	+
<i>Loxodes striatus</i>	0	+	0	0	+
<i>Loxophyllum</i> sp.	0	+	0	0	0
<i>Paramecium aurelia</i>	0	0	+	+	0
<i>Platycola decumbens</i>	0	0	0	0	+
<i>Rhabdostyla</i> sp.	0	+	0	0	0
<i>Spirostomum minus</i>	0	+	0	0	0
<i>Stentor</i> sp.	0	0	0	0	+
<i>Tetmemena pustulata</i>	0	0	0	+	0
<i>Vorticella convallaria</i> -complex	0	+	0	0	+
Other protists (tecamoebas and flagellates)					
<i>Arcella</i> spp.	0	0	0	0	+
<i>Centropyxis</i> spp.	0	0	+	0	0
<i>Peranema</i> spp.	0	0	0	0	+
Ecological Index	A	B	C	D	E
Abundance	29	101	25	27	240
Dominance	0.241	0.453	0.347	0.229	0.667
Shannon-Wiener index	1.507	0.939	1.323	1.592	0.782
Equitability	0.937	0.677	0.739	0.889	0.326

Note: (+) presence; (0) absent.

Table 3. Composition and abundance of the macro invertebrate assembly found in the five sampling stations of Guapiaçu-Macacu hydrographic complex, Rio de Janeiro, Brazil, and values of biotic indices BMWP and IBE found in each station.

Macro Invertebrate	Stations				
	A	B	C	D	E
Baetidae	27	234	431	154	214
Leptohyphidae	27	32	87	50	24
Calopterygidae	0	4	6	3	5
Gomphidae	1	2	4	3	5
Libellulidae	0	3	1	10	1
Protoneuridae	0	0	0	0	6
Grypopterygidae	4	0	2	0	0
Perlidae	11	0	2	3	11
Corixidae	0	0	0	0	6
Naucoridae	3	1	19	8	0
Vellidae	1	0	4	0	0
Calamoceratidae	10	0	0	0	0
Helicopsychidae	19	0	0	0	0
Hydropsychidae	23	31	30	13	13
Hydroptilidae	0	2	0	0	0
Leptoceridae	23	0	0	5	1
Odontoceridae	3	1	17	5	0
Philopotamidae	1	0	9	0	0
Sericostomatidae	0	2	0	1	0
Pyalidae	0	0	0	5	0
Elmidae	100	3	32	58	13
Gyrinidae	0	0	3	0	0
Hydrophilidae	0	2	2	6	0
Lutrochidae	0	0	0	0	2
Noteridae	0	0	0	0	2
Psephenidae	2	0	7	1	0
Ceratopogonidae	1	2	0	1	0
Chironomidae	512	1763	390	374	118
Dixidae	30	0	0	0	0
Empididae	5	20	2	9	0
Simuliidae	22	4	20	1	2
Tipulidae	1	0	7	3	0
Palaemoninae	0	0	0	1	20
Oligochaeta*	0	4	1	0	0
Hydrobiidae	1	0	0	0	0
Physidae	0	43	0	0	0
Biotic Index					
BMWP-CETEC	131	81	127	115	73
IBE-IOC	8	6	8	7	5

Note: * Class of Phylum Annelida.

Sampling stations characterized as impacted by the VAP presented occurrence of taxa tolerant to pollution, such as Hemiptera, Coleoptera, Diptera, physid molluscs and oligochaetes. The families Corixidae (Hemiptera), and Lutrochidae and Noteridae (Coleoptera) were collected exclusively at Station E (Guapiaçu River), and Physidae molluscs were found only in Station B (Macacu River). Tolerant dipteran families Chironomidae and Empididae and oligochaetes (Annelida) presented higher abundance at Station B. Studies of the structure of macro invertebrate assembly in neotropical lotic ecosystems frequently record those tolerant taxa in sites with a certain degree of environmental impact (Gabriels et al., 2010). The presence and high abundance of tolerant taxa, low taxa richness and greater total abundance of invertebrates (2,179) at Station B, suggests a higher degree of degradation in that region, as demonstrated by physical, chemical and bacteriological data of water and VAP.

According to the results of biotic rates (BMWP-CETEC and IBE-IOC), Stations A and C present better environmental integrity, Stations B and E are the most impacted and Station D presents intermediate condition. The BMWP index is one of the metrics most used in biomonitoring studies in neotropical regions (Baptista et al., 2007; Bagatini et al., 2012). Suriano et al. (2011) developed a new multimetric index for southeastern Brazilian ecosystems, using as a basis the BMWP-CETEC index, and demonstrated the broad sensitivity of this metric investigating large regional scale. The IBE-IOC index, developed by Mugnai et al. (2008) for Rio de Janeiro (Brazil) freshwater ecosystems, allows distinction of different types of environmental impacts (deforestation and organic pollution) based on the structure of benthic macro invertebrate assembly. Although there are several research groups in Brazil investigating this assembly in shallow inland waters, there are proportionately few publications focusing on biological monitoring (Oliveira et al., 2011; Couceiro et al., 2012).

Taxa of benthic macro invertebrates found in this study were previously recorded in other lotic environments in the State of Rio de Janeiro (Silveira et al., 2006, Mugnai et al., 2010). Understanding the geographical distribution and ecological valence of these organisms will form the basis for future construction of biological rates for environmental management by watershed committees (Baptista et al., 2013).

3.4. Integrated approach to water ecological quality

Based on the application of the visual assessment protocol (VAP), conventional physical, chemical and microbiological parameters of water, structure and composition of the assembly of ciliated protozoa, and the use of biotic rates applied to the assembly of benthic macro invertebrates, it was possible to make a quick diagnosis of surface water ecological quality in five sections of Macacu-Guapiaçu hydrographic complex (Rio de Janeiro, Brazil).

Station A, classified as reference or good environment condition by the VAP, showed the highest values of dissolved oxygen and lower values of electrical conductivity, total dissolved solids, turbidity, color and total density of heterotrophic bacteria, as well as high protist diversity and higher values of BMWP and IBE indexes, highlighting the congruence between the methods used on this proposal. Stations C and D were found to be of intermediate ecological quality using the four methodological approaches adopted. Stations B and E were classified as impacted by the PAV, and presented detectable amounts of ammonia, calcium and magnesium as well as higher values of electrical conductivity, turbidity, color, and total density of heterotrophic bacteria. These stations also showed the lowest diversity and higher abundance of protozoa, as well as the lowest values of BMWP and IBE indices, emphasizing again the congruence between the four methods used to diagnose the ecological water quality of Macacu-Guapiaçu hydrographic complex.

Although data obtained in this study suggest the congruence between the methods used and their complementarity, highlighting the potential use of this approach in tropical lotic systems, further studies with a temporal approach to statistical confirmation of this

congruence are required. This is the first study to use ciliate and macro invertebrate integratively in a quick assessment of water quality in neotropical stream ecosystems.

4. CONCLUSIONS

The four methods used to investigate the ecological water quality on five sections of Macacu-Guapiaçu hydrographic complex were convergent to diagnose the reference stations, and those impacted and intermediate conditions. They were also complementary, as water parameters and ciliate assembly were more sensitive in detecting the increase in organic pollution, and VAP and macro invertebrate assembly in detecting changes in geomorphology and habitat degradation.

5. ACKNOWLEDGMENTS

The authors would like to thank LAPSA/IOC/FIOCRUZ and DSSA/ENSP/FIOCRUZ, as well as the support from Valdiney Valin and Denise Borges. This project was financed by the CNPq/PROEP 400107/2001-2, FINEP and FAPERJ.

6. REFERENCES

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION – WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22th ed. Washington, DC, 2012.
- BAGATINI, Y. M.; DELARIVA, R. L.; HIGUTI, J. Benthic macro invertebrate community structure in a stream of the north-west region of Paraná State, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 12, n. 1, p. 307-317, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/A676-06032012000100023>
- BAPTISTA, D. F.; BUSS, D. F.; EGLER, M.; GIOVANELLI, A.; SILVEIRA, M. P.; NESSIMIAN, J. A multimetric index based on benthic macro invertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 575, p. 83–94, 2007. <http://dx.doi.org/10.1007/A0750-006-0286-x>
- BAPTISTA, D. F.; HENRIQUES-OLIVEIRA, A. L.; OLIVEIRA, R. B. S.; MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BUSS, D. F. Development of a benthic multimetric index for the serra da Bocaina bioregion in southeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 3, p. 573-583, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/A519-69842013000300015>
- BAPTISTA, D. F. Uso de macroinvertebrados em procedimentos de biomonitoramento em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 425-441, 2008.
- BARBOUR, M. T.; GERRITSEN, J.; SNYDER, B. D.; STRIBLING, J. B. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macro invertebrates and fish**. 2nd ed. Washington: USEPA, 1999.
- BERGALLO, H. G.; FIDALGO, E. C. C.; ROCHA, C. F. D.; UZÊDA, M. C.; COSTA, M. B.; ALVES, M. A. S. et al. **Estratégias e ações para a conservação da biodiversidade no estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Instituto Biomas, 2009. p. 344.

- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução N° 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**, Brasília, DF, Poder Executivo, de 18 de Março de 2005.
- BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V. H.; STATZNER, B. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual Review of Entomology**, v. 51, p. 495 – 523, 2006. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ento.51.110104.151124>
- COELHO, R. C. T. P.; BUFFON, I.; GUERRA, T. Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água: um método para avaliar a importância da zona ripária. **Revista Ambiente & Água**, v. 6, n. 1, p. 104-117, 2011. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.169>
- COPPELLOTTI, O.; MATARAZZO, P. Ciliate colonization of artificial substrates in the Lagoon of Venice. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 80, p. 419 – 427, 2000.
- COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N.; FORSBERG, B. R.; PIMENTEL, T. P.; LUZ, S. L. B. A macro invertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. **Ecological Indicators**, v. 18, p. 118-125, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.11.001>
- CURVELLO, R. T.; BATISTA, G. T.; TARGA, M. S. Estudo dos impactos da ocupação humana na microbacia do rio Bateador na Serra da Mantiqueira no município de Cruzeiro, SP, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 3, n. 1, p. 91-107, 2008. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.45>
- DIAS, R. J. P.; WIELOCH, A. H.; D'AGOSTO, M. The influence of environmental characteristics on the distribution of ciliates (Protozoa, Ciliophora) in an urban stream of southeast Brazilian. **Journal Biology**, v. 68, n. 2, p. 287 – 295, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/A519-69842008000200009>
- FENCHEL, T.; FINLAY, B. J. Geotaxis in the ciliated protozoon *Loxodes*. **Journal of Experimental Biology**, v. 110, p. 17 – 33, 1984.
- FOISSNER, W.; AGATHA, S.; BERGER, H. **Soil ciliates (Protozoa, Ciliophora) from Namibia (Southwest Africa), with emphasis on two contrasting environments, the Etosha region and the Namib Desert**. Linz: Biologiezentrum des Oberösterreich, 2002. 1459 p.
- FOISSNER, W.; BERGER, H. A user-friendly guide to the ciliates (Protozoa, Ciliophora) commonly used by hydrobiologists as bioindicators in rivers, lakes, and waste waters, with notes on their ecology. **Freshwater Biology**, v. 35, p. 375 – 482, 1996. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.1996.tb01775.x>
- GABRIELS, W.; LOCK, K.; PAUW, N.; GOETHALS, P. L. M. Multimetric Macro invertebrate Index Flanders (MMIF) for biological assessment of rivers and lakes in Flanders (Belgium). **Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters**, v. 40, n. 3, p. 199–207, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.limno.2009.10.001>

- HAMMER, O.; HARPER, D. A. T.; RYAN, P. D. Past: Paleontological statistics software package for education and data analysis. **Palaeontologia Electronica**, v. 4, n. 1, p. 9, 2001.
- HELDER, C. **Subsídios para gestão dos recursos hídricos das bacias hidrográficas dos rios Macacu, São João, Macaé e Macabu**. Rio de Janeiro: Secretaria do Meio Ambiente, 1999.
- HEPP, L. U.; RESTELLO, R. M.; MILESI, S. V.; BIASI, C.; MOLOZZI, J. Distribution of aquatic insects in urban headwater streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, n. 1, p. 1-09, 2013. <http://dx.doi.org/10.1590/B179-975X2013005000014>
- JUNQUEIRA, V. M.; CAMPOS, S. C. M. Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to rio das Velhas watershed (Minas Gerais Brazil). **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 10, n. 2, p. 125-135, 1998.
- KARR, J. R. Assessment of biotic integrity using fish communities. **Fisheries**, v. 6, p. 21-27, 1981. [http://dx.doi.org/10.1577/1548-8446\(1981\)006<0021:AOBIUF>2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1577/1548-8446(1981)006<0021:AOBIUF>2.0.CO;2)
- KUSUOKA, Y.; WATANABE, Y. Growth and survival of peritrich ciliates in an urban stream. **Oecologia**, v. 73, n. 1, p. 16-20, 1987. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00376971>
- LYNN, D. **The ciliated protozoa characterization, classification, and guide to the literature**. 3rd ed. New York: Springer, 2008. 606 p.
- LUCAS, L. M.; CUNHA, S. B. Rede de drenagem urbana em área tropical: mudanças na morfologia do canal e níveis de poluição das águas - Rio dos Macacos, Rio de Janeiro. **GEOUSP - Espaço e Tempo**, n. 22, p. 39-64, 2007.
- MADONI, P.; BASSANINI, N. Longitudinal changes in the ciliated protozoa communities along a fluvial system polluted by organic matter. **European Journal of Protistology**, n. 35, p. 391 – 402, 1999. [http://dx.doi.org/10.1016/S0932-4739\(99\)80048-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0932-4739(99)80048-0)
- MADONI, P.; BRAGHIROLI, S. Changes in the ciliate assemblage along a fluvial system related to physical, chemical and geomorphological characteristics. **European Journal of Protistology**, v. 43, n. 2, p. 67-75, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ejop.2006.09.004>
- MADONI, P.; ZANGROSSI, S. Ciliated protozoa and saprobial evaluation of water quality in the Taro River (northern Italy). **Italian Journal of Zoology**, v. 72, n. 1, p. 21-25, 2005. <http://dx.doi.org/10.1080/11250000509356648>
- MADONI, P. Ciliated protozoan communities and saprobic evaluation of water quality in the hilly zone of some tributaries of the Po River (northern Italy). **Hydrobiologia**, v. 541, n. 1, p. 55-69, 2005. <http://dx.doi.org/10.1007/A0750-004-4667-8>
- MUGNAI, R.; BAPTISTA, D. F.; NESSIMIAN, J. L. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010. 174 p.
- MUGNAI, R.; OLIVEIRA, R. B.; LAGO CARVALHO, A.; BAPTISTA, D. F. Adaptation of the Índice Biotico Esteso (IBE) for water quality assessment in rivers of Serra do Mar, Rio de Janeiro state, Brasil. **Tropical Zoology**, v. 21, p. 57–74, 2008.

- OLIVEIRA, R. B. S.; MUGNAI, R.; CASTRO, C. M.; BAPTISTA, D. F. Determining subsampling effort for the development of a rapid bioassessment protocol using benthic macro invertebrates in streams of Southeastern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 175, n. 1-4, p. 75–85, 2011. <http://dx.doi.org/10.1007/A0661-010-1494-4>
- OLIVEIRA, R. B. S. **Desenvolvimento de um índice multimétrico preditivo baseado na comunidade de macroinvertebrados bentônicos para avaliar a integridade ecológica de riachos no estado do rio de janeiro**. 2013. Tese (Doutorado) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2013.
- PATTERSON, D. J. **Free-living freshwater protozoa: a color guide**. New York: John Wiley & Sons, 1996. 223p.
- PEREIRA, P. S.; FERNANDES, L. A. C.; OLIVEIRA, J. L. M.; BAPTISTA, D. F. Avaliação da integridade ecológica de rios em áreas do zoneamento ecológico econômico do complexo hidrográfico Guapiaçu-Macacu, RJ, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, n. 1, 2012. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.762>
- PIEDRAS, S. R. N.; BAGER, A.; MORAES, P. R. R.; ISOLDI, L. A.; FERREIRA, O. G. L.; HEEMANN, C. Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de qualidade de água na Barragem Santa Bárbara, pelotas, RS, Brasil. **Ciência Rural**, v. 36, n. 2, p. 494-500, 2006.
- PRIMC-HABDIJA, B.; HABDIJA, I.; RADANOVIC, I. Seasonal changes in trophic structure of periphytic ciliates in relation to discharge regime. **Verhandlungen Internationale Vereinigen Limnologie**, v. 26, p. 1116-1119, 1998.
- RODRIGUES, A. S. L.; MALAFAIA, G.; CASTRO, P. T. A. Protocolos de avaliação rápida de rios e a inserção da sociedade no monitoramento dos recursos hídricos. **Revista Ambiente & Água**, v. 3, n. 3, p. 143-155, 2008. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.68>
- SILVEIRA, M. P.; BUSS, D. F.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. Spatial and temporal distribution of benthic macro invertebrates in a Southeastern Brazilian river. **Brazilian Journal of Biology**, n. 66, v. 2B, p. 623-632, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/A519-69842006000400006>
- STÖSSEL, F. Effect of the coefficients of discharge on ciliate populations of a running water contaminated by municipal wastewater. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 108, p. 483-497, 1987.
- SURIANO, M. T.; FONSECA-GESSNER, A. A. ROQUE, F. O.; FROEHLICH, C. G. Choice of macro invertebrate metrics to evaluate stream conditions in Atlantic Forest, Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 175, n. 1-4, p. 87–101, 2011. <http://dx.doi.org/10.1007/A0661-010-1495-3>
- TAYLOR, W. D. A comparative study of the sessile, filter-feeding ciliates of several small streams. **Hydrobiologia**, v. 98, p. 125-133, 1983. <http://dx.doi.org/10.1007/BF02185630>
- VON SPERLING M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2007. 588 p.

-
- XU, H.; MIN, G. K.; HOI, J. K.; KIM, S. J.; JUNG, J. H.; LIM, B. J. An approach to analyses of periphytic ciliate communities for monitoring water quality using a modified artificial substrate in Korean coastal waters. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 89, p. 669–679, 2009. <http://dx.doi.org/10.1017/S0025315409000204>

The *Tradescantia pallida* var. *purpurea* active bioassay for water monitoring: evaluating and comparing methodological conditions

doi: 10.4136/ambi-agua.1411

Received: 02 Jun. 2014; Accepted: 24 Jul. 2014

Mara Betânia Brizola Cassanego; Gustavo Marques da Costa;
Márcio Hisayuki Sasamori; Delio Endres Júnior;
Camila Tamires Petry; Annette Droste *

Universidade Feevale, Novo Hamburgo, RS, Brasil

Programa de Pós-Graduação em Qualidade Ambiental, Laboratório de Biotecnologia Vegetal

*Corresponding author: e-mail: annette@feevale.br,

maxyuri@terra.com.br, markesdakosta@hotmail.com,

marcio_sasamori@yahoo.com.br, deliojendres@hotmail.com,

camilapetry@yahoo.com.br

ABSTRACT

Tradescantia pallida var. *purpurea* cuttings with flower buds are utilized in bioassays to diagnose genotoxic effects of water. The literature describes different substances used to adapt and recover the cuttings before and after exposure to water samples and also describes the effects of different exposure times. This study evaluated and compared the micronuclei (MCN) frequencies in *T. pallida* when cuttings with flower buds were submitted to different methodological conditions. The bioassay was then applied bimonthly during seven months to assess the genotoxic potential of a site located on the Sinos River in Campo Bom, Rio Grande do Sul, Brazil. Micronuclei frequencies in buds of cuttings adapted and recovered in distilled water and in Hoagland solution were 3.0 and 2.9, respectively, for cuttings exposed to river water, and 1.19 and 1.23 in controls. No significant differences among MCN frequencies were observed when cuttings were exposed for 8, 24 or 32 hours to river water (from 3.07 to 4.73) and in controls (from 1.13 to 2.00) in all samplings during a year. Adaptation and recovery of cuttings in distilled water or Hoagland solution and exposure for different times did not influence the response of *T. pallida*, indicating that all the conditions tested are viable for biomonitoring of water genotoxicity. Water samples from the Sinos River presented genotoxicity during the period monitored, evidenced by the MCN frequencies recorded which were significantly higher than the frequencies of the controls.

Keywords: water bodies, genotoxic risk, micronuclei.

O bioensaio ativo com *Tradescantia pallida* var. *purpurea* para monitoramento de água: avaliação e comparação de condições metodológicas

RESUMO

Ramos de *Tradescantia pallida* var. *purpurea* contendo botões florais são utilizados em bioensaios para diagnosticar efeitos genotóxicos de água. Diferentes substâncias para adaptar

e recuperar os ramos antes e após a exposição a amostras de água e diferentes tempos de exposição são relatados na literatura. O objetivo do estudo foi avaliar e comparar as frequências de micronúcleos (MCN) em *T. pallida* quando ramos com botões florais foram submetidos a diferentes condições metodológicas. O bioensaio foi então aplicado bimensalmente durante sete meses para avaliar o potencial genotóxico de um sítio do Rio dos Sinos em Campo Bom, Rio Grande do Sul, Brasil. As frequências de MCN em botões de ramos adaptados e recuperados em água destilada e em solução de Hoagland foram de 3,0 e 2,9, respectivamente, quando ramos foram expostos a água do rio e de 1,19 e 1,23 nos controles. Não foram observadas diferenças significantes entre frequências de MCN em ramos expostos por 8, 24 ou 32 h a água do rio (de 3,07 a 4,73) e nos controles (de 1,13 a 2,00) em todas as amostragens ao longo do ano. Adaptação e recuperação de ramos em água destilada ou solução de Hoagland e exposição durante diferentes tempos não influenciaram a resposta de *T. pallida* de formas diferentes, indicando que todas as condições testadas são viáveis para biomonitoramento de genotoxicidade de água. Amostras de água do Rio dos Sinos apresentaram genotoxicidade ao longo do período monitorado, evidenciada pelas frequências de MCN registradas, que foram significativamente superiores às dos controles.

Palavras-chave: corpos d'água, risco genotóxico, micronúcleos.

1. INTRODUCTION

Pollutants released into watercourses change the physicochemical composition of the water, forming complex mixtures that can provoke toxic and genotoxic effects in living organisms (Ohe et al., 2004; Merlo et al., 2011).

The hydrographic basins with urban centers are more susceptible to various anthropic impacts which may compromise the quality of the physical, chemical and biological components of the ecosystems. The Sinos River Basin is located in the eastern part of the State of Rio Grande do Sul, Brazil, with a population of around 300 inhabitants/km², with about 95% of them living in urban areas (IBGE, 2014). The Sinos River, the main water body of this basin, has around 190 km, supplying water to a population of approximately 1.5 million people (FEPAM, 2014). The 32 municipalities of the basin contribute to the pollution of the river by discharges of direct release of industrial and domestic effluents, as well as by diffuse charges, which are produced by the runoff from various urban and rural effluents (Blume et al., 2010; Nunes et al., 2011; Oliveira et al., 2012).

Various organisms are recognized scientifically as indicators of pollution, although their respective responses are dependent on the types of pollutants and experimental conditions to which they are exposed (Ma et al., 1994; Mielli et al., 2009). When water bodies are assessed by active monitoring, bioindicators are exposed to water samples for short periods which vary from a few hours to days (Ma et al., 1994; Jiang et al., 1999; Thewes et al., 2011).

Tradescantia pallida (Rose) D.R. Hunt. var. *purpurea* Boom is a species that is well-adapted to both subtropical and tropical climates and has been utilized in bioassays to diagnose genotoxic effects of water (Umbuzeiro et al., 2007; Thewes et al., 2011; Endres Jr. et al., 2014; Kieling-Rubio et al., 2014). Assessments have shown that the response of this species to mutagenic agents is as efficient as the response of the *Tradescantia* 4430 clone (Suyama et al., 2002; Mielli et al., 2009), which is recognized as a bioindicator of genotoxicity due to increased frequencies of micronuclei (MCN) in the cytoplasm of cells in the tetrads phase (Ma et al., 1994).

Biomonitoring of watercourses using *Tradescantia* micronuclei (Trad-MCN) bioassay is conducted by partially immersing cuttings with young inflorescences into water samples and maintaining them in a non-polluted environment throughout the test (Ma et al., 1994; Endres Jr. et al., 2014). It is important to monitor the abiotic conditions where the plants from which

the cuttings will be sampled are cultivated, in order to avoid using plants for the bioassays that have a background MCN rate above that expected as a result of spontaneous mutations (Ma, 1983; Pereira et al., 2013). Young inflorescences are used for *Tradescantia* genotoxicity tests because they have flower buds that are in the process of cell division and are therefore more sensitive to mutagenic agents, since chromosomal damage occurs in prophase I of meiosis. One advantage of active monitoring using the Trad-MCN bioassay is the short time period needed to complete the test with water samples, generally comprising adaptation, exposure and recovery periods. The period of adaptation prior to exposure of *Tradescantia* cuttings is important in order to avoid chromosomal damage caused by possible genotoxic pollutants at the cultivation site or by stress caused by cutting, while recovery is the time necessary for the meiotic cells to achieve the stage of tetrads when the micronuclei are scored (Ma, 1983; Ma et al., 1994).

Various exposure times have been described in the literature for *Tradescantia* (Ruiz et al., 1992; Umbuzeiro et al., 2007; Kieling-Rubio et al., 2014). Further, different substances have been used for the periods of adaptation and recovery of cuttings, including Hoagland solution (Ma et al., 1994; Mielli et al., 2009), tap water (Ruiz et al., 1992; Jiang et al., 1999), mineral water (Monarca et al., 2003; Crebelli et al., 2005), and distilled water (Thewes et al., 2011; Kieling-Rubio et al., 2014). Therefore, with the goal of assessing methodological conditions of the active bioassay for water monitoring using *Tradescantia pallida* var. *purpurea*, the objectives of this study were to: (a) compare the micronuclei frequencies observed in the cuttings adapted and recovered in distilled water and in Hoagland solution; (b) investigate the influence of the time of exposure of the cuttings on MCN formation, and (c) apply the bioassay to assess the genotoxic potential of water at a sampling point of the Sinos River in Campo Bom, Rio Grande do Sul, Brazil.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1. Water sampling

Water samples were collected at a sampling point of the Sinos River (29°41'30.28"S and 51°02'42.43"W), in Campo Bom. This municipality is located in the lower section of the Sinos River Basin, Rio Grande do Sul, Brazil, with intense urbanization and industrialization (IBGE, 2014). Physico-chemical parameters showed a high degree of water pollution in the lower section of the river (Blume et al., 2010). The assays were conducted from January 2012 to September 2013, totaling nine samplings. Water samples from the surface were transported to the laboratory in accordance with a protocol published by the Brazilian Association of Technical Norms (ABNT, 1987) and the Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

2.2. Biological material

Specimens of *Tradescantia pallida* var. *purpurea* to be used for the Trad-MCN bioassays were grown in plastic pots (37 cm x 20 cm x 20 cm) containing 4 kg of commercial soil in a non-polluted area of the Universidade Feevale. Plants were watered three times per week and 100 mL of N:P:K fertilizer solution (nitrogen:phosphorus:potassium, 10:10:10, w:w:w) were applied monthly (Thewes et al., 2011). All of the plants were derived from vegetative propagation.

2.3. Trad-MCN bioassays

Bioassay I - comparison between MCN frequencies observed in cuttings adapted and recovered in distilled water and in Hoagland solution: In January 2012, 20 cuttings of *Tradescantia pallida* var. *purpurea* with flower buds, each cutting from a plant, were partially immersed in vessels containing 2 L of distilled water (treatment 1) or Hoagland solution

(Hoagland and Arnon, 1950) (treatment 2) and left for 24 hours to adapt. For exposure, cuttings were partially immersed in 2 L of water from the Sinos River for 8 hours. After this, cuttings were transferred to distilled water (treatment 1) or Hoagland solution (treatment 2) for 24 hours. Negative controls were set up simultaneously, following the same methodology, but replacing the river water with distilled water (treatment 1) or Hoagland solution (treatment 2).

Bioassay II - influence of the exposure time of the cuttings on micronuclei formation: This experiment was conducted from March 2012 to January 2013, with a seasonal periodicity, totaling four samplings. Cuttings were adapted for 24 hours partially immersed in vessels containing 2 L of distilled water. After this, 20 cuttings were exposed for 8, 24 or 32 hours to water samples from the Sinos River. Only cuttings that had been exposed to river water for 8 hours were then transferred to distilled water for a 24 hour recovery period. Simultaneously, negative controls were set up, using the same exposure times, but replacing the water sample from the river with distilled water.

Bioassay III - applying the bioassay to assess the genotoxic potential of the water from the Sinos River: This experiment was conducted from March to September 2013, with bimonthly periodicity, totaling four samplings. For each sampling, the same number of cuttings were used as in Bioassay I. Cuttings were exposed to water from the sampling point of the river for 8 hours, under the same conditions as Bioassay I, with adaptation and recovery periods as described for Bioassay II. Simultaneously, negative controls were set up, replacing the water sample from the river with distilled water.

All bioassays were conducted in a climate-controlled room with temperature at $26 \pm 1^\circ\text{C}$.

2.4. Inflorescence fixation, slide preparation and micronuclei score

After each bioassay, inflorescences with flower buds were fixed in 3:1 (v/v) ethanol/acetic acid for 24 hours and stored in 70% ethanol under refrigeration. One bud from each inflorescence was dissected, and the anthers were squashed in 1% acetocarmine stain on a slide. Only preparations with early tetrads were included in the analysis. Ten slides were prepared for each sample, and the number of MCN in a random set of 300 tetrads per slide was scored under 400x magnification (Olympus CX4 microscope). Micronuclei frequencies were calculated by dividing the total number of micronuclei by the total number of tetrads scored, and the results were expressed as MCN/100 tetrads (Thewes et al., 2011).

2.5. Statistical analyses

Statistical analyses were conducted using SPSS 20 for Windows. Micronuclei frequencies were verified for normality using the Shapiro-Wilk test and compared using the Student *t* test at 5% probability (Bioassays I and III) and the analysis of variance (ANOVA) followed by the Tukey test at 5% probability (Bioassays II and III).

3. RESULTS AND DISCUSSION

The MCN frequencies recorded for the flower buds exposed to water samples of the Sinos River, adapted and recovered in distilled water, did not differ significantly from those of samples adapted and recovered in Hoagland solution (Table 1). Also, there was no significant difference between MCN frequencies recorded for negative controls with distilled water or with Hoagland solution, which were respectively 1.23 e 1.19, significantly lower than the frequencies in the respective bioassays with water from the river (Table 1). These results indicated that the increase in genetic damage in meiotic cells of *Tradescantia pallida* var. *purpurea* cuttings can be explained by the genotoxic effect of the water from the river and that the response of this bioindicator should not have been influenced by both methods applied for adaptation and recovery of cuttings. The MCN frequencies recorded for the

negative control remained below the background rate considered as resulting from spontaneous mutations in *T. pallida* var. *purpurea* plants cultivated in non-polluted environments (Pereira et al., 2013). In previous studies, negative controls using distilled water presented similar MCN frequencies to those recorded in the present work (Thewes et al., 2011; Kieling-Rubio et al., 2014).

Table 1. Frequency of micronuclei (MCN) in *Tradescantia pallida* var. *purpurea* cuttings adapted and recovered in distilled water or Hoagland solution after exposure to water from the Sinos River and the negative control.

Sample	MCN frequencies (mean $\pm$ standard deviation)		<i>t</i>	p
	Hoagland solution	Distilled water		
Sinos River	3.00 $\pm$ 0.47**	2.95 $\pm$ 0.30**	0.225	0.826
Negative control	1.19 $\pm$ 0.38	1.23 $\pm$ 0.53	-0.192	0.851
<i>t</i>	7.924	7.400		
p	<0.001	<0.001		

** indicate highly significant difference between frequencies recorded for river water and negative controls, according to Student *t* test ($p=0.05$).

For the samples collected from March 2012 to January 2013 for Bioassay II, no significant differences were observed among MCN frequencies in flower buds exposed for periods of 8, 24 and 32 hour to water from the Sinos River, in any of the months monitored. There were also no significant differences among MCN frequencies observed in flower buds after 8, 24 and 32 hours exposure in each negative control sampling (Table 2).

Table 2. Frequency of micronuclei (MCN) in *Tradescantia pallida* var. *purpurea* cuttings exposed for different times to water from the Sinos River and the negative control.

Month	Sample	MCN frequencies (mean $\pm$ standard deviation)			F	p
		8 h	24 h	32 h		
March 2012	Sinos River	3.67 $\pm$ 0.85	3.16 $\pm$ 0.58	4.25 $\pm$ 1.77	0.884	0.443
	Negative control	1.27 $\pm$ 0.28	1.47 $\pm$ 1.12	1.33 $\pm$ 0.41	0.104	0.902
June 2012	Sinos River	4.73 $\pm$ 0.49	4.73 $\pm$ 1.94	4.60 $\pm$ 1.09	0.017	0.983
	Negative control	1.80 $\pm$ 0.51	2.00 $\pm$ 0.94	1.33 $\pm$ 0.33	1.398	0.285
October 2012	Sinos River	4.16 $\pm$ 2.12	3.53 $\pm$ 0.96	3.40 $\pm$ 0.49	1.321	0.317
	Negative control	1.27 $\pm$ 0.37	1.27 $\pm$ 0.43	1.13 $\pm$ 0.38	0.190	0.829
January 2013	Sinos River	4.27 $\pm$ 1.34	4.13 $\pm$ 0.69	4.67 $\pm$ 0.94	0.365	0.702
	Negative control	1.47 $\pm$ 0.56	1.53 $\pm$ 0.51	1.47 $\pm$ 0.38	0.031	0.969

The exposure time of the cuttings in the Trad-MCN bioassay can vary depending on the quality of the water samples (Ruiz et al., 1992). Exposure times tested in the present work

were based on methodologies described in the literature. In the majority of published studies, exposure times of 4430 *Tradescantia* clone or *Tradescantia pallida* var. *purpurea* in water samples of water bodies were either of 8 hours (Kieling-Rubio et al., 2014), 12 hours (Duan et al., 1999), 24 hours (Umbuzeiro et al., 2007; Endres Jr. et al., 2014) or 30 hours (Ruiz et al., 1992). In the present study, cuttings exposed for 8 hours to samples of river water were allowed to recover for 24 hours to allow time to finalizing cell division, since at the last stage (the tetrads stage) it is possible to observe the micronuclei that resulted from genetic damage that took place during the prophase I of the corresponding meiosis (Ma, 1983; Ma et al., 1994). In contrast, if the exposure time of inflorescences to potential genotoxic agents is 24 hours or longer, there is no need for a recovery period, since meiotic division takes 24 to 30 hours to complete (Ma, 1983; Ma et al., 1994). In view of this, cuttings exposed to water samples for 24 and 32 hours were not submitted to a recovery period.

The MCN frequencies recorded in Bioassay II varied from 3.07 to 4.73 in samples of water from the Sinos River and from 1.13 to 2.00 in negative controls (Table 2), and were within the range of MCN frequencies obtained in other studies. Endres Jr. et al. (2014) observed frequencies varying from 1.81 to 6.48 MCN in inflorescences exposed for 24 hours to water from a stream in the municipality of Novo Hamburgo (Rio Grande do Sul, Brazil) and from 1.19 to 1.62 MCN in negative controls. Similar frequencies (from 1.87 to 6.22 MCN) were observed by Umbuzeiro et al. (2007) in plants exposed for 24 hours to water from the Cristais River (São Paulo, Brazil). Ruiz et al. (1992) observed frequencies ranging from 2.5 to 9.0 MCN in inflorescences exposed for 30 hours to water from a canal of the Queretaro River (Mexico) and a mean of 1.5 MCN in negative controls. Frequencies of 3.19 and 8.73 MCN were observed in plants exposed for 12 hours to samples of water from the Panlong River (China), while negative controls presented a mean of 2.49 MCN (Duan et al., 1999).

For the monitoring of the genotoxic potential of the river water from March to September 2013 (Bioassay III), MCN frequencies did not differ significantly among samples ($F=0.273$, $p=0.844$), but were significantly higher than their respective negative controls, which in turn did not differ from each other ($F=0.561$, $p=0.644$) for any of the sampling months (Figure 1).

Figure 1. Frequency of micronuclei (mean $\pm$ SD) in *Tradescantia pallida* var. *purpurea* exposed for 8 hours to water from the Sinos River and the negative control, from March to September 2013. Asterisks indicate highly significant difference between frequencies recorded for river water and negative controls, according to the Student *t* test ($p=0.05$).

The low variation between the lowest and highest MCN frequencies observed in tetrads of flower buds exposed to samples of water from the Sinos River indicates that the site exhibited relatively constant genotoxic potential throughout the monitored period. Micronuclei frequencies significantly higher than those of the negative control may be due to the presence of substances with genotoxic potential in the water of the Sinos River. Physicochemical analyses performed to evaluate the water quality at different points of the Sinos River reported the occurrence of pollutants. Excessive levels of biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, total nitrogen and total phosphorus were detected at different sampling points of the river (Blume et al., 2010). A study conducted by the State Foundation of Environmental Protection of the State of Rio Grande do Sul indicated rates of heavy metals above those established by the National Environmental Council (CONAMA) Resolution 357/2005 for class 3 water bodies (Brasil, 2005), especially in the lower section of the basin (FEPAM, 2014). The presence of hexavalent chromium in water sampling points in the lower section of the river was associated with increased frequency of MCN in meristematic root cells of *Allium cepa* and *Eichhornia crassipes* (Oliveira et al., 2012).

The release of domestic and industrial effluents as well as the use of agricultural chemicals are the main sources of pollution of water bodies in the Sinos River Basin (Lemos et al., 2009; Figueiredo et al., 2010). Recently, the active micronuclei bioassay using *Tradescantia pallida* var. *purpurea* was applied in monitoring studies of water bodies in the lower section of the Sinos River Basin evidencing genotoxicity in water samples from the Estância Velha/Portão and Pampa streams (Kieling-Rubio et al., 2014) and from the Vila Kunz stream (Endres et al., 2014).

4. CONCLUSION

Adaptation and recovery of cuttings with flower buds in distilled water or Hoagland solution and exposure of cuttings for different time periods did not influence the response of *Tradescantia pallida* var. *purpurea*, indicating that all the methodological conditions tested are viable for *ex situ* biomonitoring of water genotoxicity. Under the experimental conditions of the present study, the bioassay allowed the detection of genetic damage on the bioindicator, probably as a response to synergic effects of the complex mixture of pollutants in the water of the Sinos River. It is important to maintain the bioassay under controlled conditions, in order to ensure that any cell damage observed is only related to the effects of genotoxic agents present in the water body being analyzed.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

The authors wish to thank the Universidade Feevale for the use of the laboratory and financial support, the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nivel Superior (CAPES) and the Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (FAPERGS) for doctoral grants awarded to M. B. B. Cassanego (CAPES/PROSUP) and G. M. Costa (FAPERGS/CAPES), the Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) for a scholarship awarded to M. H. Sasamori (CNPq/PIBIC) and for a scholarship awarded to D. Endres Júnior (FAPERGS/PROBIC) and the Universidade Feevale for a scholarship awarded to C. T. Petry.

6. REFERENCES

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21th ed. Washington, 2005. 1220 p.

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 9898**. Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987. 22 p.
- BLUME, K. K.; MACEDO, J. C.; MENEGUZZI, A.; SILVA, L. B.; QUEVEDO, D. M.; RODRIGUES, M. A. S. Water quality assessment of the Sinos River, Southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 4, p. 1185-1193, 2010. Suppl. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842010000600008>
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, 18 de março de 2005.
- CREBELLI, R.; CONTI, L.; MONARCA, S.; FERETTI, D.; ZERBINI, I.; ZANI, C. et al. Genotoxicity of the disinfection by products resulting from peracetic acid- or hypochlorite-disinfected sewage wastewater. **Water Research**, v. 39, p. 1105-1113, 2005. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2004.12.029>
- DUAN, C. Q.; HU, B.; WANG, Z. H.; WEN, C. H.; YAN, S. Q.; JIANG, X. H. et al. *Tradescantia* bioassays for the determination of genotoxicity of water in the Panlong River, Kunming, People's Republic of China. **Mutation Research**, v. 426, p. 127-131, 1999. [http://dx.doi.org/10.1016/S0027-5107\(99\)00054-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0027-5107(99)00054-8)
- ENDRES Jr., D.; SASAMORI, M. H.; CASSANEGO, M. B. B.; DROSTE, A. Biomonitoring of water genotoxicity in a Conservation Unit in the Sinos River Basin, Southern Brazil, using the *Tradescantia* micronucleus bioassay. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 4, 2014. Suppl.
- FIGUEIREDO, J. A. S.; DRUMM, E.; RODRIGUES, M. A. S.; SPILKI, F. R. The Rio dos Sinos watershed: an economic and social space and its interface with environmental status. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 4, p. 1131-1136, 2010. Suppl. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842010000600001>
- FUNDAÇÃO ESTADUAL DE PROTEÇÃO AMBIENTAL HENRIQUE LUIZ ROESSLER - RS - FEPAM. **Portal de licenciamento ambiental**. 2014. Available from: <<http://www.fepam.rs.gov.br>>. Access in: 14 May 2014.
- HOAGLAND, D. R.; ARNON, D. I. **The water-culture method for growing plants without soil**. Berkeley: California University; Agricultural Experiment Station, 1950. p. 1-39. (Circular, 347)
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Cidades**. Available from: <<http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>>. Access in: 14 May 2014.
- JIANG, Y. G.; YU, Z. D.; LIU, G. Z.; CHEN, R. Z.; PENG, G. Y. Genotoxicity of water samples from the scenic Lijang river in the Guilin area, China, evaluated by *Tradescantia* bioassays. **Mutation Research**, v. 426, p. 137-141, 1999. [http://dx.do.org/10.1016/S0027-5107\(99\)00056-1](http://dx.do.org/10.1016/S0027-5107(99)00056-1)
- KIELING-RUBIO, M. A.; BENVENUTI, T.; COSTA, G. M.; PETRY, C. T.; RODRIGUES, M. A. S.; SCHMITT, J. L. et al. Integrated environmental assessment of streams in the Sinos River basin in the State of Rio Grande do Sul, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 4, 2014. Suppl.

- LEMOS, A. T.; ROSA, D. P.; ROCHA, J. A. V.; VARGAS, V. M. F. Mutagenicity assessment in a river basin influenced by agricultural, urban and industrial sources. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 72, p. 2058-2065, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2009.08.006>
- MA, T. H. *Tradescantia* micronucleus (Trad-MCN) test of environmental clastogens, In: KOLBER, A. R.; WONG, T. K.; GRANT, L. D.; DEWONKI, R. S.; HUGHES, T. J. (Eds.). **In vitro toxicity testing of environmental agents, current and future possibilities**. New York: Plenum, 1983. p.191-214.
- MA, T. H.; CABRERA, G. L.; CHEN, R.; GILL, B. S.; SANDHU, S. S.; VANDENBERG, A. L. et al. *Tradescantia* micronucleus bioassay. **Mutation Research**, v. 310, p. 221-230, 1994. [http://dx.doi.org/10.1016/0027-5107\(94\)90115-5](http://dx.doi.org/10.1016/0027-5107(94)90115-5)
- MERLO, C.; ABRIL, A.; AMÉ, M. V.; ARGÜELO, G. A.; CARRERAS, H. A.; CHIPPERO, M. S. et al. Integral assessment of pollution in the Suquia River (Córdoba, Argentina) as a contribution to lotic ecosystem restoration programs. **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 5034-5045, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2011.08.037>
- MIELLI, A. C.; MATTA, M. E. M.; NERSESYAN, A.; SALDIVA, P. H. N.; UMBUZEIRO, G. A. Evaluation of the genotoxicity of treated urban sludge in the *Tradescantia* micronucleus assay. **Mutation Research**, v. 672, p. 51-54, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.mrgentox.2008.09.007>
- MONARCA, S.; RIZZONI, M.; GUSTAVINO, B.; ZANI, C.; ALBERTI, A.; FERETTI, D. et al. Genotoxicity of surface water treated with different disinfectants using in situ plant tests. **Environmental and Molecular Mutagenesis**, v. 41, p. 353-359, 2003. <http://dx.doi.org/10.1002/em.10161>
- NUNES, E. A.; LEMOS, C. T.; GAVRONSKI, L.; MOREIRA, T. N.; OLIVEIRA, N. C. D.; SILVA, J. Genotoxic assessment on river water using different biological systems. **Chemosphere**, v. 84, p. 47-53, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.085>
- OHE, T.; WATANABE, T.; WAKABAYASHI, K. Mutagens in surface waters: a review. **Mutation Research**, v. 567, p. 109-149, 2004.
- OLIVEIRA, J. P. W.; SANTOS, R. N.; PIBERNAT, C. C.; BOEIRA, J. M. Genotoxicity and physical chemistry analysis of waters from Sinos River (RS) using *Allium cepa* and *Eichhornia crassipes* as bioindicators. **BBR – Biochemistry and Biotechnology Reports**, v. 1, n. 1, p. 15-22, 2012.
- PEREIRA, B. B.; CAMPOS JÚNIOR, E. O.; MORELLI, S. *In situ* biomonitoring of the genotoxic effects of vehicular pollution in Uberlândia, Brazil, using a *Tradescantia* micronucleus assay. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 87, p. 17-22, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoenv.2012.10.003>
- RUIZ, E. F.; RABAGO, V. M. E.; LECONA, S. U.; PEREZ, A. B.; MA, T. H. *Tradescantia*-micronucleus (Trad-MCN) bioassay on clastogenicity of wastewater and in situ monitoring. **Mutation Research**, v. 270, p. 45-51, 1992. [http://dx.doi.org/10.1016/0027-5107\(92\)90100-G](http://dx.doi.org/10.1016/0027-5107(92)90100-G)

- SUYAMA, F.; GUIMARÃES, E. T.; LOBO, D. J. A.; RODRIGUES, G. S.; DOMINGOS, M.; ALVES, E. S. et al. Pollen mother cells of *Tradescantia* clone 4430 and *Tradescantia pallida* var. *purpurea* are equally sensitive to the clastogenic effects of X-rays. **Brazilian Journal of Medical and Biological Research**, v. 35, p. 127-129, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-879X2002000100018>
- THEWES, M. R.; ENDRES JUNIOR, D.; DROSTE, A. Genotoxicity biomonitoring of sewage in two municipal wastewater treatment plants using the *Tradescantia pallida* var. *purpurea* bioassay. **Genetics and Molecular Biology**, v. 34, n. 4, p. 689-693, 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-47572011005000055>
- UMBUZEIRO, G. A.; COIMBRÃO, C. A.; KUMMROW, F.; LOBO, D. J. A.; SALDIVA, P. H. N. Mutagenic activity assessment of Cristais River, São Paulo, Brazil, using the blue rayon/*Salmonella* microsome and the *Tradescantia pallida* micronuclei assays. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology**, v. 2, p. 163-171, 2007.

Aplicación de modelos unidimensionales de flujo en suelos no saturados y transporte de herbicidas en zonas agrícolas

doi: 10.4136/ambi-agua.1165

Received: 05 Sep. 2013; Accepted: 21 Jul. 2014

**Teresa Maria Reyna* ; Jorge Armando Linares;
Santiago Reyna; María Lábaque**

Universidad Nacional Córdoba, Córdoba, Argentina

Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales

*Autor correspondiente: e-mail: teresamaria.reyna@gmail.com,
linjorge@gmail.com, santiagoreyna@gmail.com, mlabaque@gmail.com

RESUMEN

La predicción del comportamiento de los plaguicidas liberados en el ambiente es necesaria para anticipar y minimizar, impactos adversos fuera del punto de aplicación. Esto significa que debemos comprender qué le sucede a un pesticida que ha sido aplicado en el campo, y predecir su destino en el ambiente. Con este objetivo se estudió una parcela experimental del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) en la localidad de Manfredi (Córdoba; Argentina). Se realizaron mediciones del contenido de agua en suelo (por sonda de neutrones y por el método gravimétrico) y la precipitación ocurrida en el sitio durante un período de tiempo con el fin de modelar el proceso de humedecimiento. También se midieron los contaminantes a distintas profundidades y a distintos tiempos de aplicación de atrazina al predio. Con estos datos se buscó modelar el proceso con el programa HYDRUS. Los resultados obtenidos muestran que el modelo subestima los contenidos de humedad presentes en el horizonte superior, mientras que para profundidades mayores frente a eventos de precipitaciones normales y de riego, el frente de humedecimiento no genera una recarga directa de la freática. Los resultados obtenidos muestran que la simulación numérica resulta una herramienta válida para el estudio del movimiento del flujo y el transporte de sustancias contaminantes en la zona no saturada. La principal limitante para evaluar la validez de estos modelos son la poca disponibilidad de datos de estudios de campo.

Palabras claves: humedad en suelos, transporte de contaminantes, agroquímicos.

Aplicação de modelos de coluna de fluxo em solos não saturados e transporte de herbicidas em áreas agrícolas

RESUMO

É necessário se antecipar a previsão do comportamento de pesticidas liberados no meio ambiente para se minimizar os impactos negativos fora do ponto de aplicação. Isso significa que se tem que entender o que acontece com um pesticida que foi aplicado no campo e prever o seu destino no meio ambiente. Dessa forma, uma parcela experimental do Instituto Nacional de Tecnologia Agropecuária (INTA) na cidade de Manfredi (Córdoba, Argentina) foi

estudada. Foram realizadas medições do conteúdo de água no solo (por tubo de neutrons e pelo método da gravidade) e da precipitação no local, a fim de modelar o processo de humedecimento. Poluentes também foram medidos em diferentes profundidades e em diferentes épocas de aplicação da atrazina no local. Com esses dados modelou-se o processo utilizando-se o programa HYDRUS. Os resultados mostram que o modelo subestima o teor de humidade presente no horizonte superior, enquanto que para profundidades maiores em condições de eventos de chuvas normais e irrigação, a frente de umedecimento não ocasiona recarga direta de água do freático. Os resultados mostram que a simulação numérica é uma ferramenta válida para o estudo da circulação do fluxo de transporte e de contaminantes na zona insaturada. A principal restrição para avaliar a validade destes modelos é a limitada disponibilidade de dados de estudos de campo.

Palavras-chave: umidade do solo, transporte de contaminantes, agroquímicos.

Application of a one-dimensional model of flow in unsaturated soils and transport of herbicides in agricultural areas

ABSTRACT

In order to minimize adverse impacts beyond the place of application, it is necessary to predict the behavior of pesticides released into the environment. This means that we must understand what happens to a pesticide that has been applied in the field and that we must be able to predict its destination in the environment. For this purpose, we studied an experimental agricultural plot at the National Institute of Agricultural Technology (INTA) in the town of Manfredi (Córdoba, Argentina). The contents of water in the soil were measured (by neutron probe and by the gravimetric method) along with precipitation at the site during a certain period in order to model the process of humidification. Pollutants' contents were also measured at various depths and at different times of atrazine application. This data was then used to model the process using the software HYDRUS. The results show that the model underestimates the moisture content present in the upper horizon, while in deeper layers, under normal events of rainfall and irrigation, the humidification front does not generate a direct recharge from the phreatic water. The study established that numerical simulation is a valid tool for studying the movement of flow and the transport of contaminants in the unsaturated zone. The lack of field data is main limitation to assessing the validity of the model.

Keywords: moisture in soil, contaminant transport, agrochemicals.

1. INTRODUCCIÓN

Desde el inicio del movimiento agrícola conocido como revolución verde, a principios de la Segunda Guerra Mundial, se ha podido presenciar el desarrollo de una agricultura que más que convencional, como se suele denominar, se podría llamar industrializada. Esto último responde fundamentalmente al empleo de abonos químicos y pesticidas, a la producción de nuevas variedades de aspecto más atractivo y a la progresiva mecanización de la forma de cultivo más practicada: el monocultivo. En las primeras fases del desarrollo de la agricultura convencional o industrializada se observaron incrementos mundiales registrados de las cosechas de cereales, leguminosas, oleaginosas, fibras y raíces, para los períodos 1929-1979. Posteriormente, se ha ido produciendo una disminución de los incrementos de la productividad, especialmente en aquellos países que más tempranamente adoptaron las técnicas de la revolución verde (Romera, 2010).

Con respecto a los plaguicidas la mayoría son compuestos que no se encuentran naturalmente en el ambiente y por lo tanto, concentraciones detectables indican contaminación (Chapman, 1992).

Los suelos son considerados descontaminantes naturales, debido a su heterogeneidad, tanto por su composición como por la diversidad de procesos que ocurren. El conjunto de propiedades físicas, químicas, y biológicas que posee hacen que actúe como una barrera protectora de otros medios, especialmente de las aguas superficiales y subterráneas. Por lo que la hipótesis ampliamente aceptada de que la fracción no saturada del suelo constituye una defensa efectiva contra la penetración de plaguicidas es por lo tanto cuestionable (Giuliano, 1995).

La predicción del comportamiento de los plaguicidas liberados en el ambiente es necesaria para anticipar, y por ende minimizar, impactos adversos fuera del punto de aplicación (Wagenet y Rao, 1990.). Esto significa que debemos comprender qué le sucede a un pesticida que ha sido aplicado en el campo, y predecir su destino en el ambiente. Utilizando esta información, pueden estimarse los probables impactos adversos sobre el agua superficial o subterránea y/o sobre la salud humana. Existen modelos con distinto nivel de complejidad para una variedad de aplicaciones (Bedmar et al., 2004).

Sin duda, la escasez de conocimientos sobre contenidos de plaguicidas en suelos y en los cuerpos de agua luego de su aplicación es debida a la extraordinaria dificultad para la identificación y cuantificación de estos compuestos y de los productos de degradación originados a lo largo de su tránsito por la zona no saturada (Reyna et al., 2013) .

En los últimos años se ha comenzado a prestar atención a los procesos de contaminación de aguas subterráneas ligados a la utilización de fertilizantes, particularmente los nitratos, en las prácticas agrícolas. Se tiene información relativa de su presencia en los acuíferos pero no se conocen acabadamente los mecanismos de migración e interacción en el medio no saturado. Esta carencia es más patente en el caso de los plaguicidas, sustancias químicamente más complejas, implicadas en procesos de transformación y degradación mal conocidos.

En particular para la Física de Suelos la predicción del movimiento del agua y los solutos se hace más compleja en la medida en que la modelación del sistema agua-solutos-suelo-planta sea más cercana a la realidad, es por ello que para lograr establecer elementos de análisis, en general, es preciso simplificar al máximo el modelo del sistema físico y describir sus interacciones y parámetros de la manera más simple posible.

1.1. Herbicidas

Los herbicidas son productos destinados para el control de malezas de determinado cultivo no deseadas por su impacto negativo en la producción y rendimientos, estos se encuentran dentro del grupo de productos fitosanitarios los cuales por definición de la Organización Mundial de la Salud (OMS) son todas aquellas sustancias o mezcla de sustancias, destinadas a prevenir la acción de controlar o destruir directamente malezas, insectos, hongos, ácaros, moluscos, bacterias, roedores y otras formas de vida animal o vegetal que puedan resultar perjudiciales tanto para la Salud Pública como para la Agricultura.

Por lo general todos los herbicidas que pertenecen a un mismo grupo genérico actúan de la misma manera, por ejemplo: al conocerse el efecto de la atrazina sobre una maleza (la mayoría de las malezas latifoliadas anuales y algunas gramíneas, como cola de zorro y pasto colorado) también se sabe cómo actúa la simazina, la ametrina y la prometrina, ya que todos estos productos pertenecen a la misma familia de las triazinas (Doll, 1982). No existe una única clasificación de herbicidas, ya que los mismos pueden ser agrupados según su naturaleza química, su mecanismo de acción, el momento de aplicación, etc. Cabe aclarar también que un mismo herbicida, puede ser englobado en diversas categorías de clasificación.

La movilidad de los plaguicidas depende de sus propiedades físicas y químicas en el medio, tales como volatilidad, solubilidad, persistencia y la adsorción en el suelo. La concentración de herbicida en el suelo a lo largo del tiempo - persistencia o residualidad depende de las características propias de la molécula (acidez o alcalinidad de la molécula, solubilidad en agua, presión de vapor) y su interacción con las características del suelo (composición de la fracción arcilla, pH, capacidad de intercambio catiónico, área superficial, contenido de materia orgánica) y de los factores ambientales (temperatura, humedad), conformando una serie de procesos de disipación: volatilización, descomposición fotoquímica o química, escurrimiento superficial, degradación química, descomposición microbiana, lixiviación y adsorción (Díaz Trujillo, 2007).

Si bien existen propiedades específicas que determinan la movilidad de un herbicida en el suelo Goss (1992) y Hornsby (1992) demostraron que el coeficiente de partición en carbono orgánico (K_{oc}) y la vida media de los plaguicidas ($T_{1/2}$) pueden utilizarse para comparar sus potenciales de lixiviar a través de la matriz del suelo. Estableciendo que la materia orgánica del suelo es la característica edáfica que más influye sobre el movimiento de los herbicidas. La presencia de capas con materia orgánica produce “atenuación” del flujo del herbicida protegiendo al acuífero de la contaminación.

Por lo tanto para la determinación de la capacidad de infiltración de un herbicida es necesario tener en cuenta: 1) profundidad del acuífero saturado combinado con la dirección predominante del flujo de agua, 2) permeabilidad de los estratos geológicos y de suelo, 3) contenido de materia orgánica del suelo, y 4) K_{oc} y $T_{1/2}$ del plaguicida (Bedmar et al., 2004).

2. MATERIALES Y MÉTODOS

Unas de las principales dificultades que se encuentran para modelar los procesos de infiltración es conocer los parámetros de los suelos para lograr una adecuada representación de la realidad. Dado el problema de la heterogeneidad presente en el medio poroso la modelación del sistema agua-solutos-suelo-planta es más complicado. Por lo tanto obtener los parámetros que permiten ajustar el modelo lo más cercano a la realidad es lo que lleva la mayor parte de tiempo y esfuerzo.

Con el objetivo de obtener datos sobre la humedad del suelo y la presencia de contaminantes durante un período de tiempo, se realizaron estudios en una parcela experimental del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA) de un área aproximada de 25 ha, que posee un sistema de riego suplementario en funcionamiento tipo pivote central. Durante el año se realiza la rotación de cultivo entre el maíz, soja – trigo y maíz, trigo-soja.

La parcela de análisis se ubica en las coordenadas geográficas 63° 44'44.91" Oeste; 31° 52' 19.08" Sur, Ruta Nacional N°9 km 636, Manfredi, Córdoba, Argentina, con una elevación de 295 msnm (Figura 1).

En esta parcela se registraron de forma continua los eventos de precipitación y ausencia de esta. Se registraron también los valores de humedad experimentados por el suelo a distintas profundidades.

La precipitación (P) se ha obtenido a partir de un pluviómetro automático de la estación meteorológica ubicada en el lote de estudio para los meses de julio 2010 hasta mayo del 2011; mientras que la evapotranspiración (ET_0) ha sido calculada según la ecuación combinada de Penman-Monteith (Monteith, 1981), a partir de las variables meteorológicas medidas por la misma estación.

La medición adecuada del contenido de agua en suelo resulta crítica para la estimación de los balances de agua y energía, así como para comprender los procesos biológicos y químicos en todo el sistema suelo-planta (Robinson et al., 2003 y Vereecken et al., 2008).

Dada la importancia de este parámetro, se trabajó con varios métodos de medición de la humedad en suelos: métodos gravimétricos, sensores de capacitancia y sonda de neutrones. Se analizaron los resultados, ventajas y desventajas de utilizar cada uno.

Figura 1. Ubicación de la Zona de estudio en Manfredi, Córdoba, Argentina.

Con respecto a las mediciones de los contaminantes en suelos se tomaron muestras bajo condiciones de labranza cero. La prueba se llevó a cabo bajo el sistema de riego centralizado o pivote central, lo que aseguró el riego uniforme sobre los cultivos.

Durante el desarrollo del experimento se hicieron 6 muestreos de tipo simple aleatorio sistemático y en profundidad: a los 5, a los 40 y a los 90 cm con barreno manual (IRAM 29481-1, 2 y 4 y ASTM Standards on Environmental Sampling, 1995). Las muestras se tomaron previo a la aplicación de la Atrazina (concentración de 2 lts/Ha) a los 7, 15, 30, 60, 90 días de dicha aplicación. Por otra parte se determinaron las características edafológicas del suelo estudiado. El suelo del lote sobre el que se realizaron los ensayos fue caracterizado en sus propiedades físicas y químicas en laboratorio, Fósforo Extractable por el método Bray y Kurtz (1945), Nitrógeno de Nitratos (método Fenildisulfónico), Nitrógeno Total por el método Kjeldahl (1883), Materia Orgánica por el método Walkley y Black (1934), Cond. Eléctrica (método relación suelo/agua: 2,5 x 5).

Para la determinación de Atrazina se utilizó un cromatógrafo líquido (HPLC) Alliance 2695 (WATERS), con un detector de espectrometría de masas triple cuádruplo (qQq) Quattro Ultima Pt (Micromass). Las muestras fueron analizadas por Electrospray a presión atmosférica en modo positivo y negativo (API ESI +/-). Se utilizó una columna C18 de 100x2.1 mm Hypersil Gold (Thermo). Un sistema de gradiente entre agua (20 mM de formiato de amonio) y metanol. Las muestras fueron extraídas con una mezcla de agua/acetonitrilo y ácido fórmico e inyectadas en el HPLC/MS/MS. Se analizaron por monitoreo de reacción múltiple (MRM) utilizando los siguientes iones específicos: Plaguicida Ion padre Iones hijos Atrazina 216 174 (ion de cuantificación) 96 (ion de confirmación). Los

patrones usados fueron Atrazina Supelco (49085). Las cuantificaciones se hicieron por el método de estándar externo y las curvas fueron preparadas en extracto de matriz.

Con los datos obtenidos se buscó modelar matemáticamente el flujo de agua en suelos no saturados y el transporte de agroquímicos siguiendo el comportamiento de la parcela a lo largo de un período con y sin precipitación y luego de la aplicación de agroquímicos.

Para las modelaciones computacionales se seleccionó el programa HYDRUS (Šimunek et al., 2012). HYDRUS es un paquete de software para simular el movimiento del agua, el calor y solutos en una, dos y tres dimensiones, en medios saturados y no saturados. El paquete consiste en un programa informático de cálculo y una interfaz de usuario basada en gráficos interactivos. La selección del programa se debe a su gran uso a nivel de investigación y además de contar con varias actualizaciones que incorporan nuevos módulos como el de modelación inversa, la modelación de contaminantes y modelación con histéresis entre otros.

2.1. Caracterización del suelo

La estación experimental del INTA Manfredi está caracterizada dentro de la llanura central Cordobesa, en un área de transición entre la subregión que se conoce con el nombre de plataforma basculada o Pampa alta y la subregión denominada Pampa plana.

El tipo de suelo presente en el lote se caracteriza como un haplustol étnico, limosa gruesa, mixta, térmica para capacidad de uso IIIc. Este suelo presenta característica bien o algo excesivamente drenado, desarrollados sobre los materiales franco limosos que ocupan las lomas más extendidas, casi planas (Inta Manfredi, 2010).

- Horizonte superficial **A** con una profundidad de 23 cm, se caracteriza por un color en húmedo pardo grisáceo (10YR3/2) y de textura franco limosa, estructura en bloques subangulares medios moderados; friable en húmedo; no plástico; no adhesivo; con presencia de abundante materia orgánica. El límite inferior es abrupto, suave.

- Horizonte transicional **AC** con un espesor de 30 cm se caracteriza por un color en húmedo pardo oscuro a pardo amarillento oscuro (10YR3/3.5) y de textura franco limosa, estructura en bloques subangulares medio débiles a masivo; friable en húmedo; no plástico; no adhesivo; El límite inferior es abrupto, suave.

- Horizonte **Ck** se encuentra a partir de los 53 cm de profundidad, se caracteriza por un color en húmedo pardo (7.5YR4.5/4) el tipo de suelo presente es franco limoso, masivo, muy friable en húmedo; no plástico; no adhesivo y fuerte reacción al ácido clorhídrico en la masa del suelo, por lo que se presenta abundante material calcáreo pulverulento diseminado en la masa del suelo.

El tipo de suelo presente dentro del lote se caracteriza como un haplustol étnico, limosa gruesa, mixta, térmica para capacidad de uso IIIc. Este suelo presenta característica bien o algo excesivamente drenado, desarrollados sobre los materiales franco limosos que ocupan las lomas más extendidas, casi planas (Inta Manfredi, 2010.). En la Tabla 1, se resumen las principales características del suelo presentes en la zona de estudio del lote de Manfredi.

Tabla 1. Principales características hidráulicas del suelo.

Horizonte	Profundidad (cm)	Arena (%)	Limo (%)	Arcilla (%)	H.E (%)	ρ^* (g/cm ³)	CC** (cm ³ /cm ³)	PMP*** (cm ³ /cm ³)
A	0-23	16.5	68.7	15.7	0,28	1,33	0,34	0,15
AC	23-53	16.1	71.1	12.2	0,25	1,29	0,31	0,14
C	53-+	16	71.9	11.2	0,23	1,19	0,26	0,12

* Densidad del suelo; ** Capacidad de campo; *** Punto de marchitez permanente.

2.2. Condiciones climáticas

La estación experimental Manfredi se encuentra ubicada entre áreas que por sus deficiencias hídricas la ubican dentro de la región semiárida. La información del registro pluviométrico se obtuvo por medio de una estación meteorológica, ubicada dentro la zona de estudio caracterizando el régimen térmico dentro de la zona como templado con una temperatura media anual de 16.8°C, el mes más caluroso es enero con una temperatura media de 23.4 °C y julio corresponde al mes más frío del año con una temperatura media de 9.6 °C, por lo tanto la amplitud térmica anual resulta ser de 13.8 °C (Inta Manfredi, 2010).

El régimen pluviométrico se asemeja al monzónico, prevalente en el noroeste de Argentina. La suma total media anual de las precipitaciones es de 758 mm de los cuales un 80% se concentra durante el semestre de Octubre - Marzo; los meses más lluviosos son Diciembre - Enero, y los más secos son Junio, Julio y Agosto.

3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Utilizando Hydrus, se simuló la variación del contenido de humedad. En el proceso de calibración de los parámetros de van Genuchten-Mualem (VG-M) no se tuvo en cuenta la absorción por las raíces, ya que en el periodo comprendido el suelo se encontraba en descanso, mientras que en la simulación para la obtención de los coeficientes de transporte de la atrazina, se ha adoptado la función para la distribución de las raíces tipo Trapezoidal de Absorción de Gardner (1967), y para la simulación del efecto del estrés hídrico del suelo sobre la absorción radicular se ha utilizado la función de Feddes (Feddes et al., 1978) con los parámetros correspondientes para el cultivo de maíz.

Para el proceso de modelación inversa se tuvieron en cuenta los valores aportados por una campaña de medición, los cuales obtuvieron valores de humedad del terreno aplicando un método de obtención por gravimetría y otro por medio de una sonda de neutrones. Los parámetros del modelo que se obtuvieron optimizados para los datos de la sonda de neutrones se presenta en la Tabla 2.

Tabla 2. Parámetros de vG-M optimizados para los datos de la sonda de neutrones.

Horizonte	$\theta_r, cm^3/cm^3$	$\theta_s, cm^3/cm^3$	α	n	$K_s, cm/día$	l
A	0,05392	0,4402	0,008352	1,139	41,74	0,5
AC	0,04796	0,5073	0,001869	1,289	115,4	0,5
C	0,04351	0,5449	0,002747	1,3888	74,04	0,5

Los resultados se presentan en las Figura 2 para la profundidad de 10 cm u horizonte A. Se observó que la evolución en el tiempo de las medidas experimentales y de los valores simulados siguió una misma pauta, con pequeñas diferencias entre ellos ajustándose mejor a los datos de la sonda de neutrones.

En cuanto a la evolución de los contenidos de agua observados y simulados a 40 y 90 cm de profundidad muestran un comportamiento muy distinto, observándose un incremento en el contenido de agua de simulación desde el día 65 debido a la lluvia de 1.52 cm ocurrida el día 22 de Septiembre del 2010. La figura 3 muestra a la profundidad de 90 cm la evolución en el tiempo de las medidas experimentales y de los valores simulados.

De las modelaciones realizadas y contrastadas con los datos obtenidos de campo se puede observar que los parámetros de la ecuación de VG-M correspondientes a los horizontes AC y C, ajustados mediante modelación inversa no han proporcionado buenos resultados.

Algunas de las causas se debe a que sólo se dispuso de medidas experimentales del contenido de agua para realizar la calibración, mientras que si se dispone de mediciones de valores de contenido y potencial esto mejoraría los resultados de la calibración (Arbat et al., 2005).

Figuras 2. Resultados de la modelación con Hydrus a profundidad 10 cm. Derecha: Simulación con el modelo ajustado para la sonda de neutrones. Izquierda: Simulación para el modelo ajustado con los datos del método gravimétrico.

Para la obtención de los parámetros optimizados de la ecuación de transporte de la atrazina se plantearon dos escenarios, uno de ellos fue tomando los parámetros del suelo obtenidos a partir de la modelación inversa con los datos observados del sensor de neutrones y el segundo escenario fue considerando los parámetros obtenidos del método gravimétrico. Tanto los datos de condición inicial, de borde y meteorológicos son ajustados para las fechas del 21 de diciembre del 2010 al 25 de mayo del 2011, obteniéndose los siguientes resultados.

Figura 3. Resultados de la modelación con Hydrus a profundidad 90 cm. Derecha: Simulación con el modelo ajustado para la sonda de neutrones. Izquierda: Simulación para el modelo ajustado con los datos del método gravimétrico.

De la Tabla 3 se observa que el valor del coeficiente de adsorción K_d del horizonte A y AC se encuentra dentro de los rangos publicados en la literatura, dentro de los valores de K_d estimados estos fueron los que mejor ajuste tuvieron con los datos obtenidos y están dentro los valores obtenidos de referencia 0.2-2 L/kg y son aproximados a los determinados para los suelos de Córdoba (Hang y Sereno, 2002).

Tabla 3. Valores obtenidos de la modelación inversa del escenario 1 y 2.

Horizonte	escenario 1		escenario 2	
	Kd (L/Kg)	S.E.	Kd (L/Kg)	S.E.
A	0.41	0.0191	0.1647	0.015
AC	0.61	0.0277	0.2026	0.24

Los valores obtenidos de dispersión longitudinal presentan un intervalo de error muy amplio lo cual los hacen muy poco exactos para considerarlos. No obstante el valor obtenido para el ajuste de cada uno de los datos observados vs los simulados estimados por medio del error medio cuadrático R^2 es de 0.9278 y 0.8772 el cual representa un buen ajuste del modelo de neutrones a los datos observados pero para el modelo gravimétrico los resultados no fueron tan buenos. Algunas de las causas que pueden modificar este coeficiente es la afectación por el % de materia orgánica y el pH, causando que para mayores pH y menor contenido de materia orgánica el coeficiente de adsorción disminuya.

4. CONCLUSIONES

El movimiento del agua en el suelo es el principal mecanismo para la transferencia de contaminantes a las aguas superficiales y subterráneas. La física del agua en el suelo y el movimiento de solutos pueden utilizarse para determinar el comportamiento de estos materiales. El movimiento de solutos a través de la zona no saturada, es particularmente importante en lo referente a la contaminación ambiental y agronómica. El transporte de solutos está afectado por procesos químicos y físicos de no-equilibrio.

Para ello y debido a la complejidad del problema y como se expresó en los puntos anteriores se hace necesario abordar y resolver distintos aspectos, por un lado el proceso de infiltración en suelo que requiere de la medición en campo de los procesos de infiltración frente a eventos de humedecimiento y secado y la determinación de funciones hidráulicas del suelo y por otro lado el abordaje de las mediciones en campo de los herbicidas y su posterior modelación matemática.

La concentración de plaguicidas en diferentes matrices ambientales se estima en base a muestreos basados en métodos estadísticos. En general, debido a la gran variabilidad espacial de las concentraciones de los distintos plaguicidas en el medio, los valores obtenidos en un muestreo sólo son una aproximación a la realidad. Por lo tanto, el mayor o menor grado de certeza en la obtención de los datos colectados y su interpretación depende en gran medida de un adecuado muestreo, de la recolección de la muestra y de la preservación de éstas.

Con relación a la aplicación de herbicidas la pulverización debería ser realizada bajo el concepto de aplicación de plaguicidas, definido como “el empleo de todos los conocimientos científicos necesarios para que un determinado fitoterápico llegue al blanco en cantidad suficiente para cumplir su cometido sin provocar contaminación ni derivas. Esta exigencia implica trabajar con un enfoque sistémico, que contemple el análisis y la interacción de múltiples variables. Una interpretación integrada del proceso de aplicación de plaguicidas permitirá la adecuada preparación de los pulverizadores para realizar una tarea exitosa.

De acuerdo con los resultados obtenidos, la simulación numérica resulta una herramienta válida para el estudio del movimiento del flujo y el transporte de sustancias contaminantes en la zona no saturada. En este sentido, el modelado ha permitido interpretar los resultados experimentales y establecer algunos comportamientos con respecto al flujo y el transporte de contaminantes por la columna de suelo simulada.

En atrazina se detectó un pico de concentración en todas las profundidades a los siete días después de la aplicación del herbicida al suelo. Dado que no se registró ningún pico

similar dentro de las modelaciones se puede considerar la mayor parte del flujo de agua que produjo el transporte de atrazina haya sido por los macroporos del suelo o presencia de trazas de los cultivos anteriores.

Sin embargo, una limitada disponibilidad de datos obtenidos de estudios a campo representa la principal limitante para evaluar la validez de estos modelos, a fin de que puedan utilizarse con confianza para los propósitos para los que fueron creados.

A fin de minimizar el daño ambiental que produce la aplicación de los herbicidas su aplicación debe realizarse teniendo en cuenta, estrictamente, las condiciones de las plantas, el suelo y el ambiente, así como las dosis y los procedimientos de uso adecuados no siendo esto suficiente.

Finalmente y en relación a los mismos es importante destacar que en Argentina no existen valores de referencia sobre las concentraciones de pesticidas ni las profundidades que generan contaminación del suelo, ni en los metabolitos o productos químicos o microbianos.

5. REFERENCIAS

- ARBAT, G.; PUIG, J.; BARRAGÁN, J.; BONANY, J.; RAMÍREZ DE CARTAGEN, F. Modelación directa e inversa de la dinámica del agua en una plantación de manzanos regada por micro aspersión. In: SAMPER CALVETE, F. J.; PAZ GONZÁLEZ, A. **Estudios de la zona no saturada del suelo**. 2005. Disponible en: http://www.zonanosaturada.com/publics/ZNS05/area_4/01.pdf. Acceso en: jul. 2014.
- BEDMAR, F.; COSTA, J. L.; SUERO, E.; JIMÉNEZ, D. Transport of atrazine and metribuzin in three soils of the humid pampas of Argentina. **Weed Technology**, v. 18, p. 1-8, 2004. <http://dx.doi.org/10.1614/WT-02-056>
- BRAY, R. H.; KURTZ, L. T. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soil. **Soil Science**, v. 59, p. 39-45, 1945.
- CHAPMAN, D. **Water quality assessments**. London: Chapman & Hall, 1992.
- DÍAZ TRUJILLO, M. V. **Estudios del sistema suelo-surfactante-plaguicida en los procesos de adsorción y desorción de atrazina, MBT y clorpirifos**. 2007. 96f. Tesis (Maestría en Química) - Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas, Universidad de Chile, Santiago de Chile, 2007.
- DOLL, J. **Los herbicidas: modo de actuar y síntomas de toxicidad**. Cali: Centro Internacional de Agricultura Tropical, 1982.
- FEDDES, R.; KOWALIK, P.; ZARADNY, H. **Simulation of field water use and crop yield**. Wageningen: Pudoc for the Centre for Agricultural Publishing and Documentation, 1978.
- GARDNER, W. Water uptake and salt distribution patterns in saline soils. In: INTERNATIONAL ATOMIC ENERGY AGENCY (Ed.). **Isotope and radiation techniques in soil physics and irrigation studies**. Vienna, 1967. p. 335-341.
- GIULIANO, G. Groundwater vulnerability to pesticides: an overview of approaches and methods of evaluation. FUNARI, E.; VIGHI, M. (Eds.). **Pesticide risk in groundwater**. Boca Raton: CRC Press, 1995. p. 101-118.
- GOSS, D. W. Screening procedure for soils and pesticides for potential water quality impacts. **Weed Technology**, v. 6, p. 701-708, 1992.

- HANG, S.; SERENO, R. Adsorción de atrazina y su relación con las características sedimentológicas y el desarrollo del perfil de dos suelos de la Provincia de Córdoba. **Revista de Investigación Agropecuaria**, v. 31, n. 3, p. 73-87, 2002.
- HORNSBY, A. Site-specific pesticide recommendations: the final step in environmental impact prevention. **Weed Technology**, v. 6, p. 736-742, 1992. <http://www.jstor.org/stable/3987243>
- INTA MANFREDI, E. **Caracterización del Área Bajo Riego suplementario en la Provincia de Córdoba**. Córdoba: Manfredi, 2010.
- KJELDAHL, J. A new method for the estimation of nitrogen in organic compounds. **Analitical Chemistry**, v. 22, p. 366, 1883.
- MONTEITH, J. L. Evaporation and surface temperature. **Quarterly Journal of Royal Meteorological Society**, v. 107, p. 1-27, 1981. <http://dx.doi.org/10.1002/qj.49710745102>
- ROBINSON, D. A.; JONES, S. B.; WRAITH, M. J.; OR, D.; FRIEDMAN, S. P. A review of advances in dielectric and electrical conductivity measurement in soils using time domain reflectometry. **Vadose Zone Journal**, v. 2, p. 444-475, 2003. <http://dx.doi.org/10.2136/vzj2003.4440>
- ROMERA PÉREZ, M. **Agricultura ecológica**. 2010. Disponible en: http://www.infoagro.com/agricultura_ecologica/agricultura_ecologica2.htm. Acceso en: 05 out. 2011.
- ŠIMUNEK, J.; ŠEJNA, M.; VAN GENUCHTEN, M. TH. **The DualPerm Module for HYDRUS (2D/3D) simulating two-dimensional water movement and solute transport in dual-permeability porous media, Version 1.0**. Prague: PC Progress, 2012. 32 p.
- VEREECKEN, H.; HUISMAN, J. A.; BOGENA, H.; VANDERBORGHT, J.; VRUGT, J. A.; HOPMANS, J. W. On the value of soil moisture measurements in vadose zone hydrology: a review. **Water Resources Research**, v. 44, n. 4, 2008. <http://dx.doi.org/10.1029/2008WR006829>
- WAGENET, R. J.; RAO, P. S. C. Modeling pesticide fate in soils. In: CHENG, H. H. **Pesticides in the soil environment: processes, impacts and modeling**. Madison: SSSA Inc., 1990. p. 351-398.
- WALKEY, A.; BLACK A. An examination of the Degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, v. 37, p. 29-38, 1934.

A tecnologia de remoção de fósforo: gerenciamento do elemento em resíduos industriais

doi: 10.4136/ambi-agua.1403

Received: 27 May 2014; Accepted: 14 Aug. 2014

**Mariana Manzoni Maroneze¹; Leila Queiroz Zepka¹; Juliana Guerra Vieira²;
Maria Isabel Queiroz²; Eduardo Jacob-Lopes^{1*}**

¹Universidade Federal de Santa Maria (UFSM), Santa Maria, RS, Brasil
Departamento de Tecnologia e Ciência de Alimentos

²Universidade Federal do Rio Grande (FURG), Rio Grande, RS, Brasil
Escola de Química e Alimentos

*Autor correspondente: e-mail: jacoblopes@pq.cnpq.br,
mariana_maroneze@hotmail.com, lqz@pq.cnpq.br, juguerravieira@uol.com.br,
queirozmariaisabel@gmail.com

RESUMO

As elevadas concentrações de fósforo em águas residuárias industriais é uma das principais causas da eutrofização de corpos hídricos receptores, havendo em virtude disto, uma crescente preocupação com o gerenciamento das cargas de fósforo dos efluentes industriais. Além dos aspectos de contenção ambiental, é estrategicamente desejável que os processos de tratamento permitam a recuperação e o reúso deste elemento que é considerado de elevada demanda biológica. Neste sentido, esta revisão objetiva descrever e analisar criticamente o estado atual das tecnologias de gerenciamento de fósforo em águas residuais industriais, com ênfase no reúso do elemento. As tecnologias consideradas incluem abordagens químicas (precipitação química e adsorção), biológicas (sistemas bacterianos, uso macroalgas e microalgas) além de técnicas de fertirrigação.

Palavras-chave: espécies fosforadas, eutrofização, tecnologias de tratamento, reúso.

Phosphorus removal technology: Management of the element in industrial waste

ABSTRACT

High phosphorus concentrations in industrial wastewaters is one of the main causes of the eutrophication of water bodies, leading to a growing concern with the management of phosphorus loads from industrial wastewaters. In addition to the environmental aspects of containment, it is strategically desirable that the treatment processes enable the recovery and reuse of this element, which is considered to be of high biological demand. For these reasons, this review describes and critically analyzes the current state of phosphorus management technologies for industrial wastewaters, with emphasis on the reuse of the element. The

technologies considered include chemical approaches (chemical precipitation and adsorption), biological (bacterial systems, microalgae and macroalgae) plus fertigation techniques.

Keywords: phosphorus species, eutrophication, treatment technologies, reuse.

1. INTRODUÇÃO

O lançamento inadequado de águas residuárias com elevadas concentrações de fósforo em corpos hídricos receptores está vinculado a uma série de alterações ambientais, econômicas e sociais como resultado da eutrofização dos ecossistemas. Estas alterações estão relacionadas com o aumento significativo dos custos de purificação de água potável, a mortes de espécies aquáticas pela desoxigenação da água, a riscos para a saúde humana em função de toxinas produzidas por microalgas, além da constante ameaça para a diminuição da água doce em uma escala global (Majed et al., 2012).

Apesar do fósforo possuir elevado potencial poluidor, está entre os elementos químicos listados como essenciais para os seres vivos. Sua função essencial inicia como constituinte das membranas celulares, participando de inúmeros processos metabólicos. Dentro da célula, encontra-se ligado a moléculas que participam dos fundamentais processos ligados a bioenergética celular. O fósforo é também o centro de armazenamento e processamento de informação genética, fazendo parte das moléculas de RNA e DNA. Desta forma, atua na integridade e reprodução, transporte de nutrientes, metabolismo energético e regulação de processos metabólicos essenciais. Em virtude dessas considerações, o fósforo é um elemento de elevada demanda biológica, o que o torna limitante na natureza (Elser, 2012).

Estimativas apontam que o fósforo é o 13º elemento mais abundante no universo, embora sua concentração na crosta terrestre seja relativamente baixa, uma vez que suas frações estão geralmente imobilizadas em rochas. De acordo com Cordell et al. (2009), as reservas de fósforo em rochas poderão ser esgotadas nos próximos 100 anos, devido ao massivo uso como insumo industrial em setores de produção de fertilizantes, explosivos, pesticidas e detergentes. Como função desta limitada disponibilidade no período de 2007-2008, os fertilizantes tiveram um aumento nas cotações de 700%, demonstrando o desequilíbrio entre oferta e demanda pelo elemento.

A atividade agroindustrial é uma importante geradora de fósforo nas suas diferentes especiações, o que inclui espécies reativas, ácido-hidrolisáveis e orgânicas tanto na forma dissolvida quanto suspensa. As matérias-primas não incorporadas no produto final ocasionam invariavelmente a geração de águas residuárias com substanciais concentrações de fósforo. Em geral, os efluentes agroindustriais apresentam composição de fósforo total variando entre 1 a 300 g m⁻³. O Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), por meio da Resolução 357 de 17 de março de 2005, estabelece padrões de emissão de fósforo, além de permitir que os órgãos ambientais estaduais adotem valores mais restritivos (Brasil, 2005). Essa resolução indica que os valores máximos tolerados de emissão variam de 1 a 4g m⁻³ em função da vazão de geração industrial.

Tecnologicamente, o gerenciamento desse constituinte das águas residuárias agroindustriais não está completamente estabelecido. As tecnologias em escala industrial disponíveis atualmente são questionáveis e algumas tecnologias emergentes potenciais ainda não possuem maturidade necessária para o escalonamento. As principais tecnologias incluem abordagens químicas (precipitação química e adsorção), biológicas (sistemas bacterianos, uso macroalgas e microalgas) além de técnicas de fertirrigação.

Finalmente, o reúso do elemento no sentido da valorização dos resíduos agroindustriais é considerado a fronteira do conhecimento dos sistemas emergentes de tratamento. Dentro desta abordagem, o fósforo torna-se um recurso renovável passível de exploração tecnológica. Entre

as variadas aplicações inclui-se o uso como insumo na produção de fertilizantes, aditivo de rações animais além da manufatura de produtos de alto valor agregado. Em face disto o objetivo desta revisão é descrever e analisar criticamente o estado atual das tecnologias de gerenciamento de fósforo em águas residuais industriais, com ênfase no reúso do elemento.

1.1. Precipitação química de fósforo

A tecnologia de precipitação química de fósforo vem sendo aplicada há aproximadamente 70 anos. A precipitação química em efluentes envolve a adição de um sal de um metal bivalente ou trivalente, causando a precipitação de um fosfato de metal insolúvel, que é separado por sedimentação (Rittmann et al., 2011). A tecnologia de precipitação química de fósforo é bastante flexível e pode ser aplicada nos diversos estágios do tratamento de efluentes, podendo consistir em uma precipitação primária, secundária ou terciária.

Entre as principais vantagens da precipitação química de fósforo, citam-se a agilidade do processo, a facilidade de controle operacional, tolerância a compostos biologicamente tóxicos, e independência da temperatura da reação (Morse et al., 1998). É atualmente uma das tecnologias de maior emprego industrial, embora a elevada demanda por insumos químicos e a produção de lodos com altas concentrações de metais pesados onerem substancialmente o processo (Pratt et al., 2012).

Os sais de maior aplicabilidade para esta finalidade são a base de íons de Fe, Al, Ca e Mg, sendo a escolha uma função da eficiência de remoção, associada à qualidade do lodo formado (Szögi, et al., 2006). Os equipamentos usados, nesta tecnologia, consistem geralmente em reatores químicos de mistura perfeita.

1.2. Precipitação de fósforo com ferro e alumínio

Os sais de ferro e alumínio são os mais utilizados atualmente para a precipitação do fosfato em virtude do custo. Os compostos mais utilizados são $FeCl_3$, $Fe_2(SO_4)_3$, $FeSO_4$ e $Al_2(SO_4)_3$.

Genericamente, a Equação 1 representa esquematicamente a formação dos precipitados a base de ferro ou alumínio (Tchobanoglous et al., 2003), evidenciando que os fosfatos capturados estarão ligados aos sais metálicos:

em que:

X=Fe ou Al

Com relação às eficiências do processo, remoções de até 95% são comumente relatadas. Independente destes elevados desempenhos, o lodo produzido é de difícil reúso, sendo normalmente descartado como resíduo sólido industrial em aterros sanitários controlados, havendo severas limitações com respeito à contaminação de águas subterrâneas (Fytianos et al., 1998; Özacar and Şengil, 2003).

1.3. Precipitação de fósforo com cálcio

A precipitação de fósforo utilizando cálcio é uma alternativa aos elementos anteriormente considerados. O baixo custo dos insumos, associado à facilidade de manuseio são consideradas as principais melhorias desta técnica. O hidróxido de cálcio é a principal forma reagente de uso industrial (De-Bashan e Bashan, 2004). A formação dos precipitados a base de cálcio é genericamente representada pela Equação 2:

Estequiometricamente, o hidróxido de cálcio é adicionado ao efluente, reagindo com a alcalinidade natural do bicarbonato para precipitar CaCO_3 . À medida que o valor do pH aumenta, os íons de cálcio em excesso, reagem com o fosfato, precipitando um composto chamado de hidroxiapatita $[\text{Ca}_{10}(\text{PO}_4)_6(\text{OH})_2]$.

Além da remoção de fósforo, o cálcio pode atuar na clarificação do efluente, se este possuir material particulado e condições de pH e alcalinidade adequadas (Rittmann et al., 2011). Outro fato de interesse no uso de cálcio para a precipitação química de fósforo é o grande interesse comercial das indústrias de fertilizantes nos fosfatos de cálcios precipitados.

As eficiências de remoção podem alcançar 95%, embora a precipitação de fósforo com cálcio normalmente apresente menores eficiências quando comparadas com o uso do ferro e/ou alumínio, nas mesmas condições (Weaver e Ritchie, 1994).

1.4. Precipitação de fósforo com magnésio

Alternativamente as reações anteriormente consideradas, o uso de sais de magnésio é uma outra possibilidade para a remoção de fósforo de águas residuárias (Equação 3):

Estas reações ocorrem sob condições alcalinas, originando um precipitado denominado de estruvita $[\text{MgNH}_4\text{PO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}]$ capaz de remover simultaneamente NH_4^+ e PO_4^{3-} dos efluentes (De-Bashan e Bashan, 2004). A estruvita é uma substância cristalina composta de magnésio e amônia e fósforo em concentrações molares equivalentes (Liu et al., 2011). Devido à sua baixa solubilidade em soluções de pH neutro, a estruvita é considerada um fertilizante de liberação lenta de excelente desempenho agrícola (Shu et al., 2006).

Similarmente ao uso de sais de cálcio, os sais de magnésio apresentam desempenho inferior ao ferro e alumínio, além de necessitar de condições específicas para a ocorrência da reação já que a proporção molar de $\text{Mg}^{2+}:\text{NH}_4^+:\text{PO}_4^{3-}$ deve estar em torno de 1:1:1 (Liu et al., 2011), exigência que limita severamente sua aplicação industrial.

2. REMOÇÃO DE FÓSFORO POR ADSORÇÃO

Tecnologias de adsorção, baseadas na acumulação de fósforo na interface entre duas fases (água contaminada e adsorvente sólido) são uma possibilidade para o gerenciamento deste elemento (Ali et al., 2012). O mecanismo de remoção está baseado no desequilíbrio das forças de atração, que são responsáveis pela adsorção. Desta forma, a adsorção física pode ocorrer a partir das interações de Van der Waals universais, ou através de ligações químicas entre a molécula de adsorvente e o poluente adsorvido (Dabrowski, 2001).

Uma série de materiais adsorventes tem sido extensivamente investigada para uso no controle da poluição de águas residuais. Alguns dos mais importantes incluem carbono ativado, alumina ativada, zeólitas, polímeros sintéticos e adsorventes à base de sílica. Porém essas substâncias adsorventes têm aplicação limitada devido ao seu custo elevado (Tchobanoglous et al., 2003). Neste sentido, o esforço de pesquisa e desenvolvimento (P&D) tem sido direcionado a consolidação de adsorventes de baixo custo (Bhatnagar e Sillanpää, 2010). De acordo com Ali et al. (2012), adsorventes alternativos podem ser preparados a partir de uma ampla variedade de matérias-primas, abundantes e baratas, com elevado teor de carbono orgânico e baixo conteúdo de partículas, que podem ser facilmente ativados. Entre os materiais de maior potencial de exploração citam-se os aluminossilicatos e os resíduos agrícolas a base de cascas de arroz, trigo, amêndoas, café e coco.

Os desempenhos são elevados, geralmente na ordem de 90% de eficiência de remoção. Além disso, considera-se um processo simples e de fácil operação. Os equipamentos para a

adsorção consistem normalmente em reatores de leito recheado, operados em regime hidráulico de fluxo pistonado (Özacar e Sengil, 2003; Kioussis et al., 2000).

3. REMOÇÃO BIOLÓGICA APRIMORADA DE FOSFATO (EBPR)

Os sistemas EPBR, do inglês, *Enhanced Biological Phosphorus Removal*, baseiam no uso de um grupo específico de bactérias, chamados de organismos acumuladores de fosfato (PAO), que assimilam o fosfato total dissolvido presente nas águas residuárias sob condições alternadas de anaerobiose e aerobiose (Yuan et al., 2012).

A alternância em relação à disponibilidade do elemento oxigênio faz com que os micro-organismos selecionados assimilem uma quantidade de fósforo superior à requerida nos processos metabólicos usuais. Neste sentido, sob condições anaeróbias os micro-organismos consomem a matéria orgânica facilmente biodegradável, armazenando energia na forma de polihidroxialcanoatos intracelulares (PHAs) com paralela liberação de fosfato para o efluente (Choi et al., 1996). Na sequência da reação, sob condições aeróbias os PHAs armazenados são oxidados para produzir energia para a captação de fosfato, reposição de glicogênio e crescimento celular, resultando na conversão do fosfato presente no efluente em biomassa microbiana (Gebremariam et al., 2011). Como a quantidade de fósforo absorvido pelos PAOs é superior à quantidade liberada anaerobiamente, o processo resulta na bioconversão do fósforo diluído no efluente para uma forma mais concentrada nos agregados microbianos (Yuan et al., 2012).

Biologicamente, a espécie dominante entre as PAOs é a *Candidatus Accumulibacter phosphatis* (*Accumulibacter*), embora sua ocorrência nos sistemas de tratamento esteja normalmente relacionada a consórcios bacterianos, em função da dificuldade de produzir a manter cultivos axênicos. Adicionalmente, também são consideradas como PAOs as bactérias do gênero *Tetrasphaera* (*Actinobacteria*), abundantemente encontradas em reatores EBPR de larga escala (Carvalho et al., 2007). Por outro lado, deve-se considerar a ocorrência de grupos microbianos acumuladores de glicogênio, que são capazes de se proliferar nas mesmas condições dos PAOs. Esses micro-organismos além de não contribuírem para a conversão do fosfato total dissolvido das águas residuárias, competem pelas fontes de carbono facilmente assimiláveis, restringindo o desempenho dos sistemas (Oehmen et al., 2007).

Tecnologicamente, as configurações de biorreatores EBPR mais comumente empregadas consistem em um sistema sequencial composto por um reator anaeróbio, um reator aeróbio e um tanque de clarificação com reciclo de células (Tchobanoglous et al., 2003). Esses sistemas têm sido empregados eficientemente em escala industrial no tratamento de esgotos domésticos além de diversas águas residuárias industriais, com eficiências de remoção variando entre 75 a 99%, em uma faixa de carga de fósforo total de 25mgL^{-1} a 125mgL^{-1} (Lemaire et al., 2009; Mulkerrins et al., 2004; Kishida et al., 2009).

Como resultado desta conversão, há a produção de elevados volumes de lodo, rico em fósforo, que necessita de gerenciamento como um resíduo sólido. As principais abordagens incluem a aplicação direta de biossólidos para o solo como fertilizante, a liberação do fósforo do lodo por métodos biológicos seguido de métodos químicos (precipitação ou adsorção) e a liberação do fósforo de lodo por métodos termoquímicos, seguido por utilização dos resíduos ou ainda passando por um tratamento adicional para a recuperação. No entanto, a recuperação do fósforo destes lodos apresenta ainda desafios técnicos e econômicos que limitam o seu reúso (Yuan et al., 2012).

4. REMOÇÃO DE FÓSFORO UTILIZANDO MACRÓFITAS

A utilização de plantas aquáticas tem se destacado entre as tecnologias de tratamento de efluentes, porque além da remoção de nutrientes das águas residuárias, também fornece uma maneira potencialmente lucrativa de reciclar os nutrientes através da produção de uma variedade de produtos de valor agregado a partir da biomassa pós-colheita (Xu e Shen, 2011).

O sistema mais utilizado é conhecido como *wetland*, que consiste, basicamente, em tanques de areia com macrófitas enraizadas, por onde flui a água residuária a ser tratada. Além de macrófitas enraizadas utilizadas nestas estruturas, algumas macrófitas flutuantes têm demonstrado eficiência no tratamento de efluentes (Mohedano et al., 2012). Cheng e Stomp (2009) afirmam que as plantas flutuantes respondem de maneira eficaz na remoção de nutrientes quando comparadas às enraizadas, pois estas atuam no sedimento enquanto que as flutuantes retiram os nutrientes diretamente do corpo d'água. Ainda em comparação com outras plantas aquáticas, macrófitas flutuantes são menos sensíveis a baixas temperaturas, níveis elevados de nutrientes, pragas e doenças (Iqbal, 1999).

Dentre as espécies de macrófitas flutuantes mais utilizadas destacam-se a *Eichhorniacrassipes* conhecidas como aguapé e as espécies do gênero *Lemna* spp. denominadas comumente de lentilhas d'água (Shilton et al., 2012). Segundo Tchobanoglous et al. (2003) os sistemas de tratamento de efluentes com lentilhas d'água, podem ser realizados em lagoas convencionais de estabilização, sendo que a remoção de fósforo nesses sistemas é predominantemente devido ao crescimento da biomassa.

Vários pesquisadores realizaram estudos sobre a utilização potencial de macrófitas no tratamento de águas residuais, especialmente para a remoção de nutrientes. Para este fim, Mohedano et al. (2012) relatou o excelente desempenho da *Lemna valdivianana* para remoção de nutrientes a partir de resíduos de aquicultura, com eficiência de remoção de fósforo de 94%. Xu e Shen (2011) demonstraram o potencial de *Spirodela oligorrhiza*, obtendo remoções de até 89,4% de fósforo a partir de efluentes de dejetos de suínos.

Apesar dos elevados desempenhos, as tecnologias envolvendo macrófitas requerem um rigoroso manejo e monitoramento dos sistemas, principalmente no que diz respeito à constante remoção da biomassa, pois com envelhecimento das folhas os nutrientes absorvidos podem retornar a coluna d'água. Além disso, os problemas relacionados a esse tipo de tratamento também se referem à baixa tolerância a águas residuárias com elevada carga orgânica, onde há a necessidade de um tratamento secundário para a redução da DBO e ao baixo crescimento da maioria das espécies a baixas temperaturas (0-10°C) (Cheng e Stomp, 2009).

Todavia, o diferencial do sistema está na geração de diferentes co-produtos, a partir da biomassa pós-colheita. Landesman et al. (2002) determinaram a composição centesimal da biomassa seca de *Lemna gibba*, obtendo teores de proteínas (41,7%), carboidratos (17,6%), minerais (16,2%) e lipídeos (4,4%), que potencializam o reúso da biomassa para a ração animal e produção de bioetanol.

5. REMOÇÃO DE FÓSFORO POR MICROALGAS

Microalgas é um termo genérico usado para classificar dez diferentes grupos de micro-organismos aquáticos, o que inclui o *Cyanophyta*, *Chlorarachniophyta*, *Glaucophyta*, *Euglenophyta*, *Cryptophyta*, *Prymnesiophyta*, *Dinophyta*, *Ochrophyta*, *Rhodophyta* e *Chlorophyta*. Alguns destes grupos se destacam sob o aspecto de exploração biotecnológica, como as cianobactérias (*Cyanophyta*), as clorofíceas (*Chlorophyta*) e as diatomáceas (*Ochrophyta*) (Mata et al., 2010), apresentando potencial para uso como biocatalisadores em processos de conversão biológica de fósforo.

Estes micro-organismos são metabolicamente versáteis, uma vez que podem utilizar até três metabolismos paralelos para a obtenção de energia, a fotossíntese, a respiração e a fixação de nitrogênio, o que determina vantagens para uso no tratamento secundário e terciário de águas residuárias (Queiroz et al., 2013).

Independente da rota metabólica adotada, a conversão de fósforo por microalgas ocorre por este elemento ser essencial para síntese celular de fosfolipídios, nucleotídeos e ácidos nucléicos. Tipicamente as células destes organismos contêm aproximadamente 1% de fósforo em base seca, embora em certas condições, haja evidências que as estes organismos sejam capazes de retirar das águas residuárias quantidades excedentes de fósforo para posterior utilização. Este fósforo extra é estocado na forma de fosfato para uso como recurso interno quando as condições externas de fósforo são limitantes. Adicionalmente, deve-se considerar a possibilidade de remoção passiva de fósforo, através da adsorção na biomassa, como um mecanismo complementar de remoção (Vieira et al., 2012a).

Além das elevadas eficiências de remoção de fósforo, que atingem valores na ordem de 100% (Queiroz et al., 2013; Vieira et al., 2012b), deve-se considerar a possibilidade da remoção simultânea de material orgânico e nitrogênio das águas residuárias, em uma única etapa (Jacob-Lopes et al., 2013), além do potencial aproveitamento da biomassa gerada na forma de compostos intermediários e/ou produtos finais de valor agregado (Spolaore et al., 2006).

Os sistemas de tratamento incluem biorreatores fotossintéticos e heterotróficos. Os fotobiorreatores consistem em vasos de reação iluminados capazes de conduzir reações fotossintéticas (Jacob-Lopes et al., 2007). Dentre as inúmeras configurações passíveis de uso, os tanques ovais dotados de misturadores mecânicos, chamados de *raceways* são os sistemas de maior aplicabilidade. Estes sistemas abertos apresentam inúmeras limitações biológicas como a estabilidade dos organismos, taxas de conversão, utilização da energia luminosa, questões de sazonalidade e recuperação da biomassa (Queiroz et al., 2007). Em função destas limitações, sistemas fechados têm sido propostos, incluindo principalmente os reatores tubulares e de coluna de bolhas. Estas configurações, no entanto, são atualmente limitadas por aspectos de engenharia de escala.

Alternativamente, biorreatores heterotróficos microalgais, que são sistemas independentes da energia luminosa, operando em completo escuro, têm sido propostos como uma alternativa para contornar as limitações dos sistemas fotossintéticos (Perez-Garcia et al., 2011). Estes sistemas são de fácil escalonamento e apresentam como principal vantagem a possibilidade de remover simultaneamente outros poluentes além do fósforo.

6. FERTIRRIGAÇÃO

As fragilidades técnico-econômicas evidenciadas atualmente na maioria dos processos de tratamento de fósforo, associadas ao valor deste elemento como fertilizante agrícola têm pressionado o seu reúso através de técnicas de fertirrigação. Esta tecnologia é baseada no aporte simultâneo de água e nutrientes, que são absorvidos controladamente pelas culturas agrícolas. Sua relevância torna-se ainda mais evidente, principalmente em regiões com baixos índices pluviométricos anuais (Setti et al., 2001).

A agência de proteção ambiental americana (USEPA, 1992) estabelece diretrizes para o emprego seguro desta tecnologia, dividindo o reúso em categorias de uso urbano, agrícola (alimentos e não alimentos), recreação, construção civil e industrial.

Há, no entanto, limitações de ordem sanitária e ambiental, que limitam o uso direto das águas residuárias. Neste sentido, níveis diferenciados de tratamento são requeridos em função do tipo do reúso. Evidentemente que o reúso agrícola para produção de alimentos é a

categoria de maior nível de exigência, requerendo um tratamento terciário seguido de desinfecção para liberação de uso (Armon et al., 1994; Pedrero et al., 2010).

Deve-se considerar ainda, questões relacionadas a alterações físico-químicas dos solos, uma vez que salinidade, toxidade a íons específicos e aporte inadequado de nutrientes podem limitar a fertilidade dos solos agrícolas (Hussaine e Al-Saati, 1999; Hamilton et al., 2005).

As principais técnicas de fertirrigação adotadas incluem a infiltração, por inundação ou sulcos, e ainda a aspersão, por aspersores semi-fixos e canhões hidráulicos (Tchobanoglous et al., 2003).

Economicamente, o aspecto positivo está relacionado à redução no uso de fertilizantes químicos, embora os custos do tratamento inicial, associados às despesas com o transporte e distribuição das águas residuárias limitem em muitos casos a viabilidade do processo (Hespanhol, 2002).

7. CONSIDERAÇÕES FINAIS – APLICABILIDADE DOS PROCESSOS

A contenção da poluição pelas diferentes formas fosforadas passíveis de ocorrência nas águas residuárias tem sido considerada como a principal limitação das atuais estações de tratamento de efluentes.

A falta de tecnologias técnico-economicamente adequadas ao uso nas escalas requeridas levou a legislação ambiental a desenvolver diretrizes capazes de amenizar o não cumprimento com os padrões de emissão (Brasil, 2005; Rio Grande do Sul, 2006).

Desta forma, além dos limites de emissão de fósforo total, fixados entre 1 a 4 g m⁻³, como uma função primária da vazão de operação da indústria, há a possibilidade de enquadramento na chamada eficiência mínima, em casos em que não se atinge as concentrações estabelecidas e há a permissão da disposição do efluente acima do valor fixado, desde que fique comprovada a eficiência de remoção (%) normalmente de 75% para fósforo total. Esta possibilidade suplementar decorre do menor nível tecnológico atualmente existente para mitigação destas formas poluentes. A Tabela 1 sumariza os principais aspectos das tecnologias de gerenciamento de fósforo disponíveis para aplicação industrial imediata, além dos processos em fase de pesquisa e desenvolvimento (P&D).

Finalmente, se considerarmos os custos de tratamento, a agência de proteção ambiental americana (USEPA, 2013) estima valores entre US\$ 50 a 212 por kilograma de fósforo total removido de águas residuárias através de técnicas de precipitação química, o que reflete em substanciais aportes financeiros requeridos pelas estações de tratamento de efluentes para a contenção deste elemento.

Ao simularmos, por exemplo, uma indústria de grande porte (10.000 m³/dia) que gera uma água residuária com concentrações de fósforo total na ordem de 10 mg/L, os custos operacionais de tratamento de fósforo estariam estimados em um montante superior a US\$5.000.000/ano. Neste caso em específico, seriam tratados 33,6 toneladas de fósforo por ano (considerando uma operação industrial de 336 dias/ano).

Estes elevados valores dispendidos, no entanto, omitem o verdadeiro potencial de exploração deste elemento, pois ao considerarmos a possibilidade de reúso deste elemento na forma de fósforo fertilizante é possível estimar um valor potencial na ordem de US\$ 33.600.000/ano, considerando a recuperação e comercialização das 33,6 toneladas geradas pela indústria e os valores equivalentes de fosfato de amônio no mercado internacional (US\$ 1,000/ton).

Esta análise comparativa evidencia que no médio-longo prazo, será imperativa a consolidação de tecnologias sustentáveis para o gerenciamento deste elemento, através de processos que equilibrem os vetores meio ambiente, sociedade e economia.

Tabela 1 Sumário das principais tecnologias para remoção de fósforo de águas residuárias.

Tecnologia	Faixas de atuação (mgP/L)	Eficiências de remoção (%)	Vantagens	Desvantagens
Precipitação química	>50	60-95	Facilidade de operação Robustez	Elevado custo operacional dos coagulantes Produção de lodo químico que necessita de gerenciamento
Adsorção	0,5-50	75-90	Facilidade de operação Eficiência de remoção independente da concentração de fósforo no efluente	Elevado custo operacional dos adsorventes
Remoção biológica aprimorada	10-125	75-98	Ausência de produtos químicos Remoção paralela de nitrogênio	Complexidade operacional Produção elevada de lodo biológico Difícil recuperação do fósforo do lodo
Wetlands	>0,3	65-99	Elevada eficiência de remoção Reúso da biomassa como fonte de proteína e carboidratos	Complexidade operacional Baixa tolerância a elevadas cargas orgânicas Sensibilidade a baixas temperaturas
Biorreatores microalgais	>0,1	85-100	Elevada eficiência de remoção Remoção paralela de matéria orgânica e nitrogênio Reúso da biomassa como fonte de proteína, gordura e pigmentos naturais	Dificuldade de escalonamento Instabilidade operacional (aspectos biológicos e físicos)
Fertirrigação	Não se aplica	100	Reúso da água Reúso de compostos fertilizantes	Potenciais dados sanitários e ambientais Complexa logística de distribuição

8. AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), processo 470347/2012-0.

9. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

- ALI, I.; ASIM, M.; KHAN, T.A. Low cost adsorbents for the removal of organic pollutants from wastewater. **Journal of Environmental Management**, v. 130, p. 170-183, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.028>
- ARMON, R.; DOSORETZ, C. G.; AZOV, Y.; SHELEF, G. Residual contamination on crops irrigated with effluent of different qualities: a field study. **Water Science and Technology**, v. 30, p. 239-248, 1994.
- BHATNAGAR, A.; SILLANPÄÄ, M. Utilization of agro-industrial and municipal waste materials as potential adsorbents for water treatment – a review. **Chemical Engineering Journal**, v. 157, p. 277-296, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.cej.2010.01.007>
- BRASIL. 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. Brasília, 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 15 ago. 2014.
- CARVALHO, G.; LEMOS, P. C.; OEHMEN, A.; REIS, M. A. M. Denitrifying phosphorus removal: linking the process performance with the microbial community structure. **Water Research**, v. 41, p. 4383-4396, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2007.06.065>
- CHENG, J. J.; STOMP, A. M. Growing duckweed to recover nutrients from wastewaters and for production of fuel ethanol and animal feed. **CLEAN: Soil, Air Water**, v. 37, p. 17-26, 2009. <http://dx.doi.org/10.1002/clen.200800210>
- CHOI, Y.; SHIN, E. B.; LEE, Y. D. Biological phosphorus removal from wastewater in a single reactor combining anaerobic and aerobic conditions. **Water Science Technology**, v. 34, p. 179-186, 1996. [http://dx.doi.org/10.1016/0273-1223\(96\)00508-2](http://dx.doi.org/10.1016/0273-1223(96)00508-2)
- CORDELL, D.; DRANGERT, J. O.; WHITE, S. The story of phosphorus: global food security and food for thought. **Global Environmental Change**, v. 19, p. 292-305, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2008.10.009>
- DABROWSKI, A. Adsorption—from theory to practice. **Advances in Colloid and Interface Science**, v. 93, p. 135-224, 2001. [http://dx.doi.org/10.1016/S0001-8686\(00\)00082-8](http://dx.doi.org/10.1016/S0001-8686(00)00082-8)
- DE-BASHAN, L. E.; BASHAN, Y. Recent advances in removing phosphorus from wastewater and its future use as fertilizer (1997–2003). **Water Research**, v. 38, p. 4222-4246, 2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2004.07.014>
- ELSER, J. J. Phosphorus: a limiting nutrient for humanity? **Current Opinion in Biotechnology**, v. 23, p. 933-938, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.copbio.2012.03.001>
- FYTIANOS, K.; VOUDRIAS, E.; RAIKOS, N. Modelling of phosphorus removal from aqueous and wastewater samples using ferric iron. **Environmental Pollution**, v. 101, p. 12-130, 1998. [http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491\(98\)00007-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0269-7491(98)00007-4)

- GEBREMARIAM S. Y.; BEUTEL M. W.; CHRISTIAN D.; HESS T. F. Research advances and challenges in the microbiology of enhanced biological phosphorus removal - a critical review. **Water Environment Research**, v. 83, p. 195-219, 2011. <http://dx.doi.org/10.2175/106143010X12780288628534>
- HAMILTON, A. J.; BOLAND, A. M.; STEVENS, D.; KELLY, J.; RADCLIFFE, J.; ZIEHRL, A. et al. Position of the Australian horticultural industry with respect to the use of reclaimed water. **Agricultural Water Management**, v. 71, p. 181-209, 2005. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2004.11.001>
- HESPANHOL, I. Potencial de reuso de água no Brasil: agricultura, indústria, municípios, recarga de aquíferos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 7, p. 75-95, 2002.
- HUSSAIN, G.; AL-SAATI, A. J. Wastewater quality and its reuse in agriculture in Saudi Arabia. **Desalination**, v. 123, p. 241-251, 1999. [http://dx.doi.org/10.1016/S0011-9164\(99\)00076-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0011-9164(99)00076-4)
- IQBAL, S. **Duckweed aquaculture**: potentials possibilities and limitations for combined wastewater treatment and animal feed production in developing countries. Switzerland: Sandec, 1999. Online. Disponível em: <<http://www.eawag.ch/forschung/sandec/publikationen/wra/dl/duckweed.pdf>> Acesso em set. 2012.
- JACOB-LOPES, E.; SANTOS, A. M.; RODRIGUES, D. B.; LUI, M. C. Y.; SOUZA, C.; PRUDENTE, D.; ZEPKA, L. Q. **Bioprocesso de conversão de efluentes híbridos, biorreator heterotrófico, bioprodutos e seus usos**. BR n. PI10201302047, 19 ago. 2013.
- JACOB-LOPES, E.; ZEPKA, L. Q.; PINTO, L. A. A.; QUEIROZ, M. I. Characteristics of thin-layer drying of the cyanobacterium *Aphanothece* microscopic Nägeli. **Chemical Engineering and Processing**, v. 46, p. 63-69, 2007. <http://dx.doi.org/doi:10.1016/j.cep.2006.04.004>
- KIOUSSIS, D. R.; WHEATON, F. W.; KOFINAS, P. Reactive nitrogen and phosphorus removal from aquaculture wastewater effluents using polymer hydrogels. **Aquacultural Engineering**, v. 23, p. 315-332, 2000. [http://dx.doi.org/10.1016/S0144-8609\(00\)00058-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0144-8609(00)00058-3)
- KISHIDA, N.; TSUNEDA, S.; KIM, J.; SUDO, R. Simultaneous nitrogen and phosphorus removal from high-strength industrial wastewater using aerobic granular sludge. **Journal Environmental Engineering**, v. 135, p. 153-158, 2009. [http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(2009\)135:3\(153\)](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(2009)135:3(153))
- LANDESMAN, L.; CHANG, J.; YAMAMOTO, Y.; GOODWIN, J. Nutritional value of wastewater grown duckweed for fish and shrimp feed. **World Aquaculture**, v. 33, p. 39-40, 2002. <http://dx.doi.org/10.13031/2013.9953>
- LEMAIRE, R.; YUAN, Z.; BERNET, N.; MARCOS, M.; YILMAZ, G.; KELLER, J. A sequencing batch reactor system for high-level biological nitrogen and phosphorus removal from abattoir wastewater. **Biodegradation**, v. 20, p. 339-350, 2009. <http://dx.doi.org/10.1007/s10532-008-9225-z>
- LIU, Y. H.; KWAG, J. H.; KIM, J. H.; RA, C. S. Recovery of nitrogen and phosphorus by struvite crystallization from swine wastewater. **Desalination**, v. 277, p. 364-369, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.desal.2011.04.056>

- MAJED, N.; LI, Y.; GU, A. Z. Advances in techniques for phosphorus analysis in biological sources. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 23, p. 1-8, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.copbio.2012.06.002>
- MATA, T. M.; MARTINS, A. A.; CAETANO, N. S. Microalgae for biodiesel production and other application: A review. **Reviews of Sustainable Energy**, v. 14, p. 217-232, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rser.2009.07.020>
- MOHEDANO, R. A.; COSTA, R. H. R.; TAVARES, F. A.; BELLI FILHO, P. High nutrient removal rate from swine wastes and protein biomass production by full-scale duckweed ponds. **Bioresource Technology**, v. 112, p. 98-104, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2012.02.083>
- MORSE, G. K.; BRETT, S. W.; GUY, J. A.; LESTER, J. N. Review: phosphorus removal and recovery technologies. **The Science of the Total Environment**, v. 212, p. 69-81, 1998. [http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697\(97\)00332-X](http://dx.doi.org/10.1016/S0048-9697(97)00332-X)
- MULKERRINS, D.; O'CONNOR, E.; LAWLEE, B.; BARTON, P.; DOBSON, A. Assessing the feasibility of achieving biological nutrient removal from wastewater at an Irish food processing factory. **Bioresource Technology**, v. 91, p. 207-214, 2004. [http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524\(03\)00173-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0960-8524(03)00173-1)
- OEHMEN, A.; LEMOS, P. C.; CARVALHO, G.; YUAN, Z.; KELLER, J.; BLACKALL, L. L. et al. Advances in enhanced biological phosphorus removal: from micro to macro scale. **Water Research**, v. 41, p. 2271-2300, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2007.02.030>
- ÖZACAR, M.; ŞENGİL, I. A. Enhancing phosphate removal from wastewater by using polyelectrolytes and clay injection. **Journal of Hazardous Materials**, v. 100, p. 131-146, 2003. [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3894\(03\)00070-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3894(03)00070-0)
- PEDRERO, F.; KALAVROUZOTIS, L.; ALARCÓN, J. J.; KOUKOULAKIS, P.; ASANO, T. Use of treated municipal wastewater in irrigated agriculture - Review of some practices in Spain and Greece. **Agricultural Water Management**, v. 97 p. 1233-1241, 2010. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2010.03.003>
- PEREZ-GARCIA, O.; ESCALANTE, F. M. E.; DE-BASHAN, L. E.; BASHAN, Y. Heterotrophic cultures of microalgae: metabolism and potential products. **Water Research**, v. 45, p. 11-36, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2010.08.037>
- PRATT, C.; PARSONS, S. A.; SOARES, A.; MARTIN, B. D. Biologically and chemically mediated adsorption and precipitation of phosphorus from wastewater. **Current opinion in Biotechnology**, v. 23, p. 890-896, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.copbio.2012.07.003>
- QUEIROZ, M. I.; HORNES, M.; MANETTI, A. G. S.; ZEPKA, L. Q.; JACOB-LOPES, E. Fish processing wastewater as a platform of the microalgal biorefineries. **Biosystems Engineering**, v. 115, p. 195-202, 2013. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2012.12.013>
- QUEIROZ, M. I.; JACOB-LOPES, E.; ZEPKA, L. Q.; BASTOS, R. G.; GOLDBECK, R. The kinetics of the removal of nitrogen and organic matter from parboiled rice effluent by cyanobacteria in a stirred batch reactor. **Bioresource Technology**, v.98, p. 2163-2169, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2006.08.034>

- RIO GRANDE DO SUL. Secretaria do Meio Ambiente – CONSEMA. Resolução nº 128/2006. Dispõe sobre a fixação de padrões de emissão de efluentes líquidos para fontes de emissão que lancem seus efluentes em águas superficiais do estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2006. **Diário Oficial [do] Estado do Rio Grande do Sul**, 07 dez. 2006.
- RITTMANN, B. E.; MAYER, B.; WESTERHOFF, P.; EDWARDS, M. Capturing the lost phosphorus. **Chemosphere**, v. 84, p. 846-853, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.02.001>.
- SETTI, A. A.; LIMA, J. E. F. W.; CHAVES, A. G. M.; PEREIRA, I. C. **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos**. Brasília: ANA, 2001.
- SHILTON, A.; POWELL, N.; GUIEYSSE, B. Plant based phosphorus recovery from wastewater via algae and macrophytes. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 23, p. 884-889, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.copbio.2012.07.002>
- SHU, L.; SCHNEIDER, P.; JEGATHEESAN, V.; JOHNSON, J. An economic evaluation of phosphorus recovery as struvite from digester supernatant. **Bioresource Technology**, v. 97, p. 2211-2216, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2005.11.005>
- SPOLAORE, P.; JOANNIS-CASSAN, C.; DURAN, E.; ISAMBERT, A. Commercial Applications of Microalgae. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 101, p. 87-96, 2006. <http://dx.doi.org/10.1263/jbb.101.87>
- SZÖGI, A. A.; VANOTTI, M. B; HUNT, P. G. Dewatering of phosphorus extracted from liquid swine waste. **Bioresource Technology**, v. 97 p. 183-190, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2005.02.001>
- TCHOBANOGLIOUS, G.; BURTON, F. L.; STENSEL, D. **Wastewater engineering, treatment and reuse**. New York: McGraw-Hill, 2003. 1815p.
- UNITED STATES. Environmental Protection Agency - USEPA. **Environmental equity: reducing risk for all communities**. Washington, DC, 1992.
- UNITED STATES. Environmental Protection Agency - USEPA. **Technical support document: cost estimate of phosphorus removal at wastewater treatment plants**. Washington, DC, 2013.
- VIEIRA, J. G.; MANETTI, A. G. S.; JACOB-LOPES, E.; QUEIROZ, M. I. Uptake of phosphorus from dairy wastewater by heterotrophic cultures of cyanobacteria. **Desalination and Water Treatment**, v. 40, p. 1-3, 2012a. <http://dx.doi.org/10.1080/19443994.2012.671249>
- VIEIRA, J. G.; JACOB-LOPES, E.; MANETTI, A. G. S.; QUEIROZ, M. I. Influência da temperatura na remoção de fosfato por microalgas em biorreatores heterotróficos. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, p. 101-109, 2012b. <http://dx.doi.org/10.4136/ambiente-agua.856>
- WEAVER, D. M.; RITCHIE, G. S. P. Phosphorus removal from piggery effluents PF varying quality using lime and physico-chemical treatment methods. **Environmental Pollution**, v. 84, p. 237-244, 1994. [http://dx.doi.org/10.1016/0269-7491\(94\)90134-1](http://dx.doi.org/10.1016/0269-7491(94)90134-1).

- XU, J.; SHEN, G. Growing duckweed in swine wastewater for nutrient recovery and biomass production. **Bioresource Technology**, v. 102, p. 848-853, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2010.09.003>
- YUAN, Z.; PRATT, S; BATSTONE, D. J. Phosphorus recovery from wastewater through microbial processes. **Current Opinion in Biotechnology**, v. 23, p. 878-883, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.copbio.2012.08.001>

Dias trabalháveis para o manejo do solo em função da chuva e da disponibilidade hídrica do solo em diferentes regiões brasileiras

doi: 10.4136/ambi-agua.1389

Received: 04 May 2014; Accepted: 17 Jun 2014

**Leonardo Amaral Monteiro^{1*}; Paulo Cesar Sentelhas¹;
Sônia Maria De Stefano Piedade²**

¹Universidade de São Paulo (USP) Escola Sup. de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, SP, Brasil
Departamento de Engenharia de Biossistemas

²Universidade de São Paulo (USP) Escola Sup. de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Piracicaba, SP, Brasil
Departamento de Ciências Exatas

*Autor correspondente: e-mail: monteiroleonardo6@gmail.com,
pcsentel.esalq@usp.br, soniamsp@usp.br

RESUMO

O uso de maquinário nos sistemas agrícolas está se tornando cada vez mais intensivo levando à compactação ou degradação dos solos quando o manejo desses é feito em condições inadequadas, o que vem contribuindo para o decréscimo das produtividades agrícolas. Com base nisso, o objetivo deste trabalho foi definir os períodos do ano mais apropriados para a realização das operações mecanizadas de preparo de solo em algumas localidades brasileiras onde a agricultura é atividade de relevante impacto econômico. Foram utilizados dados históricos diários de chuva e temperatura do ar das localidades de Piracicaba, SP, Passo Fundo, RS, Londrina, PR, e Dourados, MS. As condições eram consideradas favoráveis ao preparo do solo quando o dia apresentava chuva diária menor do que 5 mm e o armazenamento relativo de água do solo entre 40 e 90% da capacidade de água disponível, sendo este último determinado por meio do balanço hídrico sequencial diário empregando-se o modelo de Thornthwaite e Mather (1955), para uma capacidade de água disponível de 100 mm, valor representativo dos solos dessas regiões. A partir da cadeia de Markov foram calculadas as probabilidades condicionais, com as quais se determinou os dias consecutivos aptos às atividades mecanizadas em cada decêndio ao longo do ano, sendo, portanto, uma ferramenta importante para o planejamento dos períodos mais adequados ao emprego de máquinas para o preparo e manejo do solo. A variabilidade anual das chuvas e do armazenamento de água no solo permitiu identificar os períodos do ano com favorabilidades baixa, média e alta às operações com máquinas para o preparo e manejo do solo. Dentre as localidades analisadas houve predomínio do número médio de dias trabalháveis entre 11 e 20 dias na grande maioria dos meses, exceto para Londrina onde houve uma maior predominância de um baixo número de dias trabalháveis ao longo do ano, ou seja, com até 10 dias.

Palavras-chave: probabilidades simples e condicionais, cadeia de Markov, preparo do solo.

Working days for soil management as a function of rainfall and soil moisture in different Brazilian regions

ABSTRACT

The use of machinery in agriculture is increasing. This leads to soil compaction or degradation when the machinery is operated under inappropriate soil conditions, which in turn results in decreasing crop yields. Therefore, the aim of this study was to identify the periods of the year when it is appropriate to use machinery for soil management, as a function of rainfall and soil moisture, in traditional agricultural regions in southern Brazil. The study used daily rainfall and air temperature data from Piracicaba, SP, Passo Fundo, RS, Londrina, PR and Dourados, MS, Brazil. Favorable conditions were calculated considering daily rainfall lower than 5 mm and soil moisture between 40 and 90% of soil water holding capacity. Daily soil water balance was calculated by the Thornthwaite and Mather (1955) method, for a soil water holding capacity of 100 mm, which represents the main soils of the studied regions. The Markov chain was applied and used to calculate the conditional probabilities which were used for estimating the sequential working days in each ten-day period throughout the year. The working days technique is an important tool for determining the most appropriate periods of the year for soil management. The annual rainfall and soil moisture variability was used to identify the periods of the year with low, medium and high suitability for soil management. For the assessed locations, there was a predominance of 11 to 20 working days per month, except for Londrina where up to 10 working days per month predominated.

Keywords: simple and conditional probabilities, Markov chain, soil management.

1. INTRODUÇÃO

A intensificação das operações mecanizadas, se realizadas em condições desfavoráveis, podem causar a compactação ou desestruturação do solo, além de outros impactos ambientais (Hemmat et al., 2009). Devido a isso, as atividades agrícolas mecanizadas devem ser realizadas considerando-se as condições edafo-climáticas vigentes, de modo a se preservar o potencial produtivo de cada região.

De acordo com Costa et al. (2003), além das características do solo, as condições climáticas aliadas ao sistema de manejo e umidade do solo no momento da realização das operações são fatores decisivos no grau de impacto ocasionado pelo uso de máquinas e implementos agrícolas no preparo do solo. Essa operação é a que mais influencia os atributos físicos do solo, determinando o tamanho e a relação entre macro e microporos, a capacidade de retenção da água proveniente da chuva e da irrigação e o crescimento das raízes (Zanetti et al., 2007).

Com o aumento do uso de máquinas no campo, as operações acabam sendo realizadas frequentemente sob condições climáticas e de umidade do solo inadequadas, comprometendo diretamente a qualidade estrutural do solo (Oliveira et al., 2003). Na região Centro-Sul do Brasil, de acordo com Souza et al. (2005), isso vem ocorrendo devido ao aumento das atividades mecanizadas, especialmente no setor sucroalcooleiro, o que tem acarretado no processo de compactação da camada arável (Camilotti et al., 2005).

Sendo assim, estudos voltados à geração de informações relacionadas às condições edafo-climáticas adequadas ao manejo moto-mecanizado do solo é de grande importância (Rowhani et al., 2011), uma vez que isso representa uma parcela significativa do custo de produção (Silva et al., 2002).

Se por um lado o manejo do solo sob alta umidade resulta em compactação, por outro, quando o emprego de maquinário é feito com baixa umidade do solo, o processo de

desestruturação é potencializado, aumentando o risco de erosão (Severiano et al., 2008). Assim, deve-se evitar o manejo do solo sob tais condições de modo a minimizar esse processo e aumentar a sustentabilidade dos sistemas agrícolas, já que o manejo adequado dos solos é importante para que as suas características físicas não se tornem limitantes para o crescimento e desenvolvimento do sistema radicular das culturas, para a absorção de água e nutrientes pelas raízes (Martin-Vertedor e Dodd, 2011) e para a produtividade das culturas (Chen e Weil, 2011).

Com o intuito de determinar as condições edafo-climáticas adequadas para a entrada de máquinas no campo, o método da cadeia de Markov de primeira ordem vem sendo empregado (Ataíde et al., 2012). Primeiramente, esse procedimento foi utilizado para a determinação de períodos secos e chuvosos em Israel (Gabriel e Neumann, 1962), porém apresentando-se como uma ferramenta potencial para a definição dos períodos do ano mais adequados para operações de preparo e manejo do solo (Erthal e Sentelhas, 1995; Ataíde et al., 2012).

Desse modo, o objetivo do presente estudo foi definir os períodos do ano mais apropriados para a realização das operações mecanizadas de preparo e manejo do solo em diferentes regiões agrícolas brasileiras por meio da aplicação do método da cadeia de Markov.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O presente estudo empregou dados meteorológicos diários do período compreendido entre 1980 e 2008, considerando-se as seguintes variáveis: temperatura média do ar (°C) e precipitação pluvial (mm). Esses dados foram obtidos para as seguintes localidades: Piracicaba, SP (22°42'11" S, 47°37'25" O, 546 m), Passo Fundo, RS (28°15'46" S, 52°24'24" O, 684 m), Londrina, PR (23°08'47" S, 51°19'11" O, 610 m) e Dourados, MS (22°13'18" S, 54°48'23" O, 430 m), as quais representam regiões tradicionais de cultivo das principais culturas do agronegócio brasileiro, em que as operações agrícolas de preparo e manejo do solo são frequentes.

Com o intuito de determinar as probabilidades de ocorrência de dias favoráveis (F) ao tráfego de máquinas no campo para o preparo e manejo do solo, considerou-se que o conteúdo percentual de água no solo (armazenamento relativo) ideal para as operações de manejo do solo deveria estar entre 40 e 90% da capacidade de água disponível (CAD) (Rücknagel et al., 2012), limites considerados críticos já que acima de 90% e abaixo de 40% da CAD os riscos, respectivamente, de compactação e de desestruturação dos solos são potencializados (Erthal e Sentelhas, 1995; Ataíde et al., 2012). A contabilização do armazenamento diário de água no solo foi realizada por meio do balanço hídrico climatológico sequencial diário, utilizando o modelo de Thornthwaite e Mather (1955), no qual a evapotranspiração de referência foi estimada pelo método de Thornthwaite com a temperatura efetiva (Camargo et al., 1999). A CAD considerada para a confecção dos balanços hídricos foi de 100 mm, valor considerado representativo dos latossolos que predominam nas regiões de estudo, como observado por Teramoto et al. (2001) para Piracicaba, SP, por Spera et al. (2008) para Passo Fundo, RS, por Araujo et al. (2004) para Londrina, PR, e por Gomes et al. (2007) para Dourados, MS. Além do armazenamento relativo de água no solo, considerou-se também como condição de favorabilidade o fato da precipitação diária ser inferior a 5 mm (Erthal e Sentelhas, 1995; Aviad et al., 2009; Ataíde et al., 2012).

Por meio da cadeia de Markov de primeira ordem, foram calculadas as probabilidades condicionais de ocorrência de dias favoráveis (F) e não favoráveis (NF) ao trabalho com máquinas no campo, de acordo com os critérios apresentados, possibilitando o cálculo de dias consecutivos favoráveis às operações moto-mecanizadas. A seguir são apresentadas as equações (Equações 1 a 6) utilizadas para o cálculo das probabilidades simples e condicionais para cada decêndio do ano, com base em dados diários:

$$P(F) = \frac{F}{N} \quad (1)$$

$$P(NF) = 1 - P(F) \quad (2)$$

$$P(F/F) = \frac{F/F}{F} \quad (3)$$

$$P(NF/F) = 1 - P(F/F) \quad (4)$$

$$P(NF/NF) = \frac{NF/NF}{NF} \quad (5)$$

$$P(F/NF) = 1 - P(NF/NF) \quad (6)$$

em que:

N é o número total de dias;

F é o número de dias favoráveis;

NF é o número de dias não favoráveis;

P(F/F) é a probabilidade de ocorrência de um dia ser favorável dado que o dia anterior foi favorável;

P(NF/F) é a probabilidade de um dia não ser favorável dado que o dia anterior foi favorável;

P(F/NF) é a probabilidade de ocorrência de um dia favorável dado que o dia anterior não foi favorável; e

P(NF/NF) é a probabilidade de ocorrência de um dia ser não favorável dado que o dia anterior não foi favorável.

Determinou-se, para a escala diária, a variabilidade média ao longo do ano da probabilidade de ocorrência de dias trabalháveis, assim como o número de anos em que cada dia do ano foi considerado como favorável às operações moto-mecanizadas de preparo e manejo do solo. Para a caracterização dos meses do ano em relação à favorabilidade, foram admitidas três classes: alta favorabilidade (A), meses que contem mais de 20 dias favoráveis; média favorabilidade (M), meses com 11 a 20 dias favoráveis; e baixa favorabilidade (B), meses com até 10 dias favoráveis. Assim sendo, determinaram-se as épocas do ano em que ocorrem as condições edafo-climáticas mais favoráveis às operações moto-mecanizadas de manejo do solo, assim como as épocas em que as condições ambientais não foram adequadas ao emprego de máquinas para preparo do solo, tanto pela ocorrência de chuvas elevadas como pelo excesso ou falta de umidade de água no solo.

Após o cálculo das probabilidades condicionais, foi utilizada uma equação “geométrica” (Equação 7) a qual é função da probabilidade condicional obtida por meio da cadeia de Markov, para a estimativa das probabilidades sequenciais médias dos dias favoráveis em cada decêndio do ano, conforme proposto por Robertson (1976):

$$P(n) = P(F) \times P(F/F)^{n-1} \quad (7)$$

em que:

P(n) é a probabilidade de ocorrência de “n” dias consecutivos favoráveis ao manejo do solo com maquinário. A partir dessa equação foi realizada a análise decendial das probabilidades de ocorrência de dias favoráveis consecutivos em cada local, de modo a gerar

uma ferramenta de suporte ao planejamento das atividades agrícolas de manejo e preparo do solo ao longo do ano nas localidades analisadas.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 1 apresenta a variabilidade média diária anual da precipitação, do armazenamento relativo de água no solo (ARAS) e do número relativo de anos em que cada dia é favorável às operações moto-mecanizadas de preparo e manejo do solo, ou seja, trabalhável. Com base na Figura 1 é possível identificar as tendências que essas variáveis seguem ao longo do ano, apresentando um indicativo das épocas mais adequadas para as operações de manejo do solo nas localidades avaliadas.

Figura 1. Variabilidade média anual da precipitação, do armazenamento relativo de água no solo (ARAS) e do número relativo de anos em que cada dia foi favorável às operações mecanizadas de manejo do solo (trabalhável) em Piracicaba, SP, Passo Fundo, RS, Londrina, PR e Dourados, MS.

De acordo com a Figura 1, percebe-se que em Piracicaba, SP, em Londrina, PR, e em Dourados, MS, a precipitação segue um padrão de distribuição sazonal bem definido ao longo do ano, apresentando as estações seca, de junho a agosto, e chuvosa, de setembro a maio. Assis e Villa Nova (1995), estudando a variabilidade anual da precipitação em Piracicaba, SP, concluíram que a média anual de chuva dos meses centrais do ano dessa localidade contribui com apenas 7% da precipitação média anual, sendo as condições hídricas do solo inapropriadas para o emprego de maquinário para o seu manejo durante esses meses. Assim, a partir do primeiro decêndio de janeiro até o segundo decêndio de agosto, a tendência da precipitação diária em Piracicaba, SP, Londrina, PR, e Dourados, MS, é decrescente atingindo valores mínimos no final desse período. Por outro lado, a partir do terceiro decêndio de agosto a precipitação diária apresenta tendência crescente até o final do ano, período em que

frequentemente ocorrem chuvas diárias maiores do que 5 mm. Esse padrão de distribuição anual da precipitação, com períodos do ano bem definidos correspondentes à estação seca e à estação chuvosa também foi observado por Blain et al. (2007), Marcuzzo et al. (2012) e Sampaio et al. (2007), respectivamente, nas regiões de Piracicaba, Dourados e Londrina. Por outro lado, a região de Passo Fundo, RS, não apresenta estação seca, já que a distribuição da precipitação é praticamente constante ao longo do ano, embora os meses de junho e julho sejam os mais chuvosos na região central do Rio Grande do Sul (Streck et al., 2009).

O padrão anual da variabilidade e da tendência do armazenamento relativo de água no solo (ARAS) em Piracicaba e em Dourados é semelhante à distribuição da precipitação nessas localidades, sendo que ocorrem elevados níveis de ARAS no início do ano, decrescendo até meados de setembro, quando o ARAS atinge níveis da ordem de 30% para ambos locais. Sendo assim, as condições de armazenamento de água no solo são inapropriadas para o emprego de máquinas para o preparo e manejo do solo. Devido a isso, nos meses secos dessas localidades (junho a setembro), a porcentagem em que cada dia foi favorável às operações de manejo do solo é muito baixa, atingindo níveis inferiores a 10% no terceiro decêndio de agosto em Piracicaba e no segundo decêndio de setembro em Dourados, sendo esses os períodos do ano menos indicados às operações de preparo e manejo do solo, apesar dos reduzidos níveis de chuva nessas regiões.

Em Londrina, com exceção de fevereiro, em que os níveis de ARAS estão bastante próximos à CAD, devido às intensas precipitações acumuladas nessa época do ano, o ARAS é predominantemente favorável às operações de preparo e manejo do solo ao longo dos demais meses. Por isso, a condição de favorabilidade ao emprego de máquinas para o manejo de solo é mais dependente da chuva diária.

Ainda que apresentem características climáticas distintas ao longo do ano, as localidades de Passo Fundo e Piracicaba tem distribuição anual semelhante para o número relativo de anos em que cada dia foi considerado como trabalhável. Em Piracicaba, as probabilidades de dias trabalháveis decrescem a partir do primeiro decêndio de junho até o terceiro decêndio de agosto, devido aos baixos níveis de armazenamento de água no solo, enquanto que em Passo Fundo, para esse mesmo período, a baixa probabilidade de dias trabalháveis se deve ao fato dos níveis de armazenamento de água no solo permanecerem próximos à CAD ao longo do ano todo e à ocorrência frequente de chuvas diárias superiores a 5 mm, o que inviabiliza as operações moto-mecanizadas para o preparo e o manejo do solo, principalmente durante os meses mencionados.

Por meio da avaliação do número de anos no período de 1980 a 2008 em que cada mês apresentou favorabilidade alta, média e baixa às operações moto-mecanizadas de preparo do solo em relação ao número de dias trabalháveis, foi possível classificar cada mês do ano de acordo com esses níveis, conforme apresentado na Tabela 1.

A partir da Tabela 1 é possível observar que em maio ocorrem as maiores frequências de anos com condições de solo e clima favoráveis às operações de manejo do solo em Piracicaba, sendo esse mês classificado como de alta favorabilidade para essas operações. O período de outubro a abril apresentou favorabilidade média às operações de manejo do solo, devido à tendência de aumento das chuvas e do armazenamento relativo de água no solo (Figura 1). Junho também apresentou favorabilidade média, entretanto, os níveis de precipitação e ARAS são baixos nesse período. Os meses de julho, agosto e setembro apresentaram maiores frequências de anos com baixa favorabilidade ao emprego de máquinas no preparo do solo, uma vez que os níveis de ARAS nesses meses estão abaixo de 40% da CAD (Figura 1), potencializando a desagregação do solo e o risco de erosão.

Tabela 1. Número de anos com “alta” (> 20 dias), “média” (11 a 20 dias) e “baixa” (< 11 dias) favorabilidade de dias trabalháveis em cada mês do ano nas localidades de Piracicaba, SP, Passo Fundo, RS, Londrina, PR e Dourados, MS.

Meses	Piracicaba, SP			Passo Fundo, RS			Londrina, PR			Dourados, MS		
	Baixa	Média	Alta	Baixa	Média	Alta	Baixa	Média	Alta	Baixa	Média	Alta
Jan	7	16	6	5	15	9	10	12	7	6	18	5
Fev	8	17	4	4	20	5	19	9	1	4	20	5
Mar	4	17	8	4	16	9	9	10	10	6	12	11
Abr	3	16	10	8	13	8	5	14	10	4	12	13
Mai	9	7	13	7	13	9	11	8	10	8	11	10
Jun	8	12	9	18	9	2	15	8	6	7	9	13
Jul	18	4	7	19	8	2	13	10	6	8	9	12
Ago	22	5	2	10	11	8	5	9	15	14	8	7
Set	18	9	2	13	13	3	11	10	8	20	7	2
Out	12	13	4	10	15	4	13	9	7	6	16	7
Nov	8	18	3	2	19	8	11	12	6	1	20	8
Dez	6	21	2	2	13	14	9	15	5	4	20	5

Em Passo Fundo, nos períodos de janeiro a maio e de outubro a novembro predominam de 11 a 20 dias trabalháveis por mês (favorabilidade média), enquanto que os meses de junho e julho configuram-se como períodos de baixa favorabilidade ao emprego de máquinas para o manejo de solo devido aos elevados níveis de ARAS, frequentemente acima de 90% da CAD, e às chuvas normalmente acima de 5 mm (Figura 1). Setembro apresentou mesma frequência quanto ao número de anos com favorabilidade baixa e média, portanto, é um mês que apresenta risco de compactação do solo, devido aos elevados níveis de ARAS, principalmente no primeiro decêndio desse mês (Figura 1). Por outro lado, dezembro é um mês com elevado potencial para as operações de preparo moto-mecanizado do solo, pois foi elevada a frequência dos anos que apresentaram, pelo menos, 11 dias favoráveis para tais atividades.

Em Londrina, foi possível observar que o mês de agosto apresenta alta favorabilidade às operações de manejo do solo, com mais de 20 dias favoráveis. Além disso, nos dois primeiros decêndios de abril (Figura 1) houve a ocorrência de média a alta favorabilidade para as operações moto-mecanizadas. Os meses de fevereiro, junho e julho, devido às chuvas diárias frequentemente superiores a 10 mm e níveis de ARAS próximos à CAD, tem baixa favorabilidade às operações de manejo do solo, não sendo indicados para essas atividades (Figura 1). Os meses de setembro a janeiro são de baixa a média favorabilidade, portanto, deve-se ter maior atenção às condições meteorológicas vigentes para a realização do manejo e preparo do solo, para que seja possível minimizar os riscos de desestruturação ou compactação do solo.

Dourados apresenta em janeiro e fevereiro favorabilidade média, havendo pelo menos 10 dias favoráveis por mês ao manejo do solo. De março a junho, a quantidade de anos com condições de favorabilidade alta vai aumentando gradativamente, devido às precipitações diárias

serem decrescentes até metade do ano, enquanto que em agosto e setembro ocorrem menos de 11 dias favoráveis às operações moto-mecanizadas, o que se deve aos reduzidos níveis de conteúdo de água no solo (Figura 1).

Por meio da análise das probabilidades simples, das probabilidades condicionais e das probabilidades de ocorrência de dias consecutivos “favoráveis” ao emprego de mecanização no preparo e manejo do solo é possível identificar os decêndios mais aptos para tais atividades, assim como os decêndios nos quais se devem evitá-las, devido ao risco associado à desestruturação, erosão e compactação do solo, ocasionados pelo emprego de máquinas em condições inapropriadas de chuva e de armazenamento de água no solo. Da mesma maneira, a estimativa das probabilidades de sequência de dias favoráveis é importante porque, em nível operacional e de planejamento agrícola, devem-se considerar os períodos do ano mais apropriados para a realização das operações mecanizadas de manejo do solo, assim como o número de dias que cada operação necessita para ser concluída. A Tabela 2 apresenta essas probabilidades ao longo do ano em Piracicaba, SP.

Em Piracicaba (Tabela 2), a $P(F)$ variou de 66,6%, no primeiro decêndio de abril, a 14,1%, no terceiro decêndio de agosto, enquanto que a média anual da $P(F)$ é de 43,1% e seu desvio padrão de 12,7%. No período mais adequado ao emprego de maquinário para o manejo do solo (primeiro decêndio de abril), as probabilidades condicionais $P(F/F)$ e $P(NF/NF)$ foram iguais a 74,4 e 46,9%, respectivamente, indicando forte persistência entre dias favoráveis consecutivos nessa época do ano. Por outro lado, no decêndio menos favorável (terceiro decêndio de agosto), as probabilidades condicionais $P(F/F)$ e $P(NF/NF)$ foram iguais a 19,1 e 90,8%, respectivamente, indicando forte relação entre dias consecutivos não favoráveis ao emprego de máquinas para o preparo do solo, uma vez que nesse decêndio os níveis de chuva e conteúdo de água no solo são muito baixos inviabilizando o período para essas operações. Erthal e Sentelhas (1995) avaliaram a sequência de dias secos e os níveis de armazenamento relativo de água no solo entre os meses de outubro e março em Campinas, SP, obtendo níveis probabilísticos semelhantes aos obtidos neste trabalho para a região de Piracicaba, que estão a cerca de 60 km uma da outra.

Como exemplo da importância de informações sobre a probabilidade das sequências de dias favoráveis a uma determinada operação agrícola de manejo do solo, caso em Piracicaba, SP, uma operação exija cinco dias consecutivos favoráveis para ser concluída em abril, esta deverá ser programada para o primeiro decêndio, porque a probabilidade é de 20,4% e não para o terceiro decêndio do mês, quando tal probabilidade é de apenas 7,3%.

Em Passo Fundo, RS, a distribuição anual das probabilidades simples, das probabilidades condicionais e da probabilidade de dias consecutivos favoráveis à mecanização e preparo do solo são apresentadas na Tabela 3, na qual se observa que a $P(F)$ variou de 69,7%, no primeiro decêndio de dezembro, a 19,0%, no primeiro decêndio de julho, sendo que nos períodos menos favoráveis, além de elevados níveis diários de chuva, também ocorreram armazenamentos relativos de água no solo superior a 90% da CAD, tornando os meses de junho e julho não recomendados para as operações de manejo e preparo de solo, devido ao risco de compactação do solo. A $P(F)$ anual média em Passo Fundo é de 47,6%, com um desvio padrão de 11,9%. O primeiro decêndio de julho apresenta baixa probabilidade de persistência de dois dias consecutivos favoráveis ($P(F/F)$) às operações de preparo do solo (14,4%), enquanto que no primeiro decêndio de dezembro, o mais indicado para as operações ao longo do ano, essa probabilidade é de 68,2%. A probabilidade condicional de ocorrência de dias não favoráveis $P(NF/NF)$ no primeiro decêndio de julho foi elevada (70,1%), já que os níveis de ARAS são maiores que 90% em diversos dias naquele período, enquanto que no primeiro decêndio de dezembro essa probabilidade é de apenas 33,3%.

Tabela 2. Probabilidades simples, probabilidades condicionais e probabilidades de dias consecutivos favoráveis ao preparo mecanizado do solo e suas respectivas probabilidades média e desvio padrão (DP, em %) em cada decêndio do ano em Piracicaba, SP.

Decêndios	Probabilidades simples e condicionais (%)						Probabilidades de dias consecutivos favoráveis (%)									
	P(F)	P(NF)	P(NF/F)	P(F/F)	P(F/NF)	P(NF/NF)	P(1)	P(2)	P(3)	P(4)	P(5)	P(6)	P(7)	P(8)	P(9)	P(10)
Jan_1	39,0	61,0	38,5	61,5	27,0	73,0	39,0	24,0	14,7	9,1	5,6	3,4	2,1	1,3	0,8	0,5
Jan_2	50,7	49,3	38,1	61,9	26,8	73,2	50,7	31,4	19,4	12,0	7,4	4,6	2,8	1,8	1,1	0,7
Jan_3	46,1	53,9	39,3	60,7	36,8	63,2	46,1	28,0	17,0	10,3	6,2	3,8	2,3	1,4	0,8	0,5
Fev_1	50,3	49,7	40,5	59,5	40,5	59,5	50,3	29,9	17,8	10,6	6,3	3,7	2,2	1,3	0,8	0,5
Fev_2	48,6	51,4	42,2	57,8	35,8	64,2	48,6	28,1	16,3	9,4	5,4	3,1	1,8	1,1	0,6	0,4
Fev_3	48,7	51,3	38,7	61,3	36,2	63,8	48,7	29,9	18,3	11,2	6,9	4,2	2,6	1,6	1,0	0,6
Mar_1	50,3	49,7	36,3	63,7	37,9	62,1	50,3	32,1	20,4	13,0	8,3	5,3	3,4	2,1	1,4	0,9
Mar_2	53,4	46,6	33,3	66,7	37,3	62,7	53,4	35,7	23,8	15,9	10,6	7,1	4,7	3,2	2,1	1,4
Mar_3	52,7	47,3	30,1	69,9	38,1	61,9	52,7	36,8	25,8	18,0	12,6	8,8	6,2	4,3	3,0	2,1
Abr_1	66,6	33,4	25,6	74,4	53,1	46,9	66,6	49,5	36,9	27,5	20,4	15,2	11,3	8,4	6,3	4,7
Abr_2	59,0	41,0	29,3	70,7	51,9	48,1	59,0	41,7	29,4	20,8	14,7	10,4	7,3	5,2	3,7	2,6
Abr_3	53,4	46,6	39,2	60,8	43,9	56,1	53,4	32,5	19,8	12,0	7,3	4,4	2,7	1,6	1,0	0,6
Mai_1	51,0	49,0	39,7	60,3	47,0	53,0	51,0	30,8	18,6	11,2	6,8	4,1	2,5	1,5	0,9	0,5
Mai_2	54,8	45,2	39,9	60,1	52,5	47,5	54,8	32,9	19,8	11,9	7,1	4,3	2,6	1,5	0,9	0,6
Mai_3	53,9	46,1	37,8	62,2	43,6	56,4	53,9	33,6	20,9	13,0	8,1	5,0	3,1	1,9	1,2	0,8
Jun_1	52,4	47,6	35,4	64,6	40,9	59,1	52,4	33,9	21,9	14,1	9,1	5,9	3,8	2,5	1,6	1,0
Jun_2	42,8	57,2	40,0	60,0	28,8	71,2	42,8	25,6	15,4	9,2	5,5	3,3	2,0	1,2	0,7	0,4
Jun_3	44,5	55,5	48,1	51,9	30,7	69,3	44,5	23,1	12,0	6,2	3,2	1,7	0,9	0,5	0,2	0,1
Jul_1	44,5	55,5	47,8	52,2	41,3	58,7	44,5	23,2	12,1	6,3	3,3	1,7	0,9	0,5	0,2	0,1
Jul_2	32,1	67,9	60,3	39,7	24,6	75,4	32,1	12,7	5,1	2,0	0,8	0,3	0,1	0,1	0,0	0,0
Jul_3	21,6	78,4	64,2	35,8	12,0	88,0	21,6	7,8	2,8	1,0	0,4	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Ago_1	19,7	80,3	80,5	19,5	17,9	82,1	19,7	3,8	0,7	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ago_2	17,9	82,1	77,6	22,4	14,4	85,6	17,9	4,0	0,9	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ago_3	14,1	85,9	80,9	19,1	9,2	90,8	14,1	2,7	0,5	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Set_1	18,3	81,7	76,3	23,7	16,3	83,7	18,3	4,3	1,0	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Set_2	26,2	73,8	66,1	33,9	17,9	82,1	26,2	8,9	3,0	1,0	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Set_3	37,9	62,1	56,2	43,8	25,5	74,5	37,9	16,6	7,3	3,2	1,4	0,6	0,3	0,1	0,1	0,0
Out_1	35,9	64,1	57,4	42,6	32,7	67,3	35,9	15,3	6,5	2,8	1,2	0,5	0,2	0,1	0,0	0,0
Out_2	32,8	67,2	60,0	40,0	29,5	70,5	32,8	13,1	5,2	2,1	0,8	0,3	0,1	0,1	0,0	0,0
Out_3	48,6	51,4	29,5	70,5	27,5	72,5	48,6	34,2	24,1	17,0	12,0	8,4	6,0	4,2	3,0	2,1
Nov_1	42,8	57,2	50,1	49,9	38,0	62,0	42,8	21,3	10,6	5,3	2,7	1,3	0,7	0,3	0,2	0,1
Nov_2	45,5	54,5	39,3	60,7	35,6	64,4	45,5	27,6	16,8	10,2	6,2	3,8	2,3	1,4	0,8	0,5
Nov_3	51,0	49,0	35,1	64,9	40,1	59,9	51,0	33,1	21,5	13,9	9,0	5,9	3,8	2,5	1,6	1,0
Dez_1	45,9	54,1	43,1	56,9	38,3	61,7	45,9	26,1	14,9	8,5	4,8	2,7	1,6	0,9	0,5	0,3
Dez_2	49,3	50,7	36,6	63,4	36,1	63,9	49,3	31,3	19,8	12,6	8,0	5,1	3,2	2,0	1,3	0,8
Dez_3	48,3	51,7	38,7	61,3	38,4	61,6	48,3	29,6	18,2	11,1	6,8	4,2	2,6	1,6	1,0	0,6
Média	43,1	56,9	46,4	53,6	33,5	66,5	43,1	24,9	15,0	9,3	5,8	3,7	2,4	1,6	1,0	0,7
DP	12,7	12,7	15,2	15,2	11,2	11,2	12,7	11,5	8,8	6,4	4,6	3,4	2,4	1,8	1,3	0,9

Com base nas probabilidades de dias consecutivos favoráveis ao manejo do solo, na localidade de Passo Fundo, por exemplo, devem-se planejar as operações de preparo do solo, que necessitem de pelo menos cinco dias consecutivos para a sua execução, a partir do terceiro decêndio de novembro até o terceiro decêndio de dezembro, já que a probabilidade de haver cinco dias favoráveis é da ordem de 10%. Mesmo assim, deve-se ter cuidado no planejamento dessas atividades porque as probabilidades condicionais $P(NF/F)$ e $P(NF/NF)$ ultrapassam 85% em alguns decêndios, dificultando as operações de manejo do solo que exijam períodos mais prolongados.

Em Londrina, PR (Tabela 4), ocorrem dois períodos ao longo do ano com elevada probabilidade de ocorrência de dias favoráveis às operações moto-mecanizadas. O primeiro decêndio de abril apresenta $P(F)$ igual a 70,7% e o primeiro e segundo decêndios de agosto, com média de favorabilidade igual a 65%. A média e o desvio padrão anuais são respectivamente iguais a 47,4% e 9,9%. O primeiro e segundo decêndios de fevereiro são os decêndios menos indicados para as operações de manejo do solo, porque apresentam probabilidades de ocorrência de 30,3 e 31%, respectivamente, devido ao ARAS nesse período estar próximo à CAD e à ocorrência de chuvas diárias frequentemente superiores aos 5 mm (Figura 1).

Os resultados obtidos neste trabalho para a região de Londrina, PR, concordam parcialmente com os apresentados por Ataíde et al. (2012). Esses autores identificaram o mês de agosto com probabilidades de dias trabalháveis superiores a 85%, devido ao fato de não considerarem o limite inferior de armazenamento de água no solo (40% da CAD). Além disso, o mês de agosto apresenta $P(F/F)$ máxima de 15,5% no segundo e terceiro decêndios e por isso a probabilidade de três ou mais dias aptos ao emprego de máquinas no manejo do solo é praticamente nula. Por outro lado, o primeiro decêndio de abril além de apresentar $P(F)$ de 70,7%, tem persistência de dias favoráveis consecutivos com probabilidade elevada ($P(F/F) = 75,7\%$), sendo, portanto, o período mais favorável ao longo do ano para as operações moto-mecanizadas do solo que demandem maior sequência consecutiva de dias favoráveis.

Os resultados obtidos para Dourados, MS, são corroborados pelos obtidos por Fietz et al. (2001), os quais identificaram a ocorrência de maiores déficits hídricos entre agosto e setembro, quando a favorabilidade ao emprego de máquinas para o manejo de solo (Tabela 1) é baixa devido aos reduzidos níveis de água armazenada no solo, conforme apresentado na Figura 1. As variabilidades decendiais das probabilidades simples, condicionais e da sequência de dias trabalháveis para Dourados (Tabela 5) mostram que os períodos com maior $P(F)$ são o segundo decêndio de junho (63,8%) e o segundo decêndio de novembro (62,4%). Embora esses períodos tenham $P(F)$ semelhantes, o segundo decêndio de novembro é mais adequado às operações mecanizadas porque a $P(F/F)$ nesse período é igual a 68,5%, enquanto que no segundo decêndio de junho esse valor é menor, igual a 50,5%.

Sendo assim, para Dourados, as operações moto-mecanizadas que necessitem ser concluídas, por exemplo, em três dias consecutivos, devem ser feitas no segundo decêndio de novembro que é quando há a maior probabilidade de ocorrência de tal sequência de dias (29,3%). Essa probabilidade é reduzida praticamente pela metade caso as atividades sejam programadas para o segundo decêndio de junho. Da mesma maneira, operações de manejo do solo que exijam pelo menos seis dias consecutivos de favorabilidade não são indicadas para essa localidade devido aos baixos níveis de probabilidade ($< 10\%$) ao longo de todo o ano (Tabela 5).

Tabela 3. Probabilidades simples, probabilidades condicionais e probabilidades de dias consecutivos favoráveis ao preparo mecanizado do solo e suas respectivas probabilidades média e desvio padrão (DP) em cada decêndio do ano em Passo Fundo, RS.

Decêndios	Probabilidades simples e condicionais (%)						Probabilidades de dias consecutivos favoráveis (%)									
	P(F)	P(NF)	P(NF/F)	P(F/F)	P(F/NF)	P(NF/NF)	P(1)	P(2)	P(3)	P(4)	P(5)	P(6)	P(7)	P(8)	P(9)	P(10)
Jan_1	54,5	45,5	38,3	61,7	45,6	54,4	54,5	33,6	20,8	12,8	7,9	4,9	3,0	1,9	1,1	0,7
Jan_2	56,6	43,4	43,8	56,2	57,0	43,0	56,6	31,8	17,8	10,0	5,6	3,2	1,8	1,0	0,6	0,3
Jan_3	55,5	44,5	39,3	60,7	43,2	56,8	55,5	33,7	20,5	12,4	7,5	4,6	2,8	1,7	1,0	0,6
Fev_1	52,4	47,6	47,3	52,7	46,5	53,5	52,4	27,6	14,5	7,7	4,0	2,1	1,1	0,6	0,3	0,2
Fev_2	59,7	40,3	44,5	55,5	51,6	48,4	59,7	33,1	18,4	10,2	5,7	3,2	1,8	1,0	0,5	0,3
Fev_3	56,3	43,7	32,8	67,2	59,2	40,8	56,3	37,9	25,4	17,1	11,5	7,7	5,2	3,5	2,3	1,6
Mar_1	54,1	45,9	40,2	59,8	49,5	50,5	54,1	32,4	19,4	11,6	6,9	4,2	2,5	1,5	0,9	0,5
Mar_2	57,2	42,8	38,5	61,5	49,7	50,3	57,2	35,2	21,7	13,3	8,2	5,0	3,1	1,9	1,2	0,7
Mar_3	50,8	49,2	38,9	61,1	42,5	57,5	50,8	31,0	18,9	11,6	7,1	4,3	2,6	1,6	1,0	0,6
Abr_1	50,3	49,7	41,9	58,1	54,6	45,4	50,3	29,3	17,0	9,9	5,8	3,3	1,9	1,1	0,7	0,4
Abr_2	49,0	51,0	45,6	54,4	38,3	61,7	49,0	26,7	14,5	7,9	4,3	2,3	1,3	0,7	0,4	0,2
Abr_3	56,6	43,4	47,7	52,3	53,3	46,7	56,6	29,6	15,5	8,1	4,2	2,2	1,2	0,6	0,3	0,2
Mai_1	52,8	47,2	55,2	44,8	42,7	57,3	52,8	23,7	10,6	4,8	2,1	1,0	0,4	0,2	0,1	0,0
Mai_2	50,0	50,0	53,4	46,6	44,9	55,1	50,0	23,3	10,8	5,0	2,3	1,1	0,5	0,2	0,1	0,1
Mai_3	44,2	55,8	45,2	54,8	34,2	65,8	44,2	24,2	13,3	7,3	4,0	2,2	1,2	0,7	0,4	0,2
Jun_1	40,3	59,7	59,9	40,1	44,3	55,7	40,3	16,2	6,5	2,6	1,0	0,4	0,2	0,1	0,0	0,0
Jun_2	32,8	67,2	69,5	30,5	22,5	77,5	32,8	10,0	3,1	0,9	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Jun_3	20,3	79,7	78,2	21,8	27,8	72,2	20,3	4,4	1,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Jul_1	19,0	81,0	85,6	14,4	29,9	70,1	19,0	2,7	0,4	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Jul_2	30,7	69,3	78,5	21,5	14,8	85,2	30,7	6,6	1,4	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Jul_3	34,8	65,2	81,3	18,7	24,8	75,2	34,8	6,5	1,2	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ago_1	33,8	66,2	87,1	12,9	34,9	65,1	33,8	4,4	0,6	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ago_2	48,3	51,7	84,8	15,2	38,8	61,2	48,3	7,4	1,1	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ago_3	55,5	44,5	79,3	20,7	36,9	63,1	55,5	11,5	2,4	0,5	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Set_1	50,3	49,7	77,3	22,7	37,9	62,1	50,3	11,4	2,6	0,6	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Set_2	34,1	65,9	77,4	22,6	25,9	74,1	34,1	7,7	1,7	0,4	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Set_3	37,2	62,8	71,9	28,1	33,8	66,2	37,2	10,4	2,9	0,8	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Out_1	37,2	62,8	70,7	29,3	30,7	69,3	37,2	10,9	3,2	0,9	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Out_2	40,3	59,7	58,4	41,6	29,8	70,2	40,3	16,8	7,0	2,9	1,2	0,5	0,2	0,1	0,0	0,0
Out_3	46,7	53,3	44,5	55,5	35,6	64,4	46,7	25,9	14,4	8,0	4,4	2,5	1,4	0,8	0,4	0,2
Nov_1	40,3	59,7	65,1	34,9	30,8	69,2	40,3	14,1	4,9	1,7	0,6	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0
Nov_2	55,2	44,8	39,3	60,7	29,8	70,2	55,2	33,5	20,4	12,4	7,5	4,6	2,8	1,7	1,0	0,6
Nov_3	66,2	33,8	36,1	63,9	57,5	42,5	66,2	42,3	27,0	17,3	11,0	7,1	4,5	2,9	1,8	1,2
Dez_1	69,7	30,3	31,8	68,2	66,7	33,3	69,7	47,5	32,4	22,1	15,1	10,3	7,0	4,8	3,3	2,2
Dez_2	59,7	40,3	31,6	68,4	52,1	47,9	59,7	40,8	27,9	19,1	13,1	8,9	6,1	4,2	2,9	2,0
Dez_3	59,9	40,1	31,4	68,6	46,9	53,1	59,9	41,1	28,2	19,4	13,3	9,1	6,3	4,3	2,9	2,0
Média	47,6	52,4	55,3	44,7	40,7	59,3	47,6	22,9	12,5	7,2	4,3	2,6	1,6	1,0	0,6	0,4
DP	11,9	11,9	18,5	18,5	11,8	11,8	11,9	12,9	9,6	6,6	4,5	3,0	2,0	1,4	0,9	0,6

Tabela 4. Probabilidades simples, probabilidades condicionais e probabilidades de dias consecutivos favoráveis ao preparo mecanizado do solo e suas respectivas probabilidades média e desvio padrão (DP) em cada decêndio do ano em Londrina, PR.

Decêndios	Probabilidades simples e condicionais (%)						Probabilidades de dias consecutivos favoráveis (%)									
	P(F)	P(NF)	P(NF/F)	P(F/F)	P(F/NF)	P(NF/NF)	P(1)	P(2)	P(3)	P(4)	P(5)	P(6)	P(7)	P(8)	P(9)	P(10)
Jan_1	47,2	52,8	35,3	64,7	31,8	68,2	47,2	30,5	19,7	12,8	8,3	5,3	3,4	2,2	1,4	0,9
Jan_2	48,3	51,7	47,9	52,1	37,9	62,1	48,3	25,2	13,1	6,8	3,6	1,9	1,0	0,5	0,3	0,1
Jan_3	47,0	53,0	36,5	63,5	35,8	64,2	47,0	29,9	19,0	12,1	7,7	4,9	3,1	2,0	1,2	0,8
Fev_1	30,3	69,7	56,2	43,8	24,3	75,7	30,3	13,3	5,8	2,6	1,1	0,5	0,2	0,1	0,0	0,0
Fev_2	31,0	69,0	61,1	38,9	24,3	75,7	31,0	12,1	4,7	1,8	0,7	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0
Fev_3	36,4	63,6	57,9	42,1	29,7	70,3	36,4	15,3	6,4	2,7	1,1	0,5	0,2	0,1	0,0	0,0
Mar_1	51,7	48,3	44,3	55,7	43,2	56,8	51,7	28,8	16,1	9,0	5,0	2,8	1,5	0,9	0,5	0,3
Mar_2	46,2	53,8	41,1	58,9	40,9	59,1	46,2	27,2	16,0	9,4	5,5	3,3	1,9	1,1	0,7	0,4
Mar_3	59,6	40,4	34,8	65,2	40,7	59,3	59,6	38,9	25,3	16,5	10,8	7,0	4,6	3,0	2,0	1,3
Abr_1	70,7	29,3	24,3	75,7	63,9	36,1	70,7	53,5	40,5	30,7	23,2	17,6	13,3	10,1	7,6	5,8
Abr_2	62,4	37,6	28,4	71,6	60,6	39,4	62,4	44,7	32,0	22,9	16,4	11,7	8,4	6,0	4,3	3,1
Abr_3	50,3	49,7	59,9	40,1	47,0	53,0	50,3	20,2	8,1	3,3	1,3	0,5	0,2	0,1	0,0	0,0
Mai_1	53,8	46,2	60,3	39,7	51,5	48,5	53,8	21,3	8,5	3,4	1,3	0,5	0,2	0,1	0,0	0,0
Mai_2	46,9	53,1	63,3	36,7	52,7	47,3	46,9	17,2	6,3	2,3	0,8	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0
Mai_3	37,0	63,0	58,4	41,6	28,3	71,7	37,0	15,4	6,4	2,7	1,1	0,5	0,2	0,1	0,0	0,0
Jun_1	35,9	64,1	72,0	28,0	45,6	54,4	35,9	10,0	2,8	0,8	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Jun_2	49,3	50,7	67,8	32,2	46,7	53,3	49,3	15,9	5,1	1,6	0,5	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0
Jun_3	39,0	61,0	82,0	18,0	48,9	51,1	39,0	7,0	1,3	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Jul_1	39,0	61,0	75,7	24,3	46,8	53,2	39,0	9,5	2,3	0,6	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Jul_2	43,1	56,9	78,3	21,7	38,2	61,8	43,1	9,4	2,0	0,4	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Jul_3	52,7	47,3	82,9	17,1	39,1	60,9	52,7	9,0	1,5	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ago_1	59,7	40,3	88,4	11,6	54,0	46,0	59,7	6,9	0,8	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ago_2	64,8	35,2	84,9	15,1	59,6	40,4	64,8	9,8	1,5	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ago_3	65,2	34,8	84,9	15,1	58,1	41,9	65,2	9,8	1,5	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Set_1	59,0	41,0	77,8	22,2	54,7	45,3	59,0	13,1	2,9	0,6	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Set_2	44,8	55,2	76,7	23,3	37,2	62,8	44,8	10,4	2,4	0,6	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Set_3	34,1	65,9	87,1	12,9	32,5	67,5	34,1	4,4	0,6	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Out_1	39,0	61,0	74,6	25,4	33,3	66,7	39,0	9,9	2,5	0,6	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Out_2	42,4	57,6	62,1	37,9	33,1	66,9	42,4	16,1	6,1	2,3	0,9	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0
Out_3	46,1	53,9	56,4	43,6	37,1	62,9	46,1	20,1	8,8	3,8	1,7	0,7	0,3	0,1	0,1	0,0
Nov_1	45,2	54,8	53,5	46,5	36,4	63,6	45,2	21,0	9,8	4,5	2,1	1,0	0,5	0,2	0,1	0,0
Nov_2	43,1	56,9	47,4	52,6	33,4	66,6	43,1	22,7	11,9	6,3	3,3	1,7	0,9	0,5	0,3	0,1
Nov_3	54,1	45,9	44,7	55,3	44,7	55,3	54,1	29,9	16,5	9,1	5,0	2,8	1,5	0,9	0,5	0,3
Dez_1	45,5	54,5	41,7	58,3	39,6	60,4	45,5	26,5	15,5	9,0	5,3	3,1	1,8	1,0	0,6	0,4
Dez_2	37,6	62,4	53,4	46,6	29,5	70,5	37,6	17,5	8,2	3,8	1,8	0,8	0,4	0,2	0,1	0,0
Dez_3	48,6	51,4	38,9	61,1	37,7	62,3	48,6	29,7	18,1	11,1	6,8	4,1	2,5	1,5	0,9	0,6
Média	47,4	52,6	59,5	40,5	41,6	58,4	47,4	19,5	9,7	5,4	3,2	2,0	1,3	0,9	0,6	0,4
DP	9,9	9,9	18,1	18,1	10,4	10,4	9,9	11,2	9,2	6,9	5,0	3,6	2,7	2,0	1,5	1,1

Tabela 5. Probabilidades simples, probabilidades condicionais e probabilidades de dias consecutivos favoráveis ao preparo mecanizado do solo e suas respectivas probabilidades média e desvio padrão (DP) em cada decêndio do ano em Dourados, MS.

Decêndios	Probabilidades simples e condicionais (%)						Probabilidades de dias consecutivos favoráveis (%)									
	P(F)	P(NF)	P(NF/F)	P(F/F)	P(F/NF)	P(NF/NF)	P(1)	P(2)	P(3)	P(4)	P(5)	P(6)	P(7)	P(8)	P(9)	P(10)
Jan_1	54,5	45,5	40,3	59,7	46,3	53,7	54,5	32,5	19,4	11,6	6,9	4,1	2,5	1,5	0,9	0,5
Jan_2	41,7	58,3	48,3	51,7	33,7	66,3	41,7	21,6	11,1	5,8	3,0	1,5	0,8	0,4	0,2	0,1
Jan_3	45,1	54,9	53,1	46,9	39,9	60,1	45,1	21,2	9,9	4,7	2,2	1,0	0,5	0,2	0,1	0,0
Fev_1	57,6	42,4	41,0	59,0	42,5	57,5	57,6	34,0	20,0	11,8	7,0	4,1	2,4	1,4	0,8	0,5
Fev_2	61,0	39,0	41,6	58,4	58,0	42,0	61,0	35,6	20,8	12,2	7,1	4,1	2,4	1,4	0,8	0,5
Fev_3	50,3	49,7	45,4	54,6	45,9	54,1	50,3	27,5	15,0	8,2	4,5	2,4	1,3	0,7	0,4	0,2
Mar_1	54,8	45,2	42,0	58,0	52,7	47,3	54,8	31,8	18,4	10,7	6,2	3,6	2,1	1,2	0,7	0,4
Mar_2	53,1	46,9	37,4	62,6	46,0	54,0	53,1	33,2	20,8	13,0	8,1	5,1	3,2	2,0	1,3	0,8
Mar_3	54,9	45,1	35,7	64,3	49,1	50,9	54,9	35,3	22,7	14,6	9,4	6,0	3,9	2,5	1,6	1,0
Abr_1	59,7	40,3	33,9	66,1	56,4	43,6	59,7	39,4	26,1	17,2	11,4	7,5	5,0	3,3	2,2	1,4
Abr_2	53,8	46,2	36,6	63,4	49,2	50,8	53,8	34,1	21,6	13,7	8,7	5,5	3,5	2,2	1,4	0,9
Abr_3	62,4	37,6	45,5	54,5	57,8	42,2	62,4	34,0	18,5	10,1	5,5	3,0	1,6	0,9	0,5	0,3
Mai_1	57,6	42,4	56,9	43,1	56,2	43,8	57,6	24,8	10,7	4,6	2,0	0,9	0,4	0,2	0,1	0,0
Mai_2	56,9	43,1	56,5	43,5	60,4	39,6	56,9	24,8	10,8	4,7	2,0	0,9	0,4	0,2	0,1	0,0
Mai_3	48,0	52,0	55,5	44,5	37,0	63,0	48,0	21,3	9,5	4,2	1,9	0,8	0,4	0,2	0,1	0,0
Jun_1	54,1	45,9	48,7	51,3	57,8	42,2	54,1	27,8	14,2	7,3	3,7	1,9	1,0	0,5	0,3	0,1
Jun_2	63,8	36,2	49,5	50,5	55,5	44,5	63,8	32,2	16,3	8,2	4,2	2,1	1,1	0,5	0,3	0,1
Jun_3	59,7	40,3	57,0	43,0	62,2	37,8	59,7	25,6	11,0	4,7	2,0	0,9	0,4	0,2	0,1	0,0
Jul_1	63,4	36,6	52,9	47,1	68,4	31,6	63,4	29,9	14,1	6,6	3,1	1,5	0,7	0,3	0,2	0,1
Jul_2	53,4	46,6	66,7	33,3	53,1	46,9	53,4	17,8	5,9	2,0	0,7	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0
Jul_3	43,9	56,1	67,4	32,6	31,6	68,4	43,9	14,3	4,7	1,5	0,5	0,2	0,1	0,0	0,0	0,0
Ago_1	42,1	57,9	84,6	15,4	38,2	61,8	42,1	6,5	1,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ago_2	38,3	61,7	81,3	18,7	37,4	62,6	38,3	7,1	1,3	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Ago_3	25,4	74,6	80,7	19,3	20,6	79,4	25,4	4,9	0,9	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Set_1	16,9	83,1	88,4	11,6	12,5	87,5	16,9	2,0	0,2	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Set_2	29,3	70,7	75,9	24,1	26,5	73,5	29,3	7,1	1,7	0,4	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Set_3	37,9	62,1	70,7	29,3	32,9	67,1	37,9	11,1	3,3	1,0	0,3	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0
Out_1	47,6	52,4	57,9	42,1	46,2	53,8	47,6	20,0	8,4	3,5	1,5	0,6	0,3	0,1	0,0	0,0
Out_2	52,8	47,2	53,5	46,5	37,9	62,1	52,8	24,5	11,4	5,3	2,5	1,1	0,5	0,2	0,1	0,1
Out_3	50,2	49,8	43,8	56,2	40,7	59,3	50,2	28,2	15,9	8,9	5,0	2,8	1,6	0,9	0,5	0,3
Nov_1	57,2	42,8	55,1	44,9	53,3	46,7	57,2	25,7	11,5	5,2	2,3	1,0	0,5	0,2	0,1	0,0
Nov_2	62,4	37,6	31,5	68,5	48,4	51,6	62,4	42,7	29,3	20,1	13,7	9,4	6,4	4,4	3,0	2,1
Nov_3	61,4	38,6	37,4	62,6	48,0	52,0	61,4	38,4	24,1	15,1	9,4	5,9	3,7	2,3	1,5	0,9
Dez_1	53,4	46,6	45,9	54,1	52,4	47,6	53,4	28,9	15,6	8,4	4,6	2,5	1,3	0,7	0,4	0,2
Dez_2	52,8	47,2	33,4	66,6	44,5	55,5	52,8	35,1	23,4	15,6	10,4	6,9	4,6	3,1	2,0	1,4
Dez_3	56,1	43,9	39,7	60,3	44,8	55,2	56,1	33,8	20,4	12,3	7,4	4,5	2,7	1,6	1,0	0,6
Média	50,9	49,1	52,6	47,4	45,7	54,3	50,9	25,4	13,6	7,6	4,4	2,6	1,5	0,9	0,6	0,4
DP	10,8	10,8	15,5	15,5	11,9	11,9	10,8	10,7	7,9	5,5	3,7	2,5	1,7	1,1	0,7	0,5

Os resultados apresentados neste estudo indicam o imenso potencial das ferramentas agrometeorológicas para o planejamento das atividades agrícolas de campo, neste caso, mais especificamente para operações que exigem o revolvimento do solo, como o preparo (aração, gradagem e plantio) e o manejo (construção de terraços e subsolagem) (Wadt et al., 2003).

4. CONCLUSÕES

De acordo com os resultados obtidos, pode-se concluir que:

a) a variabilidade anual das condições de chuva e armazenamento de água no solo permitiu identificar os períodos do ano com favorabilidades baixa, média e alta às operações com máquinas para o preparo e o manejo do solo;

b) a aplicação da técnica da cadeia de Markov mostrou-se como uma ferramenta eficiente para a determinação da sequência de dias favoráveis ao preparo e o manejo do solo, auxiliando no planejamento das atividades de campo;

c) dentre as localidades analisadas houve predomínio de um número médio de dias trabalháveis, entre 11 e 20 dias, na grande maioria dos meses, exceto para Londrina onde houve uma maior predominância de um baixo número de dias trabalháveis por mês ao longo do ano, ou seja, com até 10 dias.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à EMBRAPA-Trigo, em Passo Fundo, RS, à EMBRAPA-Agropecuária Oeste, em Dourados, MS, ao IAPAR, em Londrina, PR, e à ESALQ/USP, em Piracicaba, SP, pelo fornecimento dos dados meteorológicos empregados no presente estudo. O segundo autor agradece ao CNPq pela bolsa de produtividade em pesquisa.

6. REFERÊNCIAS

- ARAUJO, M. A.; TORMENA, C. A.; SILVA, A. P. Propriedades físicas de um latossolo vermelho distrófico cultivado e sob mata nativa. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, n. 2, p. 337-345, 2004. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832004000200012>
- ASSIS, F. N.; VILLA NOVA, N. A. Modelagem da ocorrência e da quantidade da chuva em Piracicaba. **Scientia Agricola**, v. 51, n. 3, p. 172-182, 1995.
- ATAÍDE, L. T.; CARAMORI, P. H.; RICCE, W. S.; SILVA, D. A. B.; SOUZA, J. R. P. The probability of potentially useful work days during the year in Londrina. **Semina**, v. 33, n. 6, p. 2215-2226, 2012. <http://dx.doi.org/10.5433/1679-0359.2012v33n6p2215>
- AVIAD, Y.; KUTIEL, H.; LAVEE, H. Variation of Dry Days Since Last Rain (DDSLR) as a measure of dryness along a Mediterranean – Arid transect. **Journal of Arid Environments**, v. 73, n. 6/7, p. 658-665, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jaridenv.2009.01.012>
- BLAIN, G. C.; PIEDADE, S. M. S.; CAMARGO, M. B. P.; GIAROLLA, A. Distribuição temporal da precipitação pluvial mensal observada no posto meteorológico do Instituto Agrônomo, em Campinas, SP. **Bragantia**, v. 66, n. 2, p. 347-355, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0006-87052007000200019>

- CAMARGO, A. P.; MARIN, F. R.; SENTELHAS, P. C.; PICINI, A. G. Ajuste da equação de Thornthwaite para estimar a evapotranspiração potencial em climas áridos e superúmidos, com base na amplitude térmica diária. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, v. 7, n. 2, p. 251-257, 1999.
- CAMILOTTI, F.; ANDRIOLI, I.; DIAS, F. L. F.; CASAGRANDE, A. A.; SILVA, A. R.; MUTTON, M. A. et al. Efeito prolongado de sistemas de preparo do solo com e sem cultivo de soqueira de cana crua em algumas propriedades físicas do solo. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 1, p. 189-198, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162005000100021>
- CHEN, G.; WEIL, R. R. Root growth and yield of maize as affected by soil compaction and cover crops. **Soil and Tillage Research**, v. 117, p. 17-27, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2011.08.001>
- COSTA, F. S.; ALBUQUERQUE, J. A.; BAYER, C.; FONTOURA, S. M. V.; WOBETO, C. Propriedades físicas de um Latossolo Bruno afetadas pelos sistemas plantio direto e preparo convencional. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 27, n. 3, p. 527-535, 2003. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832003000300014>
- ERTHAL, L. C.; SENTELHAS, P. C. Probabilidade da sequência de dias secos em Campinas (SP) como subsídio ao planejamento do uso de máquinas agrícolas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROMETEOROLOGIA, 9., 1995, Campinas Grande, PB. **Anais...** Campina Grande: CCT/UFPb; Sociedade Brasileira de Agrometeorologia, 1995. p. 409-411.
- FIETZ, C. R.; URCHER, M. A.; FRIZZONE, J. A. Probabilidade de ocorrência de déficit hídrico na região de Dourados, MS. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 5, n. 3, p. 558-562, 2001. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662001000300031>
- GABRIEL, K. R.; NEUMANN, J. A. Markov chain model for daily rainfall occurrences at Tel Aviv. **Quarterly journal of the Royal Meteorological Society**, n. 88, p. 90-95, 1962. <http://dx.doi.org/10.1002/qj.49708837511>
- GOMES, A. A.; MUSSURY, R. M.; SCALON, S. P. Q.; WATTHIER, F.; CUNHA, K. A. A.; SCALON FILHO, H. Avaliação do impacto da fragmentação de florestas nativas sobre a mesofauna edáfica na região de Dourados-MS. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 31, n. 3, p. 612-618, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S1413-70542007000300003>
- HEMMAT, A.; TAHMASEBI, M.; VAFAEIAN, M.; MOSADDEGHI, M. R. Relationship between pre-compaction stress and shear strength under confined and semi-confined loadings for a sandy loam soil. **Biosystems Engineering**, v. 102, p. 219-226, 2009. <http://dx.doi.org/10.1016/j.biosystemseng.2008.11.001>
- MARCUZZO, F. F. N.; MELO, D. C. R.; COSTA, H. C. Sazonalidade e distribuição espaço-temporal das chuvas no bioma do Cerrado do Estado do Mato Grosso do Sul. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 17, p. 77-86, 2012.
- MARTIN-VERTEDOR, A. I.; DODD, I. C. Root-to-shoot signalling when soil moisture is heterogeneous: increasing the proportion of root biomass in drying soil inhibits leaf growth and increases leaf abscisic acid concentration. **Plant, Cell and Environment**, v. 34, p. 1164-1175, 2011. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-3040.2011.02315.x>

- OLIVEIRA, G. C.; DIAS JÚNIOR, M. S.; RESCK, D. V. S.; CURI, N. Alterações estruturais e comportamento compressivo de um Latossolo Vermelho distrófico argiloso sob diferentes sistemas de uso e manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 2, p. 291-299, 2003. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2003000200017>
- ROBERTSON, G. W. **Dry and wet spells**. Malaysia: Project Field Report, 1976. 28p.
- ROWHANI, P.; LOBELL, D. B.; LINDERMAN, M.; RAMANKUTTY, N. Climate variability and crop production in Tanzania. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 151, p.449-460, 2011. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2010.12.002>
- RÜCKNAGEL, J.; CHRISTEN, O.; HOFMANN, B.; ULRICH, S. A simple model to estimate change in precompression stress as a function of water content on the basis of precompression stress at field capacity. **Geoderma**, v. 177, p. 1-7, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geoderma.2012.01.035>
- SAMPAIO, S. C.; LONGO, A. J.; QUEIROZ, M. M. F.; GOMES, B. M.; VILAS BOAS, M. A.; SUSZEK, M. Estimativa e distribuição da precipitação mensal provável no Estado do Paraná. **Acta Scientiarum**, v. 28, n. 2, p.267-272, 2007.
- SEVERIANO, E. C.; OLIVEIRA, G. C.; DIAS JUNIOR, M. S.; OLIVEIRA, L. F. C.; CASTRO, M. B. Pressão de preconsolidação e intervalo hídrico ótimo como indicadores de alterações estruturais de um latossolo e de um cambissolo sob cana-de-açúcar. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 4, p. 1419-1427, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000400006>
- SILVA, R. V.; REINERT, D. J.; REICHERT, J. M.; SOARES, J. M. Fatores controladores da compressibilidade de um Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico arênico e de um Latossolo Vermelho distrófico típico. I - Estado inicial de compactação. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 26, p. 1-8, 2002.
- SOUZA, Z.M.; PRADO, R.M.; PAIXÃO, A.C.S.; CESARIN, L.G. Sistemas de colheita e manejo da palhada de cana-de-açúcar. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, n. 3, p. 271-278, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2005000300011>
- SPERA, S. T.; DENARDIN, J. E.; ESCOSTEGUY, P. A. V.; SANTOS, H. P.; FIGUEROA, E. A. Dispersão de argila em microagregados de solo incubado com calcário. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. especial, p. 2613-2620, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000700002>
- STRECK, N. A.; BURIOL, G. A.; HELDWEIN, A. B.; GABRIEL, L. F.; PAULA, G. M. Associação da variabilidade da precipitação pluvial em Santa Maria com a Oscilação Decadal do Pacífico. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 44, n. 12, p. 1553-1561, 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2009001200001>
- TERAMOTO, E. R.; LEPSCH, I. F.; VIDAL-TORRADO, P. V. Relações solo, superfície geomorfológica e substrato geológico na microbacia do Ribeirão Martins (Piracicaba – SP). **Scientia Agricola**, v. 58, n. 2, p. 361-371, 2001. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162001000200021>
- THORNTHWAITE, C. W.; MATHER, J.R. **The water balance**. Centerton: Drexel Institute of Technology, 1955. 104p. (Publications in climatology, 8, n .1).

-
- WADT, P. G. S.; PEREIRA, J. E. S.; GONÇALVES, R. C.; SOUZA, C. B. C.; ALVES, L. S. Práticas de conservação de solo e recuperação de áreas degradadas. Rio Branco: EMBRAPA Acre, 2003. 29p. (Documentos EMBRAPA Acre 90).
- ZANETTI, S. V.; SAMPAIO, S. C.; SILVESTRE, M. G.; BOAS, M. A.V.; URIBE-OPAZO, M. A.; QUEIROZ, M. M. F. Análise espacial da umidade do solo cultivado com soja sob dois sistemas de manejo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 239-247, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662007000300001>

Conflitos no uso da terra em Áreas de Preservação Permanente em um polo de produção de biodiesel no Estado do Pará

doi: 10.4136/ambi-agua.1410

Received: 02 Jun. 2014; Accepted: 13 Aug. 2014

Arlete Silva de Almeida* ; Ima Célia Guimarães Vieira

Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém, PA, Brasil

*Autor correspondente: e-mail: arlete@museu-goeldi.br,
ima@museu-goeldi.br

RESUMO

As Áreas de Preservação Permanente (APPs) desempenham um papel fundamental na manutenção dos principais fatores que regulam os processos hidrológicos e de conservação biológica. Na Amazônia, as APPs vêm sendo ocupadas com atividades econômicas de alto impacto ambiental que levam à supressão de vegetação, desrespeitando o regime legal desse tipo de área protegida. Este artigo analisa os conflitos de uso da terra dentro das áreas destinadas à preservação e propõe uma delimitação dessas áreas de acordo com o Código Florestal Brasileiro de 2012, no município de Moju, um dos mais importantes polos de produção de biodiesel do estado do Pará. A pesquisa utilizou imagem multiespectral de alta resolução do satélite RapidEye de 2010 para uma classificação supervisionada que determinou oito classes de cobertura e uso da terra, com especial atenção para a floresta, o cultivo agrícola e cultivo de óleo de palma (*Elaeis guineensis*). As terras alteradas do município perfazem 30,29% do total, sendo que 17,07% estão ocupadas pela pecuária. Somente 5,2% do território de Moju é legalmente definido como APP. Destas áreas, 29,3% se encontram em uso conflituoso, onde predomina a pastagem, presente em 15,6% das APPs do município. O cultivo de palma corresponde a apenas 0,63% da área da APP e a 2,17% do município. A aplicação das novas regras de recomposição de APPs pelo novo Código Florestal Brasileiro irá resultar em perda de 60,69% de área recuperada em APPs neste município.

Palavras-chave: sensoriamento remoto, classificação supervisionada, cultivo de dendê.

Land use conflicts in Areas of Permanent Preservation in a biodiesel production area in the State of Pará, Brazil

ABSTRACT

Areas of Permanent Preservation (APPs) play a crucial role in maintaining some of the most important factors regulating hydrological processes and biological conservation. In Amazonia, APPs are being used in economic activities with high environmental impact in violation of legislation concerning this category of protected land. This leads in turn to the suppression of vegetation. This paper analyzed land use conflicts within APPs and outlined these areas in the municipality of Moju according to the Brazilian Forest Code of 2012. Moju is one of the main biodiesel production centers in the State of Pará. The study used

high-resolution multispectral imagery acquired in 2010 by the RapidEye satellite and supervised classification algorithm to determine eight classes of land cover and use, with special attention to forest, agricultural cultivation and oil palm (*Elaeis guineensis*) cultivation. Altered lands in the municipality amount to 30.29% of the total, of which 17.08% is used by livestock. APPs with original vegetation cover (forest and campinarana) constitute 68% of the municipality area. The loss of 28.29% of the vegetative cover in local APPs is due mainly to agriculture and animal husbandry. Oil palm cultivation comprises only 0.63% of the APP and 2.17% of the municipality areas. Application of the latest guidelines for APPs delimitation according to the new Forest Code will result in the loss of 60.69% of the APP-recovered areas in this municipality.

Keywords: remote sensing, supervised classification, oil palm cultivation.

1. INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas presenciamos grandes transformações da região amazônica, a partir de mudanças estruturais no processo de ocupação iniciado em 1960, impulsionadas por programas de desenvolvimento visando integrar a região ao restante do país (Becker, 2007). Essas transformações tiveram como mola propulsora uma ocupação populacional desenfreada movida por migração espontânea ou estimulada por projeto de colonização, fruto da conjugação entre incentivos fiscais, e a implantação de eixos rodoviários e grandes projetos de mineração (Becker, 2005). As taxas de desmatamento registradas na região variaram de 11.030 km²/ano em 1991 até um máximo de 27.772 km²/ano alcançado em 1994 (INPE, 2013). Mais recentemente, o desmatamento da Amazônia começou a diminuir, tendo alcançado em 2013 a taxa de 5.843 km²/ano (INPE, 2013), considerada a segunda mais baixa registrada desde que o início do monitoramento.

A adoção de políticas governamentais que garantam a produção agrícola de maneira a também preservar o meio ambiente é essencial para a manutenção dos ecossistemas naturais. Assim, o Código Florestal Brasileiro de 1965 estabelecia que a vegetação nativa nas margens dos rios e lagos, definidas como Áreas de Preservação Permanente (APP), deveriam ser preservadas. A necessidade de revisão e adequação da Lei de 1965 à realidade atual originou várias Medidas Provisórias (MP), e culminou com a Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012, a qual passou a vigorar posteriormente com as alterações estabelecidas na Lei Nº 12.727, de 17 de outubro de 2012. Essa legislação estabelece as normas gerais para a preservação da vegetação em Áreas de Preservação Permanente e em Áreas de Reserva Legal (RL) e para a recomposição de APPs e RLs, além de outras ações.

A Lei 12.651/12 manteve o mesmo conceito de APP estabelecido no Código de 1965, considerando o seu caráter de preservação e a importância das funções ambientais e de proteção do solo. Porém, indica uma alteração bastante significativa ao estabelecer que as APPs de cursos d'água sejam contabilizadas da borda da calha do leito regular e não do seu nível mais alto. Essa mudança causou muita controvérsia, tendo os cientistas argumentado que o corpo d'água não pode ser entendido somente onde as águas correm na maior parte do tempo, pois o seu leito varia sazonalmente em função das chuvas (SBPC e ABC, 2011). Outra alteração relevante é a nova definição de nascente e olho d'água: o caráter de intermitência foi mantido somente para o último, tendo sido retirado do conceito de nascente. Isso afetou a própria definição de APP, que se refere apenas a áreas de raio mínimo de 50 m no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes (Lei Nº 12.727/12).

A lei e o decreto introduziram mecanismos e critérios para a recomposição de áreas degradadas de forma proporcional ao tamanho da propriedade e considerando a temporalidade da degradação. Assim, em se tratando de APPs, foi admitida a continuidade de atividades consolidadas até 22 de julho de 2008, sendo obrigatória a recomposição de determinadas

faixas de vegetação a depender da extensão da propriedade e da largura do rio, entre outros aspectos.

Há várias décadas as Áreas de Preservação Permanente da Amazônia vêm sofrendo perturbações e degradação devidas à ação antrópica. O processo de uso e ocupação do solo na região é fortemente associado às práticas sociais, econômicas e culturais adotadas pelos produtores (Vieira et al., 2008). Nessa forma de ocupação e uso da terra, a principal atividade econômica praticada é a agropecuária, implantada sem qualquer análise sobre as consequências que o processo de supressão da vegetação em APPs traz para o meio ambiente e para a sociedade.

Uma vez que cada constituinte da cobertura do solo pode ser determinada através de atributos espectrais de textura e forma, é possível ser utilizadas técnicas de geoprocessamento de extração direta de informações contidas na paisagem e no mapeamento da cobertura do solo (Ferreira et al., 2005). Estudos feitos com mapas temáticos relacionados ao uso da terra têm servido, de forma geral, como base para as análises de mudanças das formas de uso ao longo do tempo num determinado espaço. Para a execução desse tipo de mapeamento, vêm-se incorporando as geotecnologias, especialmente os produtos oriundos do sensoriamento remoto e o processamento analítico presente nos Sistemas de Informação Geográfica (SIG), os quais são usados como suporte para melhor interpretar o espaço geográfico por meio do tratamento de dados georreferenciados e de sua representação cartográfica (Longley et al., 2002; Silva e Zaidan, 2004).

Neste contexto, o presente trabalho teve por objetivos: delimitar as Áreas de Preservação Permanente no município de Moju, no Estado do Pará, de acordo com as determinações do Código Florestal de 2012; identificar a ocorrência de conflito entre o uso da terra e a legislação; avaliar qual seria o passivo ambiental das APPs ao se aplicarem as novas regras de recomposição, utilizando-se a combinação de tecnologias de sensoriamento remoto e sistemas de informação geográfica.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O município de Moju pertence à mesorregião Nordeste Paraense e à microrregião de Tomé-Açu (Figura 1). A área total é de 9.094,10 km², dista cerca de 60 km em linha reta da capital do Estado e possui uma população estimada em 70 mil habitantes (IDESP e IMAZON, 2013). Sua economia é baseada no plantio de dendezeiro, produção de madeira, carvão e pecuária.

O relevo apresenta compartimentação discreta: platôs baixos (tabuleiros), terraços fluviais e várzeas. Os tabuleiros apresentam-se aplainados e recobertos por depósitos inconsolidados. O clima característico é o quente e úmido, com temperaturas médias mensais de 25°C a 27°C. A precipitação pluviométrica varia entre 2.000 a 3.000 mm/ano, sendo o período de janeiro a junho a época mais chuvosa. O rio Moju nasce no município de Rondon do Pará e desagua no rio Guamá, tendo inúmeros afluentes em ambas as margens, os mais expressivos dos quais são da margem esquerda, como os rios Cairari, Mamorama e Pirateua. (IDESP e IMAZON, 2013).

Para a classificação da cobertura vegetal e uso da terra utilizaram-se 29 imagens multiespectrais de 2010 do satélite RapidEye, no Sistema de Coordenadas UTM (Universal Transversa de Mercator), datum WGS84, com 12 bits de resolução radiométrica e 5m de resolução espacial das bandas espectrais (Red, Green, Blue, Red Edge, Near IR).

Figura 1. Localização do município de Moju, estado do Pará.

2.2. Processamento digital

A classificação supervisionada MaxVer precisa de informações para que o treinador defina qual a probabilidade de uma célula pertencer a uma determinada classe. A distância do valor da célula para o valor central da classe, o tamanho e a forma das classes no espaço são fatores determinantes para a definição da probabilidade. Assim, considerando as classes de floresta primária (terra firme e igapó), floresta secundária (inicial e avançada), dendê, pastagem, área agrícola, área queimada, água, nuvem e sombra, foram definidas as variabilidades de cada banda e canal (R, G, B), sendo determinando os valores centrais de cada classe do treinador.

Após as etapas de classificação da imagem definindo os tipos de uso da terra foi confeccionado o mapeamento identificando as APPs com uso irregular. A qualidade da classificação foi realizada a partir de uma matriz de erro, obtida pelo cruzamento dos dados de campo com informações do mapeamento, que gerou o cálculo da Exatidão Global e Índice de Kappa (Hudson e Ramm, 1987).

2.3. Delimitação das Áreas de Preservação Permanente

Os softwares usados para delimitar as APP no município foram ESRI ArcGis e Microimages TNT MIPs. Neste trabalho, foram consideradas apenas as APPs ao longo dos cursos d'água e de nascentes, ressaltando que o município apresenta topografia moderada de 0 a 30m (IDESP e IMAZON, 2013). Para a delimitação das APPs utilizou-se o banco de dados do IBGE (2010) sobre a rede hidrográfica. A delimitação das APPs foi realizada por meio da geração da zona de tamponamento (buffer) a partir do leito regular dos cursos d'água. A extensão do buffer foi estabelecida de acordo com o Código Florestal Brasileiro (Lei 12.727/2012), que determina as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, com largura mínima definida na Lei 12.651/2012 (Tabela 1). Assim, essa delimitação foi feita a partir da digitalização dos dados vetoriais dos cursos d'água respectivamente com largura de 10, 50, 100, 200 e maior que 600 metros, gerando um delimitador no ArcGIS. As APPs de nascentes

foram definidas a partir 50 m, tendo como ponto central a nascente, como determina o Código Florestal de 2012.

Tabela 1. Delimitação da largura das APP nos curso d'água em Moju, Pará, Lei 12.651/2012.

Largura dos cursos d'água (m)	APP (m)
>10	30
10 a 50	50
50 a 200	100
200 a 600	200
< 600	500

A área total das APPs foi determinada a partir da junção de todos os polígonos obtidos pelos diferentes critérios anteriormente descritos. Tal procedimento possibilitou a delimitação e a mensuração de toda a área prevista para preservação, com exclusão das eventuais sobreposições espaciais de APP.

2.4. Análise de conflito de uso da terra

Para identificar e analisar os conflitos de uso da terra nas áreas destinadas à preservação, realizou-se a sobreposição do mapa de cobertura vegetal e uso da terra e os polígonos de delimitação das APPs de acordo com o Código Florestal vigente. Logo após a sobreposição fez-se o recorte para determinar a localização das áreas consolidadas e os polígonos obtidos corresponderam exatamente às áreas de usos conflitantes nas APPs.

2.5. Recomposição de APPs

A Lei 12.727/2012 estabelece que nas Áreas de Preservação Permanente é autorizada a continuidade das atividades agrossilvipastoris, de ecoturismo e de turismo rural somente em áreas rurais consolidadas até 22 de julho de 2008. O Código define regras específicas para a recomposição dessas áreas e prevê a recomposição escalonada da vegetação nativa, estabelecendo o tamanho da propriedade segundo o módulo fiscal, como critério para a determinação das faixas de recomposição para curso d'água contadas da borda da calha do leito regular, independentemente da largura do curso d'água (Tabela 2). Para calcular a área passível de recomposição, selecionaram-se 608 (49,7%) que apresentam uso irregular de um universo de 1.224 propriedades registradas no Cadastro Ambiental Rural-CAR, disponível na página da Secretaria de Meio Ambiente do Pará (SEMA): o tamanho das propriedades declarado no CAR possibilitou enquadrá-las na regra do módulo fiscal. Foi necessário realizar mudanças na largura do buffer, devido ao município de Moju apresentar áreas consolidadas com diferentes tipos de uso da terra.

Em caso de áreas rurais consolidadas em APPs no entorno de nascentes e olhos d'água perenes, o novo Código obriga a recomposição em um raio mínimo de 15 (quinze) metros.

Tabela 2. Critérios de recomposição nos cursos d'água e nascentes em áreas consolidadas até 22 de julho de 2008, de acordo com a lei 12.727/2012.

Módulo Fiscal	Largura mínima de recomposição (m)
Até 1	5
1 a 2	8
2 a 4	15
Superior a 4	20 a 100 (determinado pelo PRA*)
Até 10	Somadas todas as APP do imóvel, não ultrapassará 10% da área total de imóveis rurais com área de até 2 módulos fiscais; e 2% da área total de imóveis rurais com área superior de 2 a 4 módulos fiscais
Nascente	15

* PRA – Programa de Regularização Ambiental.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Oito classes de usos e coberturas da terra foram identificadas no município de Moju, distribuídas entre floresta primária, floresta secundária, campinarana, área com dendezeiro, pastagem, área agrícola, área queimada e água. As florestas primárias ocupam 64,28% da área do município, valor ligeiramente inferior ao encontrado por Almeida et al. (2013) em 2009 (65,96%, usando imagens Landsat). A área ocupada com floresta primária e floresta secundária é de 73,73%, o que atribui às autoridades do município uma grande responsabilidade quanto à manutenção e preservação dos remanescentes florestais existentes. Moju apresenta 30,29% de áreas alteradas, sendo 17,07% ocupadas pela pecuária. Esse resultado revela que o município acompanha o ritmo de desmatamento do nordeste paraense, com tendência à pecuarização, como evidenciado por Almeida e Vieira (2008) no município de São Francisco do Pará, por Venturieri et al. (2005) em Paragominas e mais recentemente pelo projeto TerraClass, do INPE (INPE e EMBRAPA, 2011).

A validação da classificação realizada por meio da matriz de erro é um indicativo da qualidade da classificação. Assim, obteve-se maior acerto para as classes de plantio de dendezeiro (96,84%) e floresta (95,53%) e o menor acerto para área agrícola (50,57%) e queimada (66,55%). Isso é comum em estudos no leste da Amazônia, onde há mosaicos agrícolas e áreas de vegetação secundária, pastagens e floresta (Vieira et al., 2003; Almeida e Vieira, 2008). Ao obter a exatidão global de 92,27% e o índice de Kappa de 0,88, percebem-se por esses altos valores que a classificação é satisfatória. O resultado reflete número suficiente de amostras utilizadas para a classificação.

A área destinada legalmente à preservação permanente (APP) em Moju é da ordem de 47.357,06 ha, que representa 5,21% da área municipal. No entanto, APPs com vegetação natural (florestas primárias e campinarana) representam 68,60% das APPs do município (Tabela 3), o que, de certa forma, demonstra que o desmatamento de APP não é de grande envergadura e não ocorreu primeiramente nas matas ciliares. Em Paragominas (PA),

Venturieri et al. (2005) mapearam perdas significativas em matas ciliares no ano de 1996, quando existia cerca de 20,7 km² de floresta até 1000 m de distância dos rios, passando para 1,2 km² em 2004. Watrin et al. (2007) contabilizaram apenas 42,57% e 54,41% de área vegetada em duas microbacias de Paragominas, pois a maior parte das APPs ao longo dos rios deste município foram convertidas em pastagem.

Tabela 3. Tipos de Cobertura e Uso da Terra em Moju, destacando o uso irregular de ocupação das Áreas de Preservação Permanente, 2010.

Tipos de Cobertura e Uso da Terra	Área (ha)	%	APP (ha)	%
Vegetação Natural (floresta e campinarana)	584.554,47	64,28	32.485,12	68,60
Floresta secundária	85.898,57	9,45	5.397,88	11,40
Pastagem	155.260,54	17,07	7.397,87	15,62
Culturas agrícolas e queimadas	14.616,87	1,6	301,78	0,64
Plantio de dendezeiro	19.714,43	2,17	297,00	0,63
Água	7.697,83	0,85	--	--
Nuvem e sombra	41.667,31	4,58	1.477,41	3,12
Área de APP com uso irregular			13.394,53	28,29
Área Total	909.410,00	100,00	47.357,06	100,00

A perda de 28,29% de vegetação natural nas APPs de Moju (APP com uso irregular) é preocupante, na medida em que o Código Florestal atual não garante a recuperação dessas áreas. Esse desmatamento favorece não apenas o processo erosivo, mas também afeta o escoamento superficial e subsuperficial das águas (Figura 2). Alterações na mata ciliar causam modificações na abundância e volume de troncos no canal, afetando principalmente a complexidade estrutural desses ecossistemas, reduzindo o número e as características estruturais das drenagens (Paula et al., 2011). Esse entendimento soma-se ao de Buck et al. (2004), que ressalta que a preservação da mata ciliar impede o acesso do gado ao leito do rio, diminuindo assim os danos nas margens e a contaminação das águas pelas fezes dos animais.

As APPs com uso irregular estão ocupadas principalmente com pastagens e florestas secundárias. As florestas secundárias cresceram após abandono de áreas cultivadas na APP e teriam um importante papel na recomposição de APPs se isoladas de distúrbios, para que possam seguir com a sucessão. Uma APP de qualquer curso d'água deve ter uma largura mínima de 30 metros, aumentando conforme a largura do rio. Dessa forma, a APP, quando existente, atenderia às principais funções ecológicas para a preservação dos mananciais e nascentes de rios. No caso deste município, 16,89% da vegetação nas APPs já foram suprimidas e estão ocupadas com pastagens e culturas agrícolas, incluindo o dendezeiro. Neste caso, a recomposição dessas APPs depende do tamanho da propriedade e deverá ser feita seguindo os critérios estabelecidos pela nova lei florestal.

Figura 2. Delimitação das APPs com vegetação natural e com uso irregular no município de Moju-PA.

O dendezeiro (*Elaeis guineensis* Jacq.) ocupa uma área em APP de 297,00 ha (0,63% das APPs), valor que pode ser considerado baixo em relação à área total do município (2,17%). Ressalta-se que se o plantio estiver concentrado próximo às nascentes, provavelmente esta fração poderá vir a se tornar fator de preocupação. O Programa Nacional de Produção e Uso de Biodiesel (PNPB), criado em 2004 pelo Governo Federal, apontava o dendê como opção mais viável de matéria-prima a ser produzida pela agricultura familiar na Região Norte (Brasil, 2004) e isso tem modificado sobremaneira o padrão de uso da terra nos polos de produção de biodiesel no estado do Pará. Desataca-se que a dendeicultura havia sido vista por muito tempo como econômica e ambientalmente benéfica, contribuindo ainda para a proteção contra a erosão do solo através de plantio consorciado com leguminosas (Homma et al., 2000). Entretanto, ela não deve ser considerada de baixo impacto para a restauração ecológica dessas áreas de proteção, pois plantios homogêneos extensos dessa espécie não contribuem para a conservação da biodiversidade (Lees e Vieira, 2013). O dendezeiro pode até representar uma ameaça para as áreas de APPs no município, uma vez que essa cultura é de altíssimo rendimento e hoje a principal matéria-prima de produção de biodiesel no nordeste paraense. O aumento de área plantada de dendezeiros poderá resultar em alterações nos ecossistemas da região, e é preciso aumentar o comando e controle no polo de produção de biodiesel para sustar o perigo de expansão do dendezeiro em APPs (Homma e Vieira, 2012).

As áreas de nascente nas regiões nordeste e sudeste do município de Moju são as mais afetadas com a retirada da mata ciliar e a introdução do dendezeiro, que com 297,00 ha ocupa

nestas regiões suas maiores áreas de plantação. No entanto, considerando a área ocupada com dendezeiro no município (19.714,43 ha), percebe-se que não houve supressão de vegetação em APP em larga escala para o cultivo dessa espécie. Os rios de pequeno porte, de 10 a 30 m de largura, apresentaram mais de 50% do total de APP de uso irregular (Figura 2). Este dado é relevante ao considerarmos que são as inúmeras pequenas nascentes que iniciam o fluxo das águas para os rios maiores. A diminuição do volume de água na região pode ocorrer com o assoreamento destas nascentes e destes pequenos curso d'água pela ausência da mata ciliar.

Em 2008, seguindo as determinações do decreto que combate o desmatamento ilegal, o Ministério do Meio Ambiente elaborou uma lista com os 36 municípios que mais desmatam o bioma amazônico. Sete novos municípios foram incluídos na lista no ano seguinte, assim como mais tarde em 2011, quando Moju passou a integrar a relação. Os municípios que constam da lista crítica estão sujeitos a uma série de medidas de controle do desmatamento, como a intensificação da fiscalização ambiental e a consequente restrição de crédito e de mercado, além de serem impedidos de obter licença ambiental mesmo para desmatamento legal. Assim, a inserção dos imóveis rurais no Cadastro Ambiental Rural (CAR) foi uma das medidas adotadas pelo Governo do Estado. Moju já tem 1224 propriedades com cadastro ambiental, sendo 72 definitivos e 1152 provisórios (Pará, 2013) e a área que ocupam é de 679.169,71 ha, ou seja, 74,68% do município. Isso não significa que os problemas fundiários estejam resolvidos, pois o cadastro é apenas declaratório.

A análise das 608 propriedades com CAR (499.985,37 ha) mostra que há 9.202,21 ha de passivo ambiental em APPs, considerando tanto o código de 1965 como o de 2012. Porém, somente 3.617,21 ha estão sujeitos à recomposição. Conforme a lei vigente verifica-se que haverá uma perda de 60,69% da área total de APPs nessas propriedades, que legalmente deixarão de ser restauradas com a aplicação do novo código florestal (Tabela 4).

Tabela 4. Módulo fiscal e recomposição das APPs de 608 propriedades com Cadastro Ambiental Rural em Moju, PA.

Categoria de APP	Módulo Fiscal	Faixas marginais (m)	Área com recomposição (ha)
Curso d'água	< 1	5	59,28
	1 - 2	8	101,62
	2 - 4	15	98,22
	> 4	20 a 100 (PRA)	3349,84*
Nascente		15	8,25
Total			3.617,21

*Cálculo da faixa marginal em 20 m.

Pode-se afirmar, assim, que o novo Código Florestal nos remete a uma situação crítica quanto à manutenção das matas ciliares no município analisado e na Amazônia, por conseguinte, por dar legitimidade às perdas de biodiversidade e de recursos hídricos a partir das mudanças estabelecidas nas regras de recomposição. No Brasil, Soares Filho et al. (2014) estimam que o passivo ambiental com o novo Código Florestal passou a ser de 21 milhões de hectares, sendo 22% em Áreas de Preservação Permanente nas margens dos rios e 78% de

áreas de Reserva Legal. Este valor representa 58% a menos do que a estimativa anterior, baseada no antigo Código.

As ações ilegais e de desrespeito ao Código Florestal brasileiro, no que concerne à manutenção da floresta natural ao longo dos rios e nascentes, como também a falta de fiscalização e dificuldades na recuperação destas áreas são realidades encontradas nos municípios brasileiros. Os esforços em todos os níveis para modificar a situação atual de gestão ambiental dos municípios da Amazônia, serão importantes para amenizar o passivo ambiental gerado com a nova Lei.

4. CONCLUSÃO

A principal forma de uso da terra em Moju refere-se à agropecuária, ocupando 17,07% da área total. A área preservada com floresta primária de terra firme é de 64,68% e com florestas secundárias é de 9,45%.

As APPs representam 5,21% da área total do município, de acordo com os critérios estabelecidos no Código Florestal vigente. No entanto, foi evidenciado conflito no uso da terra em 28,29% dessas APPs, que são ocupadas principalmente por pastagens e florestas secundárias. O cultivo do dendê ocupou apenas uma fração pequena (0,63%) das APPs do município.

Perdas significativas de APPs vêm sendo registradas na Amazônia desde os anos 90, quando projetos agropecuários de larga escala se implantaram na região. Essas APPs deveriam ser recompostas a partir de iniciativas de restauração florestal, como exigido pelo código florestal de 1965. No Pará, uma governança florestal mais forte iniciou-se em 2007 com a exigência da recomposição florestal de APPs e reservas legais por decretos e leis estaduais. No entanto, o código florestal atual, embora não tenha alterado os critérios de preservação de APP, passou a considerar o tamanho da propriedade (módulos rurais) e a largura do rio como critérios essenciais para a recomposição de APP, alterando sobremaneira a quantidade de área com uso irregular a ser recomposta. É como se tivéssemos duas leis: uma para preservação e outra para recomposição. A análise feita neste trabalho com 50% das propriedades com Cadastro Ambiental Rural mostrou que 61% de APPs com uso irregular, que representam 5.584,82 ha do total de APPs, não sofrerão recomposição de acordo com o Código vigente, deixando um considerável passivo ambiental no município. Pelo Código anterior, todos os 13.394,53 ha (28,29%) de APP com uso irregular no município deveriam ser recompostos.

A principal contribuição deste estudo, para o município de Moju e o Estado do Pará é evidenciar a situação ambiental das APPs e fornecer informação que pode ser usada pelos órgãos responsáveis pela gestão ambiental para o desenvolvimento de projetos de adequação e recomposição de APPs com usos irregulares e preservação de APPs intactas. Porém, sabe-se que há inúmeras dificuldades operacionais na estruturação da gestão ambiental municipal e somente com medidas de controle, um programa sério de restauração ecológica e maior governança ambiental pode-se conseguir recuperar pelo menos parte do passivo ambiental existente nas APPs do município.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem o apoio e os recursos financeiros do Conselho Nacional de Pesquisa e Desenvolvimento Tecnológico (CNPq) por meio do projeto INCT/ Biodiversidade e Uso da Terra na Amazônia (CNPq 574008/2008-0) e da bolsa de produtividade concedida a Ima Célia Guimarães Vieira (CNPq 306368/2013-7); ao Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) da Universidade Federal do Pará (UFPA) em convênio com o

Museu Paraense Emilio Goeldi e Embrapa Amazônia Oriental pela oportunidade de doutorado de Arlete Silva de Almeida e aos revisores deste artigo por suas recomendações valiosas.

6. REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, A. S.; VIEIRA, I. C. G.; ROCHA, D. P. N. Cenários para a Amazônia: clima, biodiversidade e uso da terra. Caracterização e mapeamento dos padrões de uso da terra na área de endemismo Belém. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi**, p. 170, 2013.
- ALMEIDA, A. S.; VIEIRA, I. C. G. Dinâmica da cobertura vegetal e uso da terra no município de São Francisco do Pará (Pará, Brasil) com o uso da técnica de sensoriamento remoto. **Ciências Naturais**, v. 3, n. 1, p. 81-92, 2008.
- BRASIL. Presidência da República. **Decreto nº. 5.298 de 6 de dezembro de 2004**. Altera a alíquota do Imposto sobre Produtos Industrializados incidente sobre o produto que menciona. Disponível em: <<http://www.presidencia.gov.br>>. Acesso em: 01 set. 2013.
- BECKER, B. K. **Amazônia**: geopolítica na virada do III milênio. Rio de Janeiro: Garamond, 2007. p. 23-25.
- BECKER, B. K. Geopolítica da Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142005000100005>
- BUCK, O.; NIYOGI D. K.; TOWNSEND, C. R. Scale-dependence of land use effects on water quality of streams in agricultural catchments. **Environmental Pollution**, Braking, v. 130, p. 287-299, 2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2003.10.018>
- FERREIRA, L. V.; VENTICINQUE, E.; de ALMEIDA, S. S. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, p. 1-10. 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40142005000100010>
- HOMMA, A. K. O.; FURLAN JÚNIOR, J; CARVBALHO, R.; A.; FERREIRA A. Bases para uma política de desenvolvimento da cultura do dendê na Amazônia. In: VIEGAS, I. J. M; MULLER, A. A. (Orgs.). **A cultura do dendezeiro na Amazônia brasileira**. Belém: Embrapa Amazônia Ocidental, 2000. p. 11-30.
- HOMMA, A. K. O; VIEIRA, I. C. G. Colóquio sobre dendezeiro: prioridades de pesquisas econômicas, sociais e ambientais na Amazônia. **Amazônia: Ciência & Desenvolvimento**, v. 8, n. 15, p. 79-90, 2012.
- HUDSON, W. D.; RAMM, C. W. Correct formulation of the kappa coefficient of agreement. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 53, n. 4, p. 421-422, 1987.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Downloads, Geociências**. 2010. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acesso em: dez. 2013.
- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Projeto PRODES**: monitoramento da Floresta Amazônica brasileira por satélite. 2013. Disponível em: <[http:// www.obt.inpe.br/prodes/index.php](http://www.obt.inpe.br/prodes/index.php)>. Acesso em: 20 dez. 2013.

- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS – INPE; EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Projeto TerraClass**. 2011. Disponível em: <www.inpe.br/cra/projetos_pesquisas/terraclass2010.php>. Acesso em: 20 dez. 2013.
- INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO SOCIAL E AMBIENTAL DO PARÁ - IDESP; INSTITUTO DO HOMEM E MEIO AMBIENTE DA AMAZÔNIA - IMAZON. **Programa Municípios Verdes**: diagnóstico da gestão ambiental dos municípios paraenses. Belém, 2013. 53 p.
- LEES, A. C.; VIEIRA, I. C. G. Oil-palm concerns in Brazilian Amazon. **Nature**, v. 497, p. 188, 2013.
- LONGLEY, P. A.; GOODCHILD, M. F.; MAGUIRRE, D. J.; RHIND, D. W. **Geographic information systems and science**. New York: John Wiley & Sons, 2002.
- PARÁ. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Sistema integrado de monitoramento e licenciamento ambiental – Módulo Público (SIMLAM Público)**. 2012. Disponível em: <<http://monitoramento.sema.pa.gov.br/simlam/>>, acesso em junho 2013>. Acesso em dez. 2013.
- PAULA, F. R.; FERRAZ, S. F. B.; GERHARD, P.; VETTORAZZI, C. A.; FERREIRA, A. Large woody debris input and its influence on channel structure in agricultural lands of Southeast Brazil. **Environmental Management**, v. 48, p. 750-763, 2011. <http://dx.doi.org/10.1007/s00267-011-9730-4>
- SOCIEDADE BRASILEIRA PARA O PROGRESSO DA CIÊNCIA – SBC; ACADEMIA BRASILEIRA DE CIÊNCIAS - ABC. **O código florestal e a ciência**: contribuições para o diálogo. São Paulo: SBPC, 2011.
- SILVA, J. X. DA; ZAIDAN, R. T. **Geoprocessamento e análise ambiental**: aplicações. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2004.
- SOARES FILHO, B. S.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNEIRO, A.; COSTA, W. L. S.; COE, M. et al. Cracking Brazil's forest Code. **Science**, v. 344, p. 363-364, 2014
- VENTURIERI, A.; FIGEIREDO, R.; WATRIN, O. S.; MARKEWITZ, D. Utilização de imagens Landsat e CBERS na avaliação da mudança do uso e cobertura da terra e seus reflexos na qualidade da água em microbacia hidrográfica do município de Paragominas, Pará. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. v. 1., p. 1127-1134.
- VIEIRA, I. C. G.; TOLEDO, P. M. de; SILVA, J. M. C. da; HORÁCIO, H. Deforestation and threats to the biodiversity of Amazonia. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, p. 631-637, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842008000500004>
- VIEIRA, I. C. G.; ALMEIDA, A. S. de. DAVIDSON, E. A.; STONE, T. A.; CARVALHO, C. J. R. de; GUERRERO, J. B. Classifying successional forests using Landsat spectral properties and ecological characteristics in eastern Amazônia. **Remote Sensing of Environment**, v. 87, n. 4, p. 470-481, 2003. <http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2002.09.002>
- WATRIN, O. S.; MACIEL, M. N. M.; THALES, M. C. Análise espaço-temporal do uso da terra em microbacias hidrográficas no município de Paragominas, Estado do Pará. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 13., 2007, Florianópolis. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2007. p. 7019-7026.

Avaliação de estratégias de modelagem guiada por dados para previsão de vazão em rio sergipano

doi: 10.4136/ambi-agua.1356

Received: 04 Apr. 2014; Accepted: 24 May 2014

José Rafael Santana Santos; Alcigeimes Batista Celeste*

Universidade Federal de Sergipe (UFS), São Cristóvão, SE, Brasil

Departamento de Engenharia Civil

*Autor correspondente: e-mail: geimes@yahoo.com,
jrafassantos@yahoo.com.br

RESUMO

Dentre as várias técnicas de previsão de vazão, os modelos guiados por dados (DDMs: *data-driven models*) estão sendo muito utilizados. Estes se baseiam num banco de dados formado pelos registros históricos das variáveis de entrada (precipitação e vazão) e saída (vazão) para realizar a previsão. Redes neurais artificiais (ANNs: *artificial neural networks*) são os tipos de DDMs mais comuns e se mostram normalmente mais precisas do que outros modelos empíricos, mas possuem a desvantagem de não serem suficientemente transparentes. Um dos métodos de aprendizado de máquina que não possui esse problema é o aprendizado baseado em instâncias (IBL: *instance-based learning*). O modelo *k-nearest neighbor* (KNN) é um exemplo de IBL. Neste trabalho, variações do modelo KNN são utilizadas e propostas a fim de realizar previsão de vazão em rio do estado de Sergipe. Os resultados são comparados aos de simulações feitas com o uso de redes neurais artificiais e indicam superioridade das ANNs, mas também previsões satisfatórias com o KNN.

Palavras-chave: previsão hidrológica, inteligência artificial, mineração de dados.

Assessment of data-driven modeling strategies for streamflow forecasting in a river of Sergipe

ABSTRACT

Among several streamflow forecasting techniques, data-driven models (DDMs) are widely used. They employ a database formed by historical input (precipitation and streamflow) and output (streamflow) variables to perform the prediction. Artificial neural networks (ANNs) are the most common types of DDMs, and are typically more accurate than other empirical models, but have the disadvantage of not being sufficiently transparent. One of the machine-learning methods that do not have this problem is the so-called “instance-based learning” (IBL). The KNN algorithm is an example of IBL. This research applies and proposes variations of the KNN model in order to forecast streamflows in a river of the state of Sergipe, Brazil. The results are compared to simulations carried out by the use of artificial neural networks and indicate the superiority of the ANNs, but also show satisfactory forecasts of the KNN.

Keywords: hydrological forecasting, artificial intelligence, data mining.

1. INTRODUÇÃO

O conhecimento prévio de informações hidrológicas, sobretudo de vazões, em diferentes escalas de tempo e espaço é extremamente necessário para a tomada de decisão na operação de reservatórios e de hidrelétricas como também no planejamento e gerenciamento de vários outros sistemas de recursos hídricos.

Modelos de previsão de vazão do tipo conceitual levam em consideração a descrição detalhada dos processos físicos e precisam usualmente de informações sobre parâmetros hidrológicos, alguns dos quais não podem ser medidos. Por causa desse tipo de restrição, modelos empíricos, ou guiados por dados (DDMs: *data-driven models*), vêm se tornando cada vez mais populares (Solomatine et al., 2008). Dentre os vários tipos de DDMs, redes neurais artificiais (ANN: *artificial neural networks*) são os mais populares (Cruz et al., 2010; Gomes et al., 2010; Farias et al., 2007; Valença, 2005; Galvão e Valença, 1999).

Modelos de predição numérica baseados em ANNs e outros que reconstroem dependências não lineares complexas são tipicamente mais precisos do que alguns modelos empíricos mas, como observado por Solomatine et al. (2008), sofrem por ficarem encapsulados em códigos de software e, dessa forma, não serem transparentes o suficiente, o que é um problema para sua aceitação pelo usuário final uma vez que necessitam, também, de alguma experiência do usuário para definição da arquitetura da rede, do número de camadas e de neurônios, e do algoritmo de otimização para calibração dos parâmetros.

Uma das técnicas de aprendizado de máquina que tem potencial para resolver a questão da não transparência é o chamado aprendizado baseado em instâncias (IBL: *instance-based learning*), que simplesmente armazena todos os exemplos históricos (instâncias) na memória (processo conhecido como *easy learning*) sem fazer qualquer tipo de generalização dos dados fornecidos (*eager learning*, usado pelas ANNs) e sem necessitar de uma fase de calibração de parâmetros. Todo o trabalho do algoritmo é feito durante a previsão, utilizando-se alguma métrica para encontrar os exemplos passados mais similares ao da situação atual de modo a prever o que acontecerá no futuro com base no que ocorreu no passado.

Exemplos de modelos baseados em IBL são o algoritmo do vizinho mais próximo (NN: *nearest neighbor*) e sua variante *k-nearest neighbor* (KNN). O modelo KNN classifica um novo exemplo calculando a média entre os *k* exemplos mais próximos a ele. O NN unicamente escolhe a instância mais próxima.

Na literatura de recursos hídricos existem algumas aplicações de modelos IBL, com a grande maioria das pesquisas utilizando-se do modelo KNN (Toth et al., 2000; Shamseldin e O'Connor, 1996; Galeati, 1990; Karlsson e Yakowitz, 1987). No campo da previsão de vazão, o vetor de exemplos de treinamento (atributos) é geralmente composto pelos valores de chuva e vazão de períodos anteriores.

Este trabalho teve como objetivo implementar estratégias de aprendizado baseado em instâncias, especificamente o algoritmo KNN, e aplicá-las na previsão de vazão em escala mensal de um curso d'água localizado em uma bacia hidrográfica do estado de Sergipe, com o intuito de dar subsídios para o processo de planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos da região. Além da metodologia tradicional do KNN, foi proposta e aplicada outra variação deste modelo bem como a técnica das redes neurais artificiais.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Procedimento de previsão

De maneira bem simples, o procedimento de previsão de vazão visa estimar o valor da vazão Q no período $t + H$, onde t é o mês atual e H é o horizonte de previsão, em função de valores de chuva (P) e deflúvio em períodos passados ($t - 1$, $t - 2$, etc.). Seja $y = Q(t + H)$ a

vazão a ser prevista e $\mathbf{X} = [P(t-1), P(t-2), \dots, P(t-\tau_p), Q(t-1), Q(t-2), \dots, Q(t-\tau_q)]$ o chamado vetor de atributos de entrada, i.e., os valores passados de chuva e vazão usados para prever o deflúvio futuro. O objetivo é encontrar uma função f que mapeie a entrada $\mathbf{X}$ com a saída y da forma $y = f(\mathbf{X})$ de modo que:

$$Q(t+H) = f \left\{ P(t-1), P(t-2), \dots, P(t-\tau_p), Q(t-1), Q(t-2), \dots, Q(t-\tau_q) \right\} \quad (1)$$

A função f pode ser qualquer estratégia de aprendizado de máquina como uma ANN ou um modelo KNN, utilizados neste trabalho. Esta pesquisa usou $H = 0$, i.e., a vazão do mês atual foi prevista com base em chuvas e vazões passadas.

Cada elemento x_j do vetor $\mathbf{X} = [x_1, \dots, x_n]$ é um atributo. As séries históricas de chuva e vazão permitem formar um conjunto de treinamento com vários vetores de atributos (Quadro 1).

Quadro 1. Vetores de atributos para treinamento.

Vetores de Entrada	Atributos				Valores de Saída
	A_1	A_2	...	A_n	
$\mathbf{X}_1$	$x_{1,1}$	$x_{1,2}$	...	$x_{1,n}$	y_1
$\mathbf{X}_2$	$x_{2,1}$	$x_{2,2}$	...	$x_{2,n}$	y_2
$\vdots$			$\ddots$		$\vdots$
$\mathbf{X}_m$	$x_{m,1}$	$x_{m,2}$	...	$x_{m,n}$	y_m

Nota: Os valores de y_i ($i = 1, 2, \dots, m$) são as vazões para um horizonte de H meses correspondentes aos vetores de atributos $\mathbf{X}_i$ obtidos com base nos dados históricos.

As defasagens (*lags*) limites τ_p e τ_q determinam a quantidade de valores passados de chuva e vazão a serem utilizados na previsão futura. Podem ser escolhidas a partir da análise hidrológica da bacia hidrográfica e de estudos de correlação entre entradas e saídas.

Nesta pesquisa, foram utilizados o coeficiente de correlação de Pearson e a chamada informação mútua média para a determinação dos *lags* máximos. O coeficiente de correlação de Pearson indica a magnitude e a direção do relacionamento linear entre duas variáveis. Seus valores situam-se dentro do intervalo $[-1, 1]$, com -1 indicando correlação linear inversa perfeita e $+1$ indicando correlação linear direta perfeita. A informação mútua média (AMI: *average mutual information*), por sua vez, mede a correlação não linear entre duas variáveis. Seu valor ótimo varia de acordo com os dados. Neste estudo, este valor foi o encontrado correlacionando a série fluviométrica com ela mesma para *lag* 0 (i.e., sem defasagem de tempo).

2.2. Definição da área de estudo e coleta de dados

O estudo de caso para realização deste trabalho foi a bacia hidrográfica do rio Japarutuba, localizada no estado de Sergipe (Figura 1). Essa bacia foi escolhida pelo fato de existirem sequências razoavelmente longas de dados pluviométricos e fluviométricos obtidos através do portal HidroWeb (hidroweb.ana.gov.br) da Agência Nacional de Águas (ANA).

A bacia hidrográfica do rio Japarutuba apresenta um regime hidrológico homogêneo, situando-se entre as latitudes $10^{\circ}14'00''$ e $10^{\circ}48'00''$ S, e longitudes $37^{\circ}18'00''$ e $36^{\circ}48'00''$ W, drenando uma área de 1.664,61 km². O curso d'água principal é o rio Japarutuba com uma extensão de 113,21 km, com nascente no município de Feira Nova, próxima ao município de

Graccho Cardoso, desembocando no oceano Atlântico entre os municípios de Pirambu e Barra dos Coqueiros. A rede de drenagem tem como principais afluentes pela margem direita os rios Siriri, Riachão e Lagarto e, pela margem esquerda, o Japarutuba Mirim, Cajueiro e Calomba. O rio Japarutuba corta o estado de Sergipe no sentido Oeste-Leste (SEMARH-SE, 2010).

Foi adotado um período de dez anos para o estudo, sendo oito anos destinados para a fase de calibração da ANN e aprendizado do KNN e dois anos para teste, i.e., uso de ambos os modelos para prever vazões já conhecidas durante estes dois anos a fim de comparar os valores observados com os previstos pelos modelos, estratégia conhecida como *hindcasting* ou previsão inversa. O período de estudo escolhido foi de janeiro de 1969 a dezembro de 1978. O critério para a escolha desse período foi adotar uma faixa que compreendesse o maior número possível de séries históricas de chuva que tivessem dados no mesmo intervalo de tempo das séries históricas de vazão. Por este motivo, algumas estações existentes na bacia foram descartadas do estudo. A Tabela 1 mostra as estações efetivamente empregadas. Portanto, a estação fluviométrica para a qual a modelagem de previsão foi feita é a estação de Japarutuba (código ANA: 50040000).

Figura 1. Bacias hidrográficas do estado de Sergipe.

Fonte: Atlas Digital Sobre Recursos Hídricos de Sergipe (SEMARH-SE, 2012).

Tabela 1. Estações fluviométricas e pluviométricas utilizadas.

Nome da Estação	Tipo	Código (ANA)
Japaratuba	Fluv.	50040000
Japaratuba	Pluv.	01036014
Japaratuba	Pluv.	01036016
Usina Outeirinhos	Pluv.	01036020
Curral do Meio	Pluv.	01036033
Capela	Pluv.	01037009
Cumbe	Pluv.	01037013
Siriri	Pluv.	01037047
Nossa Senhora das Dores	Pluv.	01037060

2.3. Modelo ANN

Redes neurais artificiais são dispositivos computacionais capazes de estabelecer relações não lineares entre dados de entrada e saída de um sistema. Esse mapeamento é conduzido por elementos que funcionam como neurônios artificiais, pois recebem uma série de informações, processam-nas e produzem uma saída, assim como as células do tecido nervoso humano. Existem muitos tipos de ANNs e, neste estudo, foi utilizada uma do conhecido tipo *feedforward* com três camadas: entrada, intermediária (ou oculta) e saída.

Cada neurônio da camada oculta coleta os valores de entrada ponderados para formar o valor de saída ou campo local induzido. Cada campo local induzido é submetido a uma função de ativação para que se torne o valor de entrada do neurônio da camada de saída. O neurônio da camada de saída possui o mesmo esquema dos neurônios da camada oculta e o seu campo local induzido, depois de submetido à função de ativação, torna-se a saída final da ANN. O número de neurônios da camada de entrada depende da quantidade de atributos de períodos passados (chuva, vazão, etc.) usados para prever a vazão futura. O número de neurônios da camada oculta é determinado fazendo simulações e verificando a melhor combinação de resultados. Por último, a camada de saída tem um único neurônio representando a vazão a ser prevista. Na rede *feedforward*, os neurônios de uma mesma camada não são conectados entre si.

Neste trabalho foi utilizada a função sigmóide tangencial como função de ativação para a camada intermediária, e para a camada de saída foi utilizada uma função linear. A calibração da rede foi conduzida pelo algoritmo de otimização Levenberg-Marquadt. Dos oito anos de dados usados na calibração, seis foram empregados no treinamento (que ajusta os parâmetros de acordo com o erro entre valores observados e simulados) e os outros dois na validação (que mede a generalização da rede e interrompe o treinamento quando a generalização parar de melhorar). No processo de otimização para ajuste dos parâmetros da rede, foram realizados vários treinamentos com diversas combinações de neurônios a fim de minimizar o erro entre valores observados e simulados. Finalmente, a melhor performance obtida foi com o uso de 50 neurônios na camada central.

2.4. Modelo KNN

De acordo com o modelo *k-nearest neighbor*, dado um novo vetor de atributos $\mathbf{X}_q$ não incluído no conjunto de treinamento, também chamado de vetor de consulta (*query vector*), a

vazão correspondente y_q é determinada combinando os k valores de saída dos vetores $\mathbf{X}_i$ (seção 2.1) mais próximos de $\mathbf{X}_q$.

Uma norma Euclidiana ponderada é geralmente usada para medir a proximidade (similaridade) dos vetores $\mathbf{X}_i$ e $\mathbf{X}_q$:

$$d(\mathbf{X}_q, \mathbf{X}_i) = \sqrt{\sum_{j=1}^n w_j^A (x_{ij} - x_{qj})^2} \quad (2)$$

em que:

w_j^A é o peso do j -ésimo atributo. Com os valores de saída y_i dos k pontos mais próximos (vizinhos), o valor previsto para y_q é calculado por:

$$y_q = \frac{\sum_{i=1}^k w_i^V y_i}{\sum_{i=1}^k w_i^V} \quad (3)$$

em que:

w_i^V é o peso do i -ésimo vizinho. Na sua forma mais simples, o modelo KNN usa $w_i^V = 1$ e a estimativa é o valor médio dos k vizinhos mais próximos. Na versão melhorada, entretanto, cada vizinho possui um peso baseado na distância $d(\mathbf{X}_q, \mathbf{X}_i)$. Um vizinho mais longe recebe um peso menor, o que reduz seu efeito sobre a previsão em comparação com outros vizinhos mais próximos. Desta forma, algumas funções *kernel*, que decrescem monotonicamente à medida que a distância aumenta, têm sido utilizadas (Akbari et al., 2011):

$$\text{Linear:} \quad w_i^V = 1 - d(\mathbf{X}_q, \mathbf{X}_i) \quad (4)$$

$$\text{Inversa:} \quad w_i^V = [d(\mathbf{X}_q, \mathbf{X}_i)]^{-1} \quad (5)$$

$$\text{Inversa quadrática:} \quad w_i^V = \{[d(\mathbf{X}_q, \mathbf{X}_i)]^2\}^{-1} \quad (6)$$

$$\text{Exponencial:} \quad w_i^V = \exp[-d(\mathbf{X}_q, \mathbf{X}_i)] \quad (7)$$

$$\text{Gaussiana:} \quad w_i^V = \exp\{-[d(\mathbf{X}_q, \mathbf{X}_i)]^p\} \quad (8)$$

Não existem evidências de que uma função é melhor do que as demais. Além disso, também não há um método totalmente estabelecido para selecionar o valor ótimo de k no algoritmo KNN.

2.5. Modelo RKNN: KNN com extrapolação

Em princípio, o modelo KNN nunca poderá prever uma vazão superior às vazões registradas nas instâncias de aprendizado. Para corrigir esse problema, este trabalho propõe um modelo denominado *rainstorming* KNN (RKNN). O RKNN apresenta uma pequena diferença em relação ao KNN, em que um chamado fator de tormenta R incrementa a vazão prevista pelo KNN. Esse fator é calculado da seguinte forma:

$$R = 1 + \frac{\sum_{i=1}^n \max(\mathbf{X}_q(i) - \mathbf{X}_{NN}(i), 0)}{\sum_{i=1}^n \mathbf{X}_{NN}(i)} \quad (9)$$

em que:

$\mathbf{X}_q(i)$ é o i -ésimo componente do vetor de consulta e $\mathbf{X}_{NN}(i)$ é o i -ésimo componente do vizinho mais próximo. Logo, a vazão a ser prevista pelo algoritmo será dada pelo membro do lado direito da Equação 3 multiplicado por R .

Quando ocorrer um vetor de consulta com chuvas ou vazões superiores aos valores do vizinho mais próximo, $R > 1$ e a vazão prevista será superior à do modelo KNN. Caso isso não aconteça, $R = 1$ e a previsão será a mesma do modelo KNN padrão.

2.6. Medidas de desempenho

As medidas de desempenho empregadas para comparar vazões observadas e previstas por cada modelo foram a raiz do erro quadrático médio (*RMSE: root mean square error*), o erro absoluto médio (*MAE: mean absolute error*) e o critério de eficiência de Nash-Sutcliffe (*E*). As equações a seguir mostram como calcular essas medidas:

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{t=1}^T [Q_{obs}(t) - Q_{prev}(t)]^2}{T}} \quad (10)$$

$$MAE = \frac{1}{T} \sum_{t=1}^T |Q_{obs}(t) - Q_{prev}(t)| \quad (11)$$

$$E = 1 - \frac{\sum_{t=1}^T [Q_{obs}(t) - Q_{prev}(t)]^2}{\sum_{t=1}^T [Q_{obs}(t) - \bar{Q}_{obs}(t)]^2} \quad (12)$$

em que:

$Q_{obs}(t)$ e $Q_{prev}(t)$ são, respectivamente, as vazões observada e prevista para o mês t ($t = 1, \dots, T$), e $\bar{Q}_{obs}(t)$ é a média das vazões observadas durante o horizonte de simulação T . A interpretação para esses índices é que o *MAE* e o *RMSE* representam o quanto o valor previsto se desvia do observado. Para ambos, quanto menor o valor melhor é a previsão. A eficiência de Nash-Sutcliffe pode variar de $-\infty$ a 1. Uma eficiência de $E = 1$ corresponde a um ajuste perfeito dos dados modelados aos observados. Uma eficiência de $E = 0$ indica que as previsões do modelo são tão precisas quanto a média dos dados observados, enquanto que uma eficiência inferior a zero ocorre quando a média observada é um indicador melhor do que o modelo.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Correlações para definição dos atributos

Inicialmente, foi calculada a correlação de Pearson e a AMI entre os dados da estação pluviométrica Japarutuba com ela mesma e com as estações pluviométricas para vários *lags*.

De acordo com os valores de correlações calculados foram feitos vários testes via modelo KNN cada um deles com uma combinação diferente de atributos. O Quadro 2 mostra as séries históricas que foram utilizadas em cada teste com o respectivo *lag*. As estações descritas como Japarutuba-1 e Japarutuba-2 são as estações pluviométricas de códigos 01036014 e 01036016, respectivamente.

3.2. Resultados

Para cada um dos testes listados no Quadro 2, foram conduzidas várias simulações com o modelo KNN combinando todas as funções *kernel* das Equações 4 a 8 e os valores de vizinhos $k = 1, \dots, 8$. Ao todo, foram 240 simulações (5 funções $\times$ 8 valores de vizinhos $\times$ 6 testes). Por questões de espaço, apenas os melhores resultados são mostrados neste artigo.

Quadro 2. Atributos utilizados nos testes de aplicação do modelo KNN.

Teste	Atributos de Chuva	Atributos de Vazão
Teste 1	Japaratuba-1 (<i>lag</i> 1) Japaratuba-2 (<i>lag</i> 1) Capela (<i>lag</i> 1)	—
Teste 2	Japaratuba-1 (<i>lag</i> 1)	—
Teste 3	Japaratuba-2 (<i>lag</i> 1)	—
Teste 4	Outeirinhos (<i>lag</i> 1)	—
Teste 5	Japaratuba-1 (<i>lag</i> 1) Japaratuba-2 (<i>lag</i> 1) Capela (<i>lag</i> 1) Curral do Meio (<i>lag</i> 1)	Japaratuba (<i>lag</i> 1)
Teste 6	Usina Outeirinhos (<i>lag</i> 1) Usina Outeirinhos (<i>lag</i> 2)	Japaratuba (<i>lag</i> 1) Japaratuba (<i>lag</i> 2)

A melhor configuração para os modelos KNN e RKNN foi a do Teste 6 com função exponencial e com $k = 2$ vizinhos. A Tabela 2 apresenta o resumo das melhores simulações realizadas pelos modelos KNN, RKNN e ANN levando em consideração os índices de desempenho. As Figuras de 2 a 4 mostram, respectivamente, a comparação entre vazões observadas e previstas a partir dos modelos KNN, RKNN e ANN.

Tabela 2. Melhores medidas de desempenho para cada modelo.

Modelo	<i>RMSE</i>	<i>MAE</i>	<i>E</i>
KNN	2,99	2,12	0,71
RKNN	2,70	1,97	0,76
ANN	1,94	1,30	0,88

3.3. Discussão dos resultados

De acordo com os resultados, a ANN mostrou-se superior ao KNN e RKNN com uma eficiência de $E = 0,88$ e com os menores valores de *RMSE* e *MAE*. Porém, os modelos baseados no algoritmo do vizinho mais próximo também forneceram resultados satisfatórios com o KNN obtendo eficiência de $E = 0,71$ e o RKNN fornecendo um valor de $E = 0,76$.

Um fator limitante para o KNN nesta pesquisa foi a pouca quantidade de dados utilizados para a fase de aprendizado dos modelos (8 anos para a fase de treinamento) o que afeta negativamente o desempenho do modelo.

Figura 2. Resultados de previsão via modelo KNN.

Figura 3. Resultados de previsão via modelo RKNN.

Figura 4. Resultados de previsão via modelo ANN.

O objetivo do modelo RKNN foi alcançado nas simulações para a bacia do Japarutuba uma vez que foi evidenciado que esse procedimento corrige, em parte, o defeito do KNN em prever vazões acima dos registros utilizados para o aprendizado.

A ordem de grandeza das eficiências foi semelhante à encontrada em algumas bacias analisadas por Guilhon et al. (2007) que utilizaram outros modelos empíricos para previsão de vazão. Levando em consideração a simplicidade do algoritmo do vizinho mais próximo em relação à técnica mais sofisticada de redes neurais artificiais, conclui-se que o KNN pode ser útil para previsão de vazão.

4. CONCLUSÃO

Neste trabalho, a metodologia KNN de aprendizado baseado em instâncias foi aplicada para a previsão de vazão no rio Japarutuba, estado de Sergipe. Também foi proposto o modelo RKNN, um refinamento no KNN para que o mesmo fosse capaz de prever vazões maiores do que as históricas (o que não acontece com o KNN original). O desempenho destes modelos foi comparado com os de simulações feitas com o uso de redes neurais artificiais.

As ANNs obtiveram um melhor desempenho em relação aos modelos baseados no algoritmo do vizinho mais próximo. Todavia, ambos o KNN e o RKNN apresentaram bons resultados apesar da pouca quantidade de dados para o aprendizado.

Uma recomendação para trabalhos futuros é testar os modelos em períodos mais longos que o usado neste trabalho (apenas oito anos para calibração/aprendizado e dois anos para validação) e também para horizontes de previsão mais distantes.

5. REFERÊNCIAS

- AKBARI, M.; OVERLOOP, P.; AFSHAR, A. Clustered k nearest neighbor algorithm for daily inflow forecasting. **Water Resources Management**, v. 25, n. 5, p. 1341–1357, 2011. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-010-9748-z>
- GOMES, L. F. C.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; Valença, M. J. S. Modelo baseado na técnica de redes neurais para previsão de vazões na bacia do Rio São Francisco. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 15, n. 1, p. 05-15, 2010.
- CRUZ, M. F. M.; RODRIGUES, L. D.; VERSIANI, B. R. Previsão de vazões com a metodologia DPFT e com redes neurais artificiais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 15, n. 1, p. 121-132, 2010.
- FARIAS, C. A. S. et al. RNN-based inflow forecasting applied to reservoir operation via implicit stochastic optimization. In: BOEGH, E. et al. (Ed.). **Quantification and Reduction of Predictive Uncertainty for Sustainable Water Resources Management**. [S.l.]: IAHS, 2007. p. 452–462. (IAHS Publi., 313)
- GALEATI, G. A comparison of parametric and non-parametric methods for runoff forecasting. **Hydrological Sciences Journal**, v. 35, n. 1, p. 79–94, 1990. <http://dx.doi.org/10.1080/02626669009492406>
- GALVÃO, C. O.; VALENÇA, M. J. S. (Orgs.). **Sistemas inteligentes: aplicações a recursos hídricos e ciências ambientais**. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 1999. 247 p.
- GUILHON, L. G. F.; ROCHA, V. F.; MOREIRA, J. C. Comparação de métodos de previsão de vazões naturais afluentes a aproveitamentos hidroelétricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 12, p. 13–20, 2007.

- KARLSSON, M.; YAKOWITZ, S. Nearest neighbour methods for nonparametric rainfall-runoff forecasting. **Water Resources Research**, v. 23, n. 7, p. 1300–1308, 1987. <http://dx.doi.org/10.1029/WR023i007p01300>
- SERGIPE. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos - SEMARH-SE. Elaboração do plano estadual de recursos hídricos: RE-6, Volume 1, Tomo I (Bacia Hidrográfica do Rio Japarutuba). Aracajú, 2010. 70 p.
- SERGIPE. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos - SEMARH-SE. Atlas digital sobre recursos hídricos de Sergipe. Aracajú, 2012. 1 CD-ROM.
- SHAMSELDIN, A. Y.; O'CONNOR, K. M. A nearest neighbour linear perturbation model for river flow forecasting. **Journal of Hydrology**, v. 179, p. 353–375, 1996. [http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(95\)02833-1](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(95)02833-1)
- SOLOMATINE, D. P.; MASKEY, M.; SHRESTHA, D. L. Instance-based learning compared to other data-driven methods in hydrological forecasting. **Hydrological Processes**, v. 22, p. 275-287, 2008.
- TOTH, E.; BRATH, A.; MONTANARI, A. Comparison of short-term rainfall prediction models for real-time flood forecasting. **Journal of Hydrology**, v. 239, p. 132–147, 2000. [http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00344-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00344-9)
- VALENÇA, M. J. S. **Aplicando redes neurais**: um guia completo. Olinda: Ed. do Autor, 2005. 284 p.

Avaliação do comportamento dinâmico da carga dissolvida e particulada fluvial de uma microbacia reflorestada com eucaliptos

doi: 10.4136/ambi-agua.1384

Received: 25 Apr. 2014; Accepted: 14 Jul. 2014

Diego Vendramini^{*}; Helder de Oliveira; Jefferson Mortatti

Universidade de São Paulo (CENA/USP), Piracicaba, SP, Brasil
Laboratório de Isótopos Estáveis

^{*}Autor correspondente: e-mail: diegovendra.eng@gmail.com,
helder@cena.usp.br, jmortatt@cena.usp.br

RESUMO

Os principais aspectos do comportamento dinâmico fluvial das cargas dissolvida e particulada de uma microbacia de drenagem reflorestada com eucaliptos em Angatuba (SP) foram avaliados durante dois eventos chuvosos de 28 e 25 mm, respectivamente antes e após o corte da madeira. Para a carga dissolvida foi possível observar que as concentrações dos cátions e ânions variaram inversamente com a vazão, evidenciando mecanismos de diluição, mas com significativa contribuição no processo de subida das águas, antes dos picos das vazões, em função da contribuição proveniente do escoamento superficial. A comparação entre as curvas de distribuição das mesmas com os respectivos modelos de diluição teórica evidenciou predomínio de aportes difusos, mas com significativa contribuição dos tratos culturais e adubação exercidas na microbacia (casos de K^+ , Cl^- e SO_4^{2-}), principalmente na amostragem realizada posterior ao corte de madeira. Em termos de carga particulada, as concentrações de material particulado em suspensão (MPS) se relacionaram positivamente com a vazão nos dois períodos estudados, indicando maior transporte deste material nas maiores vazões. O estudo da relação concentração-vazão permitiu evidenciar diferenças nas dinâmicas dos processos de remobilização e sedimentação, influenciadas pelos volumes das chuvas, condições de saturação dos solos na microbacia e regimes hidrológicos. Os fluxos específicos de MPS foram da ordem 2.330 e 2.121 g km⁻² h⁻¹, respectivamente antes e após o corte da madeira, indicando grande contribuição da área cultivada com eucaliptos para os processos erosivos mecânicos.

Palavras-chave: hidrogeoquímica, cargas fluviais, microbacias de drenagem.

Dynamic behavior evaluation of the fluvial dissolved and particulate loads in a small catchment reforested with eucalyptus

ABSTRACT

The main aspects of dissolved and particulate loads dynamic behavior in a small catchment of reforested eucalyptus were evaluated for two rainfall events of 28 and 25 mm before and after clear cutting. For the dissolved load, cations and anions varied inversely with the discharge, showing mechanisms of dilution, but with significant inputs before high discharges. The comparison between distribution concentrations curves with their theoretical

dilution models revealed predominance of diffuse inputs, but with significant contribution of fertilization treatments, cases of K^+ , Cl^- and SO_4^{2-} , mainly after clear cutting. The fluvial particulate load, represented by suspended particulate matter (SPM), showed a positive relationship with discharges, with greater concentrations in higher flow rates for both periods. The relationship between MPS concentrations and discharges showed differences in the dynamics of remobilization and sedimentation processes influenced by precipitation, saturated soils conditions and hydrological regimes. Specific flows of MPS were approximately 2330.1 and 2121.1 g km⁻² h⁻¹, before and after clear cutting, respectively, indicating a major effect of the eucalyptus planted area on mechanical erosion.

Keywords: hydrogeochemistry, fluvial loads, small catchments.

1. INTRODUÇÃO

As florestas homogêneas para exploração de madeira na indústria de papel e celulose vêm aumentando substancialmente no país nas últimas décadas, sendo o Brasil hoje o maior produtor mundial de celulose de eucalipto, com área plantada de mais 3 milhões de hectares (Carvalho et al., 2012). Aliado a esse crescimento, surge também a preocupação com possíveis impactos aos sistemas fluviais, principalmente em termos de suas cargas dissolvida e particulada, devido às intensivas práticas silviculturais associadas a esses processos.

Apesar desse tipo de cobertura vegetal ser importante para hidrologia do solo, promovendo equilíbrio no processo de infiltração, lixiviação, armazenamento da água e atenuação do escoamento superficial (Lima, 1986; Oliveira et al., 2009), algumas atividades como, por exemplo, o corte raso da floresta implantada podem, se mal planejadas e manejadas, provocar uma série de alterações nesses ambientes, tais como: perdas de nutrientes, erosão e assoreamento, decomposição de húmus e alterações biológicas, interferindo diretamente na qualidade das águas superficiais em microbacias de drenagem (Bormann et al., 1968; Câmara e Lima, 1999; Vital et al., 1999; Câmara et al., 2000).

De acordo com Betson e Marius (1969), Sidle et al. (1995) e Ahearn et al. (2004), de Moraes et al. (2006), a avaliação dessas possíveis alterações nos sistemas fluviais como, por exemplo, os que estão sob ocupação agrícola, pode ser realizada com a utilização de diferentes metodologias associadas ao controle físico-químico das águas e ao transporte de material em suspensão. Esse processo chama-se monitoramento hidrogeoquímico, que considera ainda efeitos globais e locais dessas alterações, tanto a níveis quantitativos quanto qualitativos (Mortatti, 1995).

Sobre essa temática, importantes estudos contemplando a avaliação do comportamento das cargas dissolvidas e particuladas, principalmente em grandes e médias bacias e mais recentemente em microbacias de drenagem têm sido realizados, buscando um melhor entendimento da dinâmica desses materiais transportados fluvialmente, observando suas variações naturais, mas também influências antrópicas. Esse é o caso, por exemplo, do estudo em bacia de drenagem com características agrícolas, datado da década de oitenta e realizado no rio Garone (França) com 9980 km², onde para caracterização hidrogeoquímica do mesmo, Probst e Bazerbach (1986) avaliaram as variabilidades das concentrações de algumas espécies químicas e das vazões, ao longo do período de 1981 a 1982. Os autores observaram que as concentrações de SiO_2 , K^+ e NO_3^- aumentaram em função do aumento das vazões, assim como observado também para os sedimentos finos em suspensão. Tais aumentos nas concentrações foram associados às práticas agrícolas da região da bacia de drenagem.

Mais recentemente, Mortatti et al. (2003) avaliaram o comportamento dos principais cátions e ânions na bacia do rio Piracicaba (12400 km²), através das relações concentração-vazão, comparando os resultados obtidos com as respectivas curvas de diluição teórica, tendo como objetivo evidenciar as possíveis origens dos aportes dessas espécies químicas

inorgânicas dissolvidas estudadas nas águas fluviais desse importante curso d'água paulista. De acordo com os autores, a maioria das espécies estudadas apresentou comportamento de diluição das concentrações em função do aumento das vazões. Os aportes verificados de Ca^{2+} , Mg^{2+} , HCO_3^- , Cl^- , SO_4^{2-} e SiO_2 se mostraram essencialmente de origem difusa, associados ao intemperismo de rochas e aportes atmosféricos, enquanto que os aportes evidenciados para Na^+ , NH_4^+ e PO_4^{3-} estiveram relacionados à origem pontual, principalmente associados ao lançamento de esgotos brutos sem tratamento prévio. Apenas o K^+ apresentou aumento das concentrações em função das vazões se mostrando de origem difusa, mas associado a adubações realizadas ao longo da bacia de drenagem.

Ainda, para caracterização dos processos erosivos mecânicos e químicos predominantes da bacia do rio Sorocaba (5269 km²), Fernandes (2012) calculou os transportes específicos fluviais das principais espécies químicas inorgânicas dissolvidas e dos sedimentos finos em suspensão, baseado em dezoito meses de amostragem. Os resultados evidenciaram transportes mais significativos para HCO_3^- com 54,0 kg km⁻² a⁻¹, seguido por SiO_2 com 25,3 kg km⁻² a⁻¹ e Na^+ com 24,3 kg km⁻² a⁻¹. O transporte específico dos sedimentos finos em suspensão observado na foz da bacia de drenagem (Laranja Paulista – SP) foi de 55.695,8 kg km⁻² a⁻¹.

Estudos hidrogeoquímicos em microbacias de drenagem visando à observação dos aspectos relacionados ao comportamento das cargas dissolvidas e particuladas e principalmente sob influência de precipitações não são muito frequentes no Brasil.

Bibian (2007) avaliou na microbacia do córrego Barra Bonita (29,31 km²), localizada no estado de São Paulo, com intensa ocupação agrícola e urbana, o comportamento dinâmico desses materiais ao longo de dez excursões mensais e em uma amostragem intensiva, sob influência de precipitação de 60 mm. De acordo com o autor, diferentemente dos padrões de diluição das concentrações das espécies químicas dissolvidas em função das vazões, observadas ao longo dos meses estudados, as concentrações dessas espécies na amostragem intensiva se mostraram positivas com aumento das vazões. Os transportes das cargas dissolvida e particulada na amostragem intensiva também apresentaram acréscimos em relação ao período de amostragens normal (mensal), sendo em torno de duas vezes para K^+ e NH_4^+ e quatro vezes para PO_4^{3-} . Já para o material particulado em suspensão, esse acréscimo foi da ordem de quinze vezes. Segundo o mesmo autor, tais aumentos podem estar associados à intensa atividade agrícola na referida microbacia como adubações com NPK, fertirrigação com vinhaça e processos erosivos mecânicos.

Além disso, boa parte dos estudos hidrogeoquímicos citados acima utilizaram métodos empíricos para avaliação das cargas dissolvidas e particuladas, os quais envolveram o estabelecimento de médias de concentrações e vazões durante um determinado período de tempo. A representatividade dessas médias, no entanto, se não realizadas em todas as fases da hidrógrafa, como por exemplo, nos períodos de águas baixas, de subidas das águas, nos picos de cheia e nos períodos de recesso, pode gerar valores superestimados ou subestimados, o que de acordo com Kattan (1989), Probst (1992) e Vendramini (2013) pode ser minimizado pela aplicação do método de fluxo instantâneo, o qual permite cálculos das relações entre concentrações e vazões em todos os períodos da hidrógrafa.

Todos esses fatos apresentados evidenciam a importância de estudos de eventos chuvosos isolados em microbacias de drenagem com características agrícolas permitindo, de forma mais detalhada, observar as variações dos comportamentos das espécies químicas dissolvidas e do material particulado em suspensão em todas as fases da hidrógrafa. Essas variações podem, por exemplo, estar associadas às mudanças no uso do solo, como no caso do corte raso da floresta de madeira, e aos processos hidrológicos envolvidos, mediante essas alterações, como nos casos das contribuições dos escoamentos superficiais, subsuperficiais e subterrâneos (Dunne, 1978; 1983; Bonell, 1988). Bonell (1991), atenta ao fato de que algumas modificações no uso da terra propiciam consideráveis variações nos processos

hidrológicos e a avaliação desses processos depende do conhecimento de alguns fatores como, por exemplo, quantidade, intensidade e duração dos eventos chuvosos, mas também de aspectos geográficos/geológicos e tipos de uso e ocupação dos solos (Ahearn et al., 2004).

Neste contexto, o presente trabalho teve por objetivo avaliar a dinâmica da carga dissolvida e particulada em uma microbacia reflorestada com eucaliptos, sob influência de dois eventos chuvosos respectivos de 28 e 25 mm, antes e depois do corte da madeira, por intermédio da aplicação de alguns modelos hidrog geoquímicos como o estudo variabilidade temporal, relações entre concentrações e vazões e estimativa dos fluxos instantâneos em todas as fases dos hidrogramas unitários gerados.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A microbacia Entre Rios está localizada no município de Angatuba (SP), entre os paralelos 23° 16' 30'' e 23° 17' 30'' S e os meridianos 48° 25' 30'' e 48° 26' 30'' O, a uma altitude média de 624 m e possui uma área de drenagem de 1,6 km². Essa microbacia é composta por seis unidades de produção (talhões) com declividades entre 12% e 38%, plantadas com diferentes espécies de eucaliptos em idades variando de três a nove anos. O corte da madeira com idade de 9 anos ocorreu em 10,2% da área da microbacia Entre Rios em julho de 2007, como mostrado na Figura 1. Durante os períodos estudados, a área da microbacia esteve sobre intenso manejo agrícola decorrente de tratamentos culturais para obtenção de matéria-prima para produção de papel e celulose (Oliveira et al., 2009). Após supressão da floresta, os principais manejos na área da microbacia estiveram relacionados à correção do solo, com aplicação de gesso (CaSO₄), bem como adubação de pré-plantio, de plantio e adubação de cobertura, com respectivas aplicações de cinzas (restos vegetais) e NPK, sendo estas últimas três etapas realizadas entre os dias 20 de novembro e 01 de dezembro de 2007 (Vendramini, 2009).

O clima da região é do tipo Cfa, chuvoso com inverno frio, correspondendo ao mesotérmico úmido, de acordo com a classificação de Köppen (1948). Para o período de 1995 a 2007 a área da microbacia apresentou temperaturas mínima e máxima anual de 14,7 °C e 28,8 °C e precipitação média anual de 1499 mm, com maiores volumes de chuva ocorrendo de dezembro a março (período chuvoso), com máximo de 281 mm, e menores volumes de abril a setembro (período seco), com mínimo de 42 mm (Vendramini, 2009).

O domínio geológico local está principalmente associado ao Grupo São Bento, formação Pirambóia, composta basicamente por depósitos fluviais incluindo arenitos finos e médios avermelhados, siltico-argilosos, com estratificação cruzada ou plano paralela, com níveis de folhelhos e arenitos argilosos de cores variegadas e raras intercalações de natureza areno-argilosa (IPT, 1981).

Os principais grupos de solos encontrados na área da microbacia de drenagem, segundo critérios preconizados no Sistema Brasileiro de Classificação de Solos em Embrapa (2006) são: Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico, fase arenosa (LVAd), Latossolo Vermelho, distrófico, fase argilosa (LVd), sendo que estes se encontram localizados na porção noroeste da microbacia, próximos as nascentes dos afluentes do córrego Entre Rios, bem como por Cambissolo Háplico Tb distrófico (CXbd), com horizonte B incipiente e Neossolo Quartzarênico ótico (RQo), constituídos essencialmente por material quartzoso não apresentando horizonte B, os quais se encontram respectivamente nas porções nordeste e sudoeste da microbacia de drenagem, próximas ao ponto de coleta.

Figura 1. Localização do ponto de coleta na foz da microbacia de drenagem do córrego Entre Rios, no município de Angatuba, São Paulo e as respectivas áreas de plantio e de colheita da madeira.

2.2. Protocolo de Amostragem

As coletas das águas fluviais do córrego Entre Rios para a avaliação dos principais aspectos dinâmicos da carga dissolvida (cátions e ânions majoritários) e particulada (material particulado em suspensão – MPS), designadas de amostras brutas, foram efetuadas no eixo principal da corrente fluvial em duas situações distintas, a primeira entre os dias 17 e 18 de março de 2007, anterior ao corte da madeira e correspondendo a um evento chuvoso de 28 mm durante aproximadamente 16 h e a segunda, posterior ao corte da madeira em 05 de dezembro de 2007, sob um evento chuvoso de 25 mm e durante aproximadamente 13 h, sendo coletadas nas duas situações um total de 9 amostras representativas de todas as fases da hidrógrafa. Os volumes coletados tanto para a avaliação da carga dissolvida quanto particulada foram de 1000 mL, sendo os mesmos acondicionados em frascos de polietileno e mantidos a 4°C até a realização das análises.

As vazões instantâneas foram determinadas utilizando-se um vertedouro triangular de 90°, instalado no canal fluvial junto à foz da microbacia do córrego Entre Rios. Para a determinação das vazões instantâneas, durante os períodos estudados, adotou-se a fórmula de Thompson (Bos, 1976), conforme evidenciado na Equação 1. A altura da lâmina d'água foi medida por régua limnimétrica instalada de acordo com sugerido por Cruciani (1993) quando da utilização de vertedouros triangulares de 90° e as vazões obtidas pelo estabelecimento de curvas-chave entre cotas e vazões.

$$Q = 0,014 H^{2,5} \quad (1)$$

em que:

Q, é a vazão em $L s^{-1}$,

H, é a altura da lâmina d'água em cm e

0,014, é o coeficiente de carga hidráulico.

Os dados referentes às precipitações e os volumes amostrados durante os dois eventos chuvosos foram obtidos junto à estação meteorológica da Fazenda Entre Rios, distante cerca de 1.400 metros em relação ao ponto de amostragem das águas fluviais.

2.3. Protocolo Analítico

Os principais parâmetros físico-químicos pH, condutividade elétrica (CE), temperatura (T) e oxigênio dissolvido (OD) das águas fluviais da microbacia do córrego Entre Rios, nos dois períodos estudados, foram determinados em campo com a utilização de equipamentos portáteis de marca Digimed, modelos DM2 e DM4. Para determinação das concentrações das principais espécies químicas inorgânicas dissolvidas, cerca de 500 mL de amostras brutas foram filtradas a vácuo com utilização de bombas manuais em membranas de acetato de celulose de 0,45 µm (47 mm de diâmetro) e alíquotas de 100 mL foram analisadas em termos de cátions (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ e NH_4^+) e ânions (Cl^- , SO_4^{2-} , NO_3^- e PO_4^{3-}) dissolvidos, em triplicata, por cromatografia iônica. Outras alíquotas de 25 mL foram destinadas para análise da alcalinidade total, atribuída à atividade do íon bicarbonato (HCO_3^-), também em triplicata por microtitulação de Gran, segundo metodologia descrita por Edmond (1970). Para a determinação da sílica dissolvida (SiO_2) alíquotas de 100 mL foram preservadas com ácidos sulfúrico concentrado na razão 0,1 mL por 100 mL de amostra e analisadas por espectrometria de emissão ótica com plasma acoplado indutivamente (ICP-OES).

A quantificação das concentrações do material particulado em suspensão (MPS) foi realizada por gravimetria, de acordo com o proposto Meade (1985). Para tal, foi necessária em primeira instância uma filtração prévia em peneira de nylon de 63 µm. Posteriormente cerca de 300 mL das amostras de águas fluviais foram filtradas em membranas de acetato de celulose de 0,45 µm (47 mm de diâmetro) previamente pesadas, após secagem em estufa a 60 °C por 24 horas e em dessecador com sílica gel por mais 48 horas. Após a etapa de filtração, o conjunto composto por filtro e material particulado contidos nos filtros foi novamente destinado aos mesmos processos de secagem e pesagem para obtenção da massa final seca de MPS.

2.4. Carga dissolvida

A fim de se ter uma visão mais ampla do comportamento dinâmico da carga dissolvida do córrego Entre Rios, para os hidrogramas de cheia unitários gerados nos períodos antes e depois do corte da madeira, foram empregados modelos hidrogeoquímicos utilizados até então, de forma mais abrangente, somente em bacias de drenagem de grande e médio porte. Tais modelos envolveram a observação das variabilidades temporais e relações entre as concentrações das principais espécies químicas inorgânicas dissolvidas em relação às flutuações das vazões, bem como a quantificação da carga fluvial dissolvida por meio da somatória dos fluxos instantâneos gerados em cada fase dos respectivos hidrogramas de cheia unitários.

As concentrações médias das principais espécies químicas fluviais foram normalizadas pelas respectivas vazões instantâneas, conforme procedimento sugerido por Kattan (1989), por meio da Equação 2:

$$C_{MNQ(ESP)} = \frac{\sum_{i=1}^{n=9} (Q_i \cdot C_i)}{\sum_{i=1}^{n=9} Q_i} \quad (2)$$

em que:

$C_{MNQ(ESP)}$ é a concentração média das principais espécies químicas inorgânicas dissolvidas normalizadas pelas vazões instantâneas em cada período de amostragem (mg L^{-1}),

Q_i , é a vazão instantânea medida em cada amostragem (L s^{-1}),

C_i as concentrações das principais espécies químicas medidas em cada amostragem (mg L^{-1}) e

ΣQ_i é a somatória das vazões nos respectivos períodos estudados de amostragem (L s^{-1}).

2.5. Relação concentração-vazão: aportes difusos e pontuais

O estudo da dinâmica da carga dissolvida do córrego Entre Rios foi complementado pela aplicação do modelo de regressão bi-logarítmica ou de potência entre as concentrações das espécies químicas inorgânicas dissolvidas e as respectivas vazões instantâneas. De acordo com Hall (1971) e Probst (1992) o estudo e modelagem dessas relações permitem caracterizar os mecanismos susceptíveis de influenciar ou de controlar o comportamento das espécies dissolvidas fluviais e identificar possíveis origens das mesmas em bacias de drenagem. De acordo ainda com Kattan e Probst (1987), Mortatti et al. (2008) e Vendramini et al. (2013), tais curvas modelam a situação de diluição de uma espécie química em cada estágio da hidrógrafa, onde as concentrações mais baixas estão associadas às maiores vazões e vice-versa.

A identificação dos aportes difusos e pontuais foi realizada em função da comparação com as curvas de diluição teórica (equação 3), calculadas para cada espécie estudada, de acordo com procedimento descrito por Kattan e Probst, (1987) para a bacia do Moselle (França), e utilizado por Probst et al. (1992) para as bacias dos rios Congo e Ubangi (África), por Mortatti et al. (2003) para as bacias dos rios Tietê e Piracicaba (SP) e por Bibian (2007) para microbacia do córrego Barra Bonita (SP). O deslocamento ou não do ajuste de potência, relativo à distribuição das concentrações observadas, em comparação com as curvas de diluição teórica, pode mostrar se os aportes dessas espécies químicas na bacia de drenagem ocorrem de maneira pontual (característicos de despejos de efluentes domésticos) ou difusa (intemperismo de rochas, aportes pluviais e resíduos agrícolas), evidenciando-se assim os principais mecanismos de controle de entrada dessas espécies químicas nas águas fluviais. Os aportes difusos configuram-se pela não proximidade entre as curvas relativas às distribuições das concentrações e as curvas de diluição teórica. Esse processo acontece porque o aporte das espécies químicas ocorre de forma bastante significativa e ao longo de toda área de drenagem, fazendo com que o processo de diluição das concentrações dessas espécies não seja tão expressivo, mesmo com aumentos substanciais do volume de água promovidos pelas precipitações e posteriormente por contribuições superficiais, subsuperficiais e subterrâneas. Já os aportes pontuais caracterizam-se pela proximidade entre as referidas curvas, o que significa dizer que os aportes das espécies químicas dissolvidas ocorrem em menores quantidades e em determinados pontos da área de drenagem representativa, sendo que suas diluições são diretamente proporcionais aos aumentos das vazões.

$$C_i = \frac{C_{\text{máx}} \cdot Q_{\text{mín}}}{Q_i} \quad (3)$$

em que:

C_i é a concentração de uma determinada espécie química na curva de diluição teórica (mg L^{-1}),

$C_{\text{máx}}$ e $Q_{\text{mín}}$ correspondem respectivamente a concentração máxima de determinada espécie química (mg L^{-1}) e a vazão mínima instantânea, observadas em cada período estudado e

Q_i é a vazão instantânea de cada amostragem nos referidos períodos (L s^{-1}).

2.6. Quantificação da Carga Dissolvida Fluvial

A carga dissolvida fluvial na microbacia do córrego Entre Rios foi estimada pela somatória dos fluxos instantâneos obtidos entre as concentrações das espécies químicas estudadas e as respectivas vazões instantâneas geradas em todas as fases dos dois hidrogramas de cheia unitários (antes e depois do corte), conforme metodologia descrita por Kattan (1989) e expressada pela Equação 4.

$$F_{TAC(ESP)} \text{ e } F_{TDC(ESP)} = \sum_{i=1}^{n=9} C_i \cdot Q_i \cdot 3,6 \quad (4)$$

em que:

$F_{TAC(ESP)}$ e $F_{TDC(ESP)}$ são somatórias dos fluxos instantâneos totais de cada espécie química para cada hidrograma de cheia unitário (g h^{-1}),

$n = 9$, é o número de amostragens realizadas respectivamente antes e após o corte da madeira,

C_i , é a concentração das espécies químicas dissolvidas para cada amostragem durante os períodos estudados,

Q_i , é a vazão instantânea correspondente a cada amostragem e o fator

3,6 corresponde à conversão das unidades de massa e tempo no cálculo do transporte fluvial em gramas por hora.

Os fluxos instantâneos específicos ($F_{EAC(ESP)}$ e $F_{EDC(ESP)}$) das principais espécies químicas dissolvidas foram calculados pela razão entre os fluxos totais obtidos em cada período estudado e a área da microbacia de drenagem.

2.7. Carga particulada

Para avaliação da dinâmica do material particulado fluvial, composto principalmente por sedimentos finos em suspensão ($MPS < 63 \mu\text{m}$), as concentrações foram quantificadas por gravimetria e posteriormente normalizadas pelas respectivas vazões instantâneas. Os mesmos procedimentos metodológicos já descritos para a carga dissolvida, referentes ao estudo da relação concentração-vazão e da quantificação da carga particulada antes e depois do corte da madeira ($F_{TAC(MPS)}$ e $F_{EAC(MPS)}$; $F_{TDC(MPS)}$ e $F_{EDC(MPS)}$), em termos de fluxo total e específico, também foram utilizados para a avaliação do comportamento desse material nas águas fluviais do córrego Entre Rios.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As características dos dois hidrogramas unitários gerados em função das precipitações de 28 e 25 mm, referente respectivamente às amostragens realizadas antes e depois do corte da madeira, podem ser verificadas na Figura 2, onde é possível observar as ocorrências dos picos de cheia em aproximadamente 2 horas, para ambos os casos.

As amostragens realizadas antes do corte da madeira tiveram início às 17:32 h do dia 17/03/2007 e término às 9:42 h no dia 18/03/2007, com uma duração total de 16,17 h. Já as amostragens realizadas após corte da madeira tiveram início às 9:30 h do dia 05/12/2007 e término às 22:55 h, correspondendo a um período total de 13,42 h. É importante salientar que as amostragens foram realizadas nos períodos chuvosos, no entanto, as condições de saturação dos solos da microbacia de drenagem no primeiro e segundo períodos de coleta se mostraram diferentes. Enquanto que no primeiro período os solos se encontraram mais saturados, em função da ocorrência de significativos eventos de chuva nos 15 dias anteriores à realização das coletas, com precipitação acumulada de 177 mm, o segundo período de amostragem foi

realizado após 10 dias sem chuvas intensas, o que provavelmente corroborou para os diferentes regimes de vazões e configurações dos hidrogramas unitários isolados (Figura 2), especialmente quando observado seus períodos de recesso, que apresentaram suas definições após 10 e 7 horas, respectivamente, mesmo com classes de precipitação semelhantes.

Figura 2. Hidrogramas de cheia unitários referente aos períodos de amostragens de águas fluviais antes e depois do corte da madeira, realizadas respectivamente entre os dias 17 e 18/03/2007 e 05/12/2007, na microbacia do córrego Entre Rios, Angatuba, São Paulo.

De acordo com Vendramini (2009), o tipo predominante de escoamento observado para os dois eventos chuvosos estudados na microbacia de drenagem, e verificado mediante a aplicação da metodologia de filtros numéricos auto-recursivos de 1ª ordem (Hino e Hasebe, 1984), foi subterrâneo, com cerca de 66 e 69%, respectivamente, para as amostragens antes e depois do corte, enquanto que o superficial foi de 34 e 31%. É importante ressaltar, porém, que a metodologia utilizada para verificar tais escoamentos levou em consideração o método de dois reservatórios, superficial e subterrâneo, considerando este último como sendo a somatória das contribuições subsuperficial e subterrânea. Tais valores evidenciaram de forma mais detalhada a influência das condições de saturação dos solos na região estudada. No segundo período de amostragens (após o corte), com solos menos saturados, foi possível evidenciar maior a contribuição da componente subterrânea, o que possivelmente está associado ao rápido processo de infiltração das águas pluviais e consequentemente contribuição para o escoamento total.

3.1. Variabilidade dos parâmetros físico-químicos

Os resultados dos principais parâmetros físico-químicos pH, condutividade elétrica (CE em $\mu\text{S cm}^{-1}$), temperatura (T em $^{\circ}\text{C}$), oxigênio dissolvido (OD em mg L^{-1}) e das vazões

instantâneas (Q em $L\ s^{-1}$) obtidos para os dois períodos de amostragem podem ser observados na Tabela 1.

Tabela 1. Resultados dos principais parâmetros físico-químicos e vazões instantâneas determinadas para as águas fluviais do córrego Entre Rios.

Amostras	Excursão (data)	Tempo (h)	Q ($L\ s^{-1}$)	pH	OD ($mg\ L^{-1}$)	Cond. ($\mu S\ cm^{-1}$)	T ($^{\circ}C$)
A _{1,1}	17/03/07	17:32	11,0	6,3	7,4	24,8	22,8
A _{1,2}	17/03/07	18:07	14,3	6,4	6,9	26,4	22,7
A _{1,3}	17/03/07	18:38	31,8	6,3	6,2	21,3	22,7
A _{1,4}	17/03/07	18:50	53,0	6,2	6,4	20,5	22,6
A _{1,5}	17/03/07	19:15	62,0	6,2	6,1	20,0	22,7
A _{1,6}	17/03/07	20:40	50,0	6,1	6,3	20,0	22,6
A _{1,7}	17/03/07	22:37	33,6	6,1	5,6	19,1	22,6
A _{1,8}	18/03/07	03:04	19,2	6,2	5,9	19,0	22,8
A _{1,9}	18/03/07	09:42	15,5	6,1	5,2	19,9	25,5
A _{2,1}	05/12/07	09:30	6,3	6,4	3,7	26,3	25,3
A _{2,2}	05/12/07	10:15	11,2	6,4	3,6	23,0	24,9
A _{2,3}	05/12/07	10:37	17,9	6,3	3,4	26,1	25,1
A _{2,4}	05/12/07	11:03	53,0	6,3	3,0	24,5	25,1
A _{2,5}	05/12/07	11:47	35,5	6,2	3,5	24,0	24,7
A _{2,6}	05/12/07	12:47	23,5	6,2	3,4	21,2	24,9
A _{2,7}	05/12/07	14:24	15,5	6,2	3,3	22,3	25,0
A _{2,8}	05/12/07	16:26	10,0	6,4	3,8	20,6	24,2
A _{2,9}	05/12/07	22:55	8,0	6,5	3,8	20,9	25,0

A_{1,1} a A_{1,9} representam o período de amostragem antes do corte da madeira

A_{2,1} a A_{2,9} representam o período de amostragem depois do corte da madeira

Em ambos os períodos estudados em todas as fases da hidrógrafa, a distribuição do pH apresentou comportamentos similares, sempre abaixo da neutralidade, com valores variando entre 6,1 e 6,5. Valores de pH semelhantes foram observados por Ranzini e Lima (2002) para duas distintas microbacias plantadas com *Eucalyptus saligna* Smith, situadas no município de Santa Branca (SP) e por Vital et al. (1999) em mais duas microbacias no Vale do Paraíba (SP).

Essa similaridade entre os períodos estudados também foi observada para a temperatura da água, que apresentou pouca variabilidade, com máximos e mínimos de 25,5 e 22,6 $^{\circ}C$, e de 25,3 e 24,2 $^{\circ}C$, respectivamente, para o primeiro e segundo períodos, assim como para a condutividade elétrica, que apresentou valores máximos e mínimos de 26,4 e 19,0 $\mu S\ cm^{-1}$, para o período antes do corte, e de 26,3 e 20,6 $\mu S\ cm^{-1}$, depois do corte. Sobre esse parâmetro, ainda é importante salientar que, apesar do evidente processo de diluição, os picos das vazões em ambas as amostragens não corresponderam aos de menores condutividades, o que pode estar relacionado aos processos hidrológicos envolvidos, referente às significativas contribuições dos escoamentos superficiais e subterrâneos. Em ambos os casos, os maiores valores de condutividade elétrica podem ser observados no processo de subida das águas (Amostras A_{1,2} e A_{2,2} e A_{2,3} da Tabela 2), quando do início das contribuições atmosféricas, onde possivelmente ocorreu uma contribuição mais significativa do escoamento superficial. Logo após esse processo, evidenciou-se um padrão mais evidente de diluição dos valores de condutividade, promovido provavelmente já pela significativa contribuição dos fluxos subterrâneos. Padrões comportamentais semelhantes quanto a esse parâmetro foram observados por Ahearn et al. (2004) em estudo das variações temporais da química das águas fluviais na bacia do Rio Consumnes (EUA).

Já as concentrações de OD nas águas fluviais do córrego Entre Rios apresentaram significativas variabilidades entre as amostragens, com valores entre 5,2 e 7,4 $mg\ L^{-1}$, na primeira amostragem e entre 3,0 e 3,8 $mg\ L^{-1}$, na segunda amostragem. De acordo com

Oliveira et al. (2009), essa diminuição do oxigênio dissolvido nas águas fluviais do córrego Entre Rios, observada especialmente no período após o corte da madeira, pode estar associada a uma maior atividade microbiana, em função do significativo arraste de material orgânico contido nos solos desnudos da área de colheita de madeira para dentro do canal fluvial via escoamentos superficiais.

3.2. Carga Dissolvida

Na Tabela 2 podem ser observados os resultados das concentrações totais das principais espécies químicas inorgânicas dissolvidas presentes nas águas fluviais do córrego Entre Rios e as médias normalizadas pelas vazões, relativos aos períodos estudados antes e depois do corte da madeira. É importante salientar que os resultados analíticos dessas espécies mostraram desvios sempre inferiores a 10%.

Tabela 2. Concentrações médias dos cátions, ânions, sílica dissolvida e sólidos dissolvidos totais (SDT), normalizadas pelas vazões (C_{MNQ} , em mg L^{-1}), referente as amostragens antes ($A_{1.1}$ a $A_{1.9}$) e depois do corte da madeira ($A_{2.1}$ a $A_{2.9}$) nas águas fluviais do córrego Entre Rios.

Amostras	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^+	K^+	NH_4^+	SiO_2 (mg L^{-1})	HCO_3^-	Cl^-	SO_4^{2-}	NO_3^-	PO_4^{3-}	SDT
$A_{1.1}$	1,68	0,46	0,60	1,71	0,04	10,40	8,20	0,90	0,40	0,42	0,01	24,83
$A_{1.2}$	1,78	0,45	0,44	1,75	0,05	10,06	8,30	0,90	0,32	0,36	0,15	24,57
$A_{1.3}$	1,60	0,40	0,40	1,72	0,04	9,11	7,25	0,90	0,45	0,40	0,02	22,30
$A_{1.4}$	1,20	0,30	0,30	1,50	0,03	8,97	6,20	0,51	0,22	0,35	0,06	19,64
$A_{1.5}$	1,00	0,30	0,35	1,50	0,02	7,74	5,30	0,64	0,36	0,38	n.d.	17,59
$A_{1.6}$	1,32	0,25	0,42	1,62	0,02	8,56	5,90	0,65	0,37	0,48	0,08	19,67
$A_{1.7}$	1,30	0,44	0,43	1,59	0,01	8,70	6,81	0,56	0,40	0,58	0,10	20,92
$A_{1.8}$	1,50	0,44	0,46	1,55	0,02	9,58	7,10	0,80	0,50	0,56	n.d.	22,51
$A_{1.9}$	1,67	0,47	0,49	2,00	0,02	9,83	7,60	1,30	0,80	0,50	n.d.	24,67
C_{MNQ}	1,33	0,35	0,40	1,61	0,02	8,81	6,46	0,71	0,38	0,44	-	20,54
$C_{\text{máx}}$	1,78	0,47	0,60	2,00	0,05	10,40	8,30	1,30	0,80	0,58	-	24,83
$C_{\text{mín}}$	1,00	0,25	0,30	1,50	0,01	7,74	5,30	0,51	0,22	0,35	-	17,59
$A_{2.1}$	1,80	0,42	0,65	1,52	n.d.	8,82	8,20	0,76	0,60	0,34	n.d.	23,11
$A_{2.2}$	1,41	0,38	0,41	1,94	n.d.	7,97	6,72	1,51	0,43	0,34	0,09	21,20
$A_{2.3}$	1,90	0,50	0,48	3,68	n.d.	9,83	7,80	2,17	1,02	1,49	0,11	28,97
$A_{2.4}$	1,30	0,35	0,30	2,65	n.d.	6,96	4,97	1,70	0,91	0,62	n.d.	19,76
$A_{2.5}$	1,34	0,38	0,35	2,77	n.d.	5,88	5,21	2,46	0,73	0,49	n.d.	19,60
$A_{2.6}$	1,51	0,43	0,30	2,57	n.d.	7,17	5,50	1,96	0,83	0,56	n.d.	20,83
$A_{2.7}$	1,86	0,43	0,60	2,83	n.d.	8,31	6,75	1,96	0,99	0,96	0,17	24,84
$A_{2.8}$	1,73	0,49	0,48	1,34	n.d.	7,45	7,26	0,89	1,08	0,37	n.d.	21,10
$A_{2.9}$	1,55	0,57	0,70	2,20	n.d.	8,27	7,80	1,20	1,10	0,44	n.d.	23,83
C_{MNQ}	1,50	0,41	0,40	2,60	-	7,39	5,99	1,84	0,86	0,66	-	21,67
$C_{\text{máx}}$	1,90	0,57	0,70	3,68	n.d.	9,83	8,20	2,46	1,10	1,49	0,17	28,97
$C_{\text{mín}}$	1,30	0,35	0,30	1,34	n.d.	5,88	4,97	0,76	0,43	0,34	0,09	19,60

C_{MNQ} = concentração média da espécie química normalizada pela vazão

$C_{\text{máx}}$ = concentração máxima de cada espécie química no período de amostragem

$C_{\text{mín}}$ = concentração mínima de cada espécie química no período de amostragem

$A_{1.1}$ a $A_{1.2}$ representam a amostragem intensiva antes do corte

$A_{2.1}$ a $A_{2.2}$ representam a amostragem intensiva depois do corte

" n.d. " não determinado ($< \text{limite de detecção} = 0,01 \text{ mg L}^{-1}$)

A caracterização química inorgânica das águas fluviais do córrego Entre Rios apresentou uma concentração média de sólidos dissolvidos totais (SDT) da ordem de $20,51 \text{ mg L}^{-1}$ e $21,64 \text{ mg L}^{-1}$, onde o SiO_2 e o HCO_3^- foram as espécies químicas mais representativas com

42,95 e 34,15% e 31,50 e 27,68%, respectivamente, nos períodos antes e depois do corte da madeira. Também foi possível observar aumento das concentrações médias normalizadas pelas vazões para a maioria das espécies químicas estudadas, em especial para K^+ , Cl^- , Ca^{2+} e SO_4^{2-} na segunda amostragem, as quais representaram respectivamente 12,01, 8,50, 6,93 e 3,97%, em relação ao SDT.

A dinâmica das concentrações das espécies químicas inorgânicas dissolvidas estudadas ao longo dos períodos se mostrou fortemente influenciada pelas recargas pluviais e pelos tipos de escoamentos envolvidos, evidenciando uma relação direta dos mesmos nas distribuições temporais das concentrações e regimes fluviométricos, conforme pode ser observado nas Figuras 3 e 4.

Figura 3. Variabilidade temporal das concentrações de cátions, ânions, SiO_2 e SDT ($mg\ L^{-1}$) em função das vazões ($L\ s^{-1}$), na amostragem antes do corte da madeira (17 e 18/03/2007).

Foi possível observar, de forma geral, que algumas espécies químicas dissolvidas como, por exemplo, NH_4^+ , SO_4^{2-} e PO_4^{3-} na primeira amostragem e Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ , NO_3^- e SiO_2 na segunda amostragem, apresentaram comportamentos bastante interessantes. Durante o processo de subidas das águas foi possível verificar elevados valores de suas concentrações, anteriormente aos picos de máximas vazões. Esses comportamentos das espécies químicas dissolvidas corroboram com evidenciado anteriormente para a dinâmica da condutividade elétrica, podendo em primeira instância estarem associadas à maior contribuição dos escoamentos superficiais, promovendo significativos aportes dessas espécies para o canal fluvial. Posteriormente a esse processo, já com a contribuição também do fluxo de base, as concentrações dessas espécies químicas dissolvidas atingem seus menores valores, concomitantemente com as mais elevadas vazões, caracterizando dessa forma um processo

dinâmico de diluição desses sais presentes no corpo d'água. Esse fenômeno é considerado comum para maioria dos rios do mundo e pode estar associado a diversos fatores, como por exemplo, pelas recargas pluviais que promovem significativas variações do volume de água escoado nos sistemas fluviais (Probst et al., 1992), mas também aos processos hidrológicos decorrentes da mudança do uso do solo (Dunne e Black, 1970; Harriman et al., 1990; Beighley e Moglen, 2003; Ahearn et al., 2004).

A exceção se deu por parte das espécies químicas K^+ e Cl^- , nas amostragens realizadas após o corte da madeira, que apresentaram aumento de suas concentrações mediante ao aumento das respectivas vazões instantâneas e imediatamente após a ocorrência do evento chuvoso.

Algumas NH_4^+ e PO_4^{3-} , em função de suas baixas concentrações, apresentaram comportamentos mais complexos, não sendo possível verificar padrões definidos para os mesmos.

Figura 4. Variabilidade temporal das concentrações de cátions, ânions, SiO_2 e SDT ($mg L^{-1}$) em função das vazões ($L s^{-1}$), na amostragem depois do corte da madeira (05/12/2007).

3.3. Relação concentração-vazão: aportes difusos e pontuais

As relações concentração-vazão e as respectivas curvas de diluição teórica calculadas para os principais cátions, ânions e sílica dissolvida podem ser observados nas Figuras 5 e 6, procurando entender melhor a dinâmica dessas espécies químicas nas águas fluviais da microbacia de drenagem do córrego Entre Rios. Cabe salientar que as regressões de potência obtidas para todos os íons estudados e SDT foram significativas ao nível de 95% de probabilidade.

A utilização deste modelo permitiu de forma mais detalhada observar o comportamento

de diluição das principais espécies químicas inorgânicas dissolvidas em relação à vazão, o que é considerado normal e característico e já foi evidenciado em médios e grandes rios (Moukolo et al., 1993; Mortatti, 1995; Mortatti et al., 2003 e Bortoletto Júnior, 2004).

As comparações entre as curvas de distribuições das concentrações dos íons estudados com as respectivas curvas de diluição teórica permitiram identificar as possíveis origens dessas espécies químicas nas águas do córrego Entre Rios, com base na proximidade ou distanciamento entre as mesmas.

Figura 5. Relações concentração-vazão e as respectivas curvas de diluição teórica para os principais cátions, ânions e SiO₂, obtidos para a microbacia do córrego Entre Rios, na amostragem realizada antes do corte da madeira (17 e 18/03/2007).

Foi possível observar que os modelos de potência ajustados para explicar as distribuições das concentrações de SiO₂, Ca²⁺, Mg²⁺, Na⁺ e HCO₃⁻ nos dois períodos e também para K⁺ e NO₃⁻ somente na primeira amostragem não seguiram as respectivas curvas de diluição teórica, apresentando um distanciamento entre elas. Este comportamento pode estar associado aos constantes aportes difusos dessas espécies ocorridas ao longo da microbacia de drenagem, fazendo com que as mesmas apresentem essa dinâmica independente das flutuações das vazões. Esses aportes podem estar relacionados aos processos de intemperismo de rochas presentes na microbacia, principalmente as silicatadas, como no caso dos íons SiO₂, HCO₃⁻, Ca²⁺, Na⁺ e Mg²⁺, mas também aos aportes pluviais, como para NO₃⁻ e K⁺. De acordo com Vendramini (2009), em estudo na mesma microbacia de drenagem para o período entre outubro de 2006 e fevereiro de 2008, as contribuições dessas espécies químicas das águas das chuvas na carga dissolvida fluvial foram significativas, sendo praticamente de 100% para NO₃⁻ e 20% para K⁺, evidenciando expressiva contribuição da química das águas das chuvas na composição química das águas do córrego Entre Rios.

As concentrações de Cl⁻ e SO₄²⁻ nas amostragens realizadas antes do corte da madeira se mostraram próximas às suas respectivas curvas de diluição teórica, evidenciando possíveis aportes difusos (aportes atmosféricos), porém associadas à origem antrópica oriundos de

tratos culturais ocorridos em determinadas áreas da microbacia de drenagem.

Por outro lado, as espécies químicas K^+ , Cl^- , NO_3^- e SO_4^{2-} , especialmente nas amostragens realizadas depois do corte da madeira, apresentaram seus comportamentos inversos em relação às curvas de diluição teórica, aumentando suas concentrações em função do aumento das vazões, evidenciando também possível origem antrópica em seus aportes difusos. De acordo com Oliveira et al. (2009), tais aportes dessas espécies podem estar associados ao protocolo de adubações na área florestada realizado duas semanas antes das referidas amostragens, sendo possível observar seu efeito residual nas águas do córrego Entre Rios. Esse tipo de mobilidade principalmente para K^+ , Cl^- e NO_3^- , após o primeiro ano do corte raso da madeira, já foi verificado em diversos trabalhos sobre ciclagem de nutrientes em microbacias reflorestadas (Feller e Kimmins, 1984; Hopmans et al., 1987; Stevens et al., 1995; Ranzini e Lima, 2002; Guimarães et al., 2010). Segundo Hornbeck et al., (1975) e Vital et al. (1999), a perda de macronutrientes após o corte raso de florestas homogêneas é diretamente proporcional à área de colheita.

Figura 6. Relações concentração-vazão e as respectivas curvas de diluição teórica para os principais cátions, ânions e SiO_2 , obtidos para a microbacia do córrego Entre Rios, na amostragem realizada após o corte da madeira (05/12/2007).

3.4. Quantificação da Carga Dissolvida Fluvial

Os fluxos totais e específicos da carga inorgânica dissolvida do córrego Entre Rios, determinados pelo método de fluxo instantâneo ao longo dos períodos estudados, podem ser observados na Tabela 3.

Foi possível verificar que dentre as cargas dissolvidas totais transportadas fluvialmente, em ambos os períodos de amostragem, o SiO_2 e o HCO_3^- foram as espécies químicas mais significativas, com fluxos totais respectivos de 9.217,6 e 6.751,4 $g\ h^{-1}$, antes do corte, e de 4.810,9 e 3.902,0 $g\ h^{-1}$, depois do corte, o que correspondeu a fluxos específicos de ordem de 5.761,0 e 4.219,6 $g\ km^{-2}\ h^{-1}$ e de 3.006,8 e 2.438,7 $g\ km^{-2}\ h^{-1}$.

Apesar da baixa variabilidade verificada em termos de concentrações entre as duas amostragens realizadas antes e depois do corte da madeira (Tabela 2), foram observados aumentos significativos em termos de fluxos totais e específicos para Cl^- e SO_4^{2-} , especialmente na segunda amostragem, sendo os mesmos da ordem de duas vezes. Essas constatações evidenciaram ainda mais suas importantes contribuições relacionadas à aplicação de insumos agrícolas em processos de adubação de plantio e de cobertura, conforme já comentado anteriormente e constatada pela análise da Figura 6.

Em termos comparativos com outras microbacias de drenagem, a carga dissolvida do córrego Entre Rios, representada em termos de fluxo específico de SDT de $8.823,6 \text{ g km}^{-2} \text{ h}^{-1}$, se mostrou superior a microbacia do córrego Barra Bonita ($29,30 \text{ km}^2$), localizada no Estado de São Paulo, com área de drenagem dezoito vezes superior a microbacia do córrego Entre Rios e sob significativa influência agrícola e antrópica, que apresentou $4.982,5 \text{ g km}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Bibian, 2007) e também em relação às microbacias de Vacherie (5,65 km^2) e St. Bily (3,91 km^2), localizadas na França, com cobertura de floresta de *Pinus sp* e que na ocasião apresentaram fluxos específicos respectivos da ordem de 1.000 e 2375 $\text{g km}^{-2} \text{ h}^{-1}$ (Meybeck, 1986).

Tabela 3. Fluxos fluviais totais ($F_{\text{TAC(ESP)}}$ e $F_{\text{TDC(ESP)}}$ em g h^{-1}) e específicos ($F_{\text{EAC(ESP)}}$ e $F_{\text{EDC(ESP)}}$ em $\text{g km}^{-2} \text{ h}^{-1}$) das principais espécies químicas inorgânicas dissolvidas calculadas pelo método de fluxo instantâneo, para os períodos de amostragens antes e depois do corte da madeira na microbacia do córrego Entre Rios.

Amostragem antes do corte			Amostragem depois do corte		
Fluxo Instantâneo			Fluxo Instantâneo		
Espécie	$\Sigma F_{\text{TAC(ESP)}} (\text{g h}^{-1})$	$\Sigma F_{\text{EAC(ESP)}} (\text{g km}^{-2} \text{ h}^{-1})$	Espécie	$\Sigma F_{\text{TDC(ESP)}} (\text{g h}^{-1})$	$\Sigma F_{\text{EDC(ESP)}} (\text{g km}^{-2} \text{ h}^{-1})$
Ca^{2+}	1386,5	866,6	Ca^{2+}	977,4	610,8
Mg^{2+}	365,4	228,4	Mg^{2+}	266,4	166,5
Na^+	415,8	259,8	Na^+	260,8	163,0
K^+	1678,7	1049,2	K^+	1695,7	1059,8
NH_4^+	25,2	15,7	NH_4^+	n.d.	n.d.
SiO_2	9217,6	5761,0	SiO_2	4810,9	3006,8
HCO_3^-	6751,4	4219,6	HCO_3^-	3902,0	2438,7
Cl^-	738,7	461,7	Cl^-	1198,8	749,2
SO_4^{2-}	399,6	249,8	SO_4^{2-}	558,7	349,2
NO_3^-	456,2	285,1	NO_3^-	426,8	266,7
PO_4^{3-}	48,3	30,2	PO_4^{3-}	20,3	12,7
SDT	21483,3	13427,1	SDT	14117,7	8823,6

"n.d." = não determinado (concentrações abaixo do limite de detecção)

É importante salientar que essas diferenças obtidas no presente estudo, em relação às bacias de drenagem citadas anteriormente podem estar associadas ao método empregado para estimativa dessas cargas dissolvidas. Nas microbacias citadas para comparação, tais cargas foram estimadas pelo emprego do método estocástico. Como este método depende de concentrações das espécies químicas e vazões médias, a representatividade desses parâmetros, caso não realizadas em todas as fases da hidrógrafa, como por exemplo, nos períodos de águas baixas, de subidas das águas, nos picos de cheia e nos períodos de recesso, pode gerar valores superestimados ou subestimados, como o que pode ter ocorrido nos referidos trabalhos. O que não foi o caso das estimativas realizadas no presente estudo empregando o método de fluxo instantâneo, onde foram representados fluxos (totais e específicos) ocorridos em todas as fases

dos hidrogramas gerados durante os dois eventos chuvosos avaliados.

Tais evidências em relação à aplicação das metodologias se mostraram ainda mais significativas quando comparadas as estimativas dos fluxos específicos das principais espécies químicas, obtidos no presente estudo (método de fluxo instantâneo), com os transportes calculados tanto pelo método estocástico, quanto pelo método de integração de áreas, conforme realizado por Oliveira et al. (2009) para a mesma bacia de drenagem e sob influência dos mesmos eventos chuvosos, sendo que os resultados podem ser observados na Tabela 4.

Tabela 4. Tabela comparativa com os transportes específicos obtidos pelos métodos estocástico e de integração de áreas ($\text{g km}^{-2} \text{h}^{-1}$) para as principais espécies químicas dissolvidas nas águas fluviais do córrego Entre Rios, obtidos por Oliveira et al. (2009).

Amostragem antes do corte			Amostragem depois do corte		
Espécie	Estocástico	Integração de Áreas	Espécie	Estocástico	Integração de Áreas
	$T_{\text{ESTesp}} (\text{g km}^{-2} \text{h}^{-1})^*$	$T_{\text{IAesp}} (\text{g km}^{-2} \text{h}^{-1})^*$		$T_{\text{ESTesp}} (\text{g km}^{-2} \text{h}^{-1})^*$	$T_{\text{IAesp}} (\text{g km}^{-2} \text{h}^{-1})^*$
Ca^{2+}	96,3	85	Ca^{2+}	67,9	53,8
Mg^{2+}	25,4	23,8	Mg^{2+}	18,3	15
Na^+	28,8	26,7	Na^+	17,9	15,4
K^+	116,7	100,8	K^+	117,9	80,8
NH_4^+	n.d.	n.d.	NH_4^+	n.d.	n.d.
SiO_2	640	554,6	SiO_2	334,2	255,4
HCO_3^-	468,8	411,3	HCO_3^-	270,8	218,3
Cl^-	51,3	46,3	Cl^-	83,3	57,1
SO_4^{2-}	27,9	27,9	SO_4^{2-}	38,8	31,7
NO_3^-	31,7	31,3	NO_3^-	29,6	20
PO_4^{3-}	n.d.	n.d.	PO_4^{3-}	n.d.	n.d.
SDT	1486,7	1307,1	SDT	979,2	748,3

* T_{ESTesp} e T_{IAesp} correspondem aos fluxos específicos calculados pelo método estocástico e de integração de áreas (Oliveira et al., 2009)

"n.d." = não determinado

Por essa comparação foi possível evidenciar que os fluxos específicos obtidos pelo método de fluxo instantâneo (Tabela 3) se mostraram significativamente mais elevados do que os obtidos pelos dois métodos comparativos citados (Tabela 4), como por exemplo, para o K^+ (cátion mais abundante) que se mostrou maior 9 e 10 vezes, respectivamente, em relação aos métodos: estocástico e integração de áreas, na amostragem antes do corte e de 9 e 13 vezes após o corte da madeira. Já com relação ao HCO_3^- (ânion mais abundante) essa discrepância se mostrou similar, sendo de 9 e 10 vezes antes do corte e de 9 e 11 vezes após o corte da madeira, em relação aos respectivos métodos. Uma provável justificativa para tais diferenças seria, conforme comentado anteriormente, pelo uso de médias das concentrações das espécies químicas normalizadas pelas vazões, sendo que o método estocástico utiliza tais médias para os períodos totais de ambos os hidrogramas de cheia e o método de integração para cada intervalo de tempo representativos das amostragens desses hidrogramas. Esse fato, aliado ao número de amostragens em períodos de baixas vazões podem ter resultado em menores valores de transportes específicos.

3.5. Carga Particulada

Os resultados das concentrações do MPS, das vazões instantâneas e dos fluxos totais e específicos obtidos para os períodos de amostragem antes e depois do corte da madeira nas águas fluviais do córrego Entre Rios podem ser observados na Tabela 5.

Tabela 5. Concentrações de material particulado em suspensão (MPS em mg L^{-1}), médias normalizadas pelas vazões (CMNQ_{MPS} em mg L^{-1}) e vazões instantâneas (L s^{-1}) para as amostras de águas fluviais do córrego Entre Rios, nos períodos antes e depois do corte da madeira, respectivamente entre 17 e 18/03 e 05/12/2007.

Amostragem antes do corte			Amostragem depois do corte		
Amostras	Q (L s^{-1})	MPS (mg L^{-1})	Amostras	Q (L s^{-1})	MPS (mg L^{-1})
A _{1,1}	11,0	8,00	A _{2,1}	6,3	23,86
A _{1,2}	14,3	10,33	A _{2,2}	11,2	48,21
A _{1,3}	31,8	17,67	A _{2,3}	17,9	57,41
A _{1,4}	53,0	21,33	A _{2,4}	53,0	80,64
A _{1,5}	62,0	50,19	A _{2,5}	35,5	39,04
A _{1,6}	50,0	50,00	A _{2,6}	23,5	26,11
A _{1,7}	33,6	36,14	A _{2,7}	15,5	17,34
A _{1,8}	19,2	19,17	A _{2,8}	10,0	12,94
A _{1,9}	15,5	12,64	A _{2,9}	8,0	11,57
	CMNQ_{MPS}	32,08		CMNQ_{MPS}	46,89

A_{1,1} a A_{1,9} representam o período de amostragem antes do corte

A_{2,1} a A_{2,9} representam o período de amostragem depois do corte

De maneira geral foi possível observar que as concentrações de MPS mostraram relações positivas com as vazões instantâneas, evidenciando suas maiores concentrações nas maiores vazões e menores concentrações juntamente com as mais baixas vazões. Contudo, essa maior carga particulada transportada fluvialmente se mostrou mais pronunciada no segundo período de amostragem (após o corte da madeira) do que em relação ao primeiro, especialmente durante as subidas das águas e nos picos de cheia, com valores de 57,4 e 80,6 mg L^{-1} , para respectivas vazões instantâneas de 17,9 e 53,0 L s^{-1} (coletas A_{2,3} e A_{2,4}, da segunda amostragem), contra 21,33 e 50,19 mg L^{-1} , para vazões de 53,0 e 62,0 L s^{-1} (coletas A_{1,3} e A_{1,4} da primeira amostragem). Tais aportes de material particulado no segundo período de amostragem podem ter ocorrido em função da mudança do uso do solo, decorrente do corte da madeira em 10,2% da área da microbacia de drenagem, o que deixou o solo sem cobertura florestal mais densa, e também devido à significativa declividade do terreno dessa área de colheita (em torno de 38%), o que possivelmente contribuiu para um maior escoamento superficial desse material para dentro do canal fluvial. Esse mesmo preceito de maior aporte de MPS na amostragem após colheita de madeira também foi evidenciada em termos de concentrações médias normalizadas pelas vazões, que se mostrou maior cerca de 1,5 vezes em relação ao primeiro período, com valores respectivos de 46,89 mg L^{-1} e 32,08 mg L^{-1} . Vital et al. (1999) e Câmara e Lima (1999), observaram o mesmo comportamento após corte raso da plantação de eucaliptos em microbacias localizadas respectivamente nos municípios de Santa Branca e Itatinga, ambas no Estado de São Paulo, indicando maior suscetibilidade à erosão nas microbacias, após a colheita da madeira.

3.6. Relação concentração-vazão de MPS

Os aspectos dinâmicos da carga particulada das águas fluviais do córrego Entre Rios também foram avaliados no presente estudo pelas relações entre as concentrações de MPS e as respectivas vazões instantâneas durante as duas amostragens, conforme ilustra a Figura 7.

Figura 7. Relações entre as concentrações de MPS (mg L⁻¹) e vazões instantâneas (Q em L s⁻¹), evidenciando os processos de remobilização e sedimentação (curvas de histerese) para as duas amostragens antes e depois do corte da madeira, nas águas fluviais do córrego Entre Rios, em Angatuba – São Paulo.

O modelo que melhor se ajustou ao comportamento das concentrações de MPS em função das vazões foi o linear, característicos para médios e pequenos rios (Probst e Bazerbach, 1986), sendo possível evidenciar significativos coeficientes de correlação para ambas as amostragens ($p > 0,01$). Pode ser ainda observado, pelo coeficiente angular da equação de regressão, uma maior taxa de transporte de MPS durante a amostragem realizada depois do corte da madeira, o qual foi de 1,124 mg s⁻¹, em comparação com a primeira amostragem antes do corte que apresentou 0,715 mg s⁻¹, confirmando o alto poder de arraste desse material para as águas fluviais pós supressão da floresta.

A avaliação dos aspectos dinâmicos da carga particulada envolveu ainda a observação das ocorrências dos processos de remobilização e sedimentação do MPS nas águas fluviais do córrego Entre Rios em ambas as amostragens (Figura 7). De acordo com Carmouze (1974), Probst e Bazerbach (1986), Kattan e Probst (1987) e Kattan et al. (1987), os processos de remobilização e de deposição de material em suspensão seguem basicamente 3 fases distintas:

(a) a primeira caracterizada por um significativo aumento das concentrações de sedimentos com a vazão, associados aos processos erosivos mecânicos e transportados para o rio preferencialmente por escoamentos superficiais. Este período corresponde também à remobilização dos sedimentos que estão acumulados no leito do canal fluvial e que são intensificadas pela contribuição das componentes subsuperficial e subterrânea; (b) a segunda caracterizada pela diminuição das concentrações dos sedimentos no momento em que as vazões começam a diminuir com o fim dos eventos chuvosos; (c) e a terceira fase caracterizada pela diminuição da concentração dos sedimentos, juntamente com a vazão. Esta fase corresponde à deposição dos sedimentos no leito dos sistemas fluviais.

Pelos resultados obtidos foi possível verificar que durante o processo de remobilização da amostragem posterior ao corte de madeira (pontos de 1 a 4), as concentrações de MPS se mostraram superiores em relação ao processo de sedimentação (pontos de 4 a 9), com uma variação no sentido horário, característicos desses ambientes fluviais, com subida e descida de água no canal bastante rápida, conforme evidenciado em bacias de drenagem de diferentes magnitudes (Meade et al., 1985; Probst et al., 1992; Mortatti, 1995; Ferraz e Mortatti, 2002; Fernandes et al., 2012).

Por outro lado, durante o período de amostragem anterior a realização do corte esse processo se inverte, sendo evidenciados maiores concentrações de MPS durante o processo de sedimentação e variando no sentido anti-horário. Tal situação, pouco vista na literatura, pode ter sido influenciada pelo período bastante úmido (chuvas intensas), apresentando uma subida rápida das águas, mas com um lento processo de recesso, sendo que essa dinâmica pode estar associada às significativas contribuições dos fluxos subterrâneos.

3.7. Quantificação da carga particulada fluvial

A quantificação da carga total e específica de MPS, calculada pelo método de fluxo instantâneo, para os dois períodos estudados pode ser observado na Tabela 6. Para melhor interpretação da dinâmica de MPS nas águas fluviais do córrego Entre Rios, exercidas pelas flutuações das vazões, os resultados dos fluxos instantâneos foram dispostos na forma de distribuições temporais, como mostra a Figura 8.

Pelos resultados obtidos foi possível observar que os fluxos instantâneos relativos ao período de amostragem antes do corte da madeira se mostraram mais bem distribuídos ao longo do respectivo hidrograma gerado, inclusive apresentando mais fluxos representativos nos períodos de subida das águas e no de recesso. Ao passo que no período de amostragem depois do corte, um fluxo bastante significado de cerca de $15.385,9 \text{ g h}^{-1}$ pode ser verificado no pico de cheia, diferenciando-o dos demais fluxos que se mostraram preferencialmente distribuídos entre os períodos de subida e de descida das águas. Essa dinâmica ocorrida na segunda amostragem confirmou o rápido e pronunciado processo de arraste desse material particulado para o canal fluvial, o qual corroborou com o tempo de residência da chuva na microbacia (aproximadamente de 2 horas) e mostrou de forma ainda mais detalhada a influência antrópica promovida especialmente pelo corte da madeira no processo erosivo mecânico dessa microbacia de drenagem.

Mesmo com essas diferenças evidenciadas nos comportamentos e distribuições dos fluxos nos dois hidrogramas gerados nos períodos estudados foi possível verificar resultados similaridades em termos de fluxos totais de MPS que apresentaram valores de $3.728,3 \text{ g h}^{-1}$, antes do corte, e de $3.393,8 \text{ g h}^{-1}$ depois do corte, o que representou em termos de fluxos específicos $2.330,1 \text{ g km}^{-2}\text{h}^{-1}$ e $2.121,1 \text{ g km}^{-2}\text{h}^{-1}$, respectivamente.

Os valores mais elevados obtidos na primeira amostragem podem ser justificados ao período de intensas chuvas ocorridas anteriormente a realização dessa amostragem. Esse fato aliado à maior precipitação ocorrida no dia da coleta proporcionaram maiores volumes de água no sistema fluvial devido às contribuições superficiais e fluxos subterrâneos, gerando

maiores vazões nesse período e ocasionando maior lentidão do processo de sedimentação da carga sólida, conforme evidenciado anteriormente e constatado pela análise da Figura 8. Como a quantificação do fluxo de MPS baseou-se no quociente entre valores de concentrações e vazões, tal fato pode ter contribuído para obtenção de maiores fluxos de sedimentos nessa referida amostragem realizada antes do corte da madeira.

Tabela 6. Resultados dos fluxos instantâneos obtidos entre as concentrações de material particulado em suspensão e vazões (MPS em g h^{-1}), incluindo os fluxos totais ($\Sigma F_{\text{TAC(MPS)}}$ e $\Sigma F_{\text{TDC(MPS)}}$ em g h^{-1}) e específicos ($\Sigma F_{\text{EAC(MPS)}}$ e $\Sigma F_{\text{EDC(MPS)}}$ em $\text{g km}^{-2} \text{h}^{-1}$) nos períodos antes de depois do corte da madeira, para as amostras de águas fluviais do córrego Entre Rios.

Amostragem antes do corte		Amostragem depois do corte	
Amostras	MPS (g h^{-1})	Amostras	MPS (g h^{-1})
A _{1.1}	316,8	A _{2.1}	539,4
A _{1.2}	533,3	A _{2.2}	1945,2
A _{1.3}	2021,4	A _{2.3}	3706,8
A _{1.4}	4072,9	A _{2.4}	15385,9
A _{1.5}	11202,3	A _{2.5}	4991,6
A _{1.6}	9000,0	A _{2.6}	2209,7
A _{1.7}	4374,2	A _{2.7}	966,2
A _{1.8}	1328,3	A _{2.8}	466,0
A _{1.9}	704,4	A _{2.9}	333,1
$\Sigma F_{\text{TAC(MPS)}}$ (g h^{-1})	33553,5	$\Sigma F_{\text{TDC(MPS)}}$ (g h^{-1})	30544,0
$\Sigma F_{\text{EAC(MPS)}}$ ($\text{g km}^{-2} \text{h}^{-1}$)	20970,9	$\Sigma F_{\text{EDC(MPS)}}$ ($\text{g km}^{-2} \text{h}^{-1}$)	19090,0

Comparativamente esses fluxos específicos de MPS obtidos no presente estudo em ambos os períodos de amostragem se mostraram superiores aos observados por Câmara e Lima (1999) e Vital et al. (1999), que apresentaram no primeiro ano após corte raso da madeira perdas de sedimentos da ordem de 692 e 473 $\text{g km}^{-2} \text{h}^{-1}$, respectivamente, para as microbacias do Tinga e de Santa Branca (São Paulo). No entanto, os fluxos de MPS observados para microbacia do córrego Entre Rios se mostraram muito inferiores ao obtido por Bibian (2007) para a microbacia do córrego Barra Bonita (São Paulo), que apresentou para um evento chuvoso de 60 mm cerca de 14.835 $\text{g km}^{-2} \text{h}^{-1}$, sendo que essa diferença pode estar relacionada a diversos fatores como, por exemplo, área da microbacia de drenagem (maior cerca de 18 vezes), volume do evento chuvoso (cerca de 2 vezes maior) e condições de saturação dos solos.

Entretanto, fica evidente a vulnerabilidade desses ecossistemas localizados especialmente em microbacias de drenagem, principalmente em relação às diversas intervenções antrópicas nas mesmas. Tal fato justifica a importância e relevância de estudos verificando a influência de diferentes classes de precipitações que podem, como evidenciado no presente estudo, influenciar diretamente a qualidade das águas superficiais e promover alterações significativas

nos comportamentos dinâmicos das cargas fluviais.

Figura 8. Variabilidade temporal dos fluxos instantâneos (g h^{-1}) obtidos entre os valores de MPS e das vazões para os períodos estudados antes e depois do corte da madeira nas águas fluviais do córrego Entre Rios, em Angatuba (SP).

4. CONCLUSÕES

Os dados obtidos pelos resultados analíticos das principais espécies químicas inorgânicas dissolvidas e do material particulado em suspensão, juntamente com a aplicação de modelos hidrogeoquímicos, permitiu de modo satisfatório avaliar o comportamento dinâmico das cargas dissolvida e particulada nas águas fluviais da microbacia do córrego Entre Rios durante a ocorrência de dois eventos chuvosos.

As concentrações das principais espécies químicas inorgânicas dissolvidas estudadas se mostraram fortemente influenciadas pelas contribuições atmosféricas e processos hidrológicos envolvidos nos períodos estudados. Basicamente, o comportamento dinâmico da maioria das espécies químicas nas águas fluviais seguiu dois padrões inerentes: 1) a ocorrência de um aporte significativo das concentrações dessas espécies, especialmente no processo de subida das águas, associado ao rápido processo de escoamento superficial, sendo tal processo ocorrido anteriormente aos picos das vazões e 2) e posteriormente a ocorrência dos padrões de diluições característicos, ocorridos concomitantemente com os mais altos valores de vazões e já com as expressivas contribuições provenientes dos escoamentos subterrâneos.

As comparações entre as curvas de distribuição das espécies químicas dissolvidas com as curvas de diluição teórica permitiram evidenciar de forma mais detalhada esse processo de diluição. Além disso, segundo a aplicação deste modelo foi possível ainda verificar que as espécies químicas inorgânicas dissolvidas SiO_2 , HCO_3^- , Ca^{2+} , Na^+ , Mg^{2+} e NO_3^- apresentaram aportes de origem difusa, ou seja, com ocorrências bastante significativas ao longo de toda microbacia de drenagem, associadas principalmente à alteração de rochas e possivelmente dos aportes provenientes dos eventos chuvosos, mas também, como nos casos de K^+ , Cl^- e SO_4^{2-} , e especialmente após o corte da madeira, dos aportes de origem antrópica, associados aos tratos culturais ocorridos ao longo da microbacia de drenagem.

O comportamento dinâmico de MPS se mostrou contrário ao da carga dissolvida, apresentando concentrações mais elevadas nas mais altas vazões. Apesar da utilização do modelo linear para explicar as distribuições das concentrações de MPS em função das vazões

foi possível observar em ambas às amostragens a ocorrência dos processos remobilização e de deposição do material particulado nas águas fluviais do córrego Entre Rios, se mostrando bastantes semelhantes ao evidenciado em grandes e médias bacias de drenagem. Foi possível observar, no entanto, que o processo de remobilização da amostragem posterior ao corte de madeira se mostrou superior ao processo de sedimentação e com variação no sentido horário, diferentemente do período anterior ao corte da madeira, em que o processo de sedimentação se mostrou mais significativo, evidenciando a importância das contribuições dos subterrâneos nesse sistema hídrico durante o período de chuvas intensas.

Comparado a outros métodos, o emprego do método de fluxo instantâneo se mostrou mais apropriado para estimativas das cargas dissolvida e particulada transportadas fluvialmente dos dois eventos chuvoso ocorridos na microbacia devido à obtenção dos fluxos em todas as fases dos hidrogramas, não dependendo de médias de concentrações e vazões, diminuindo a possibilidade de gerar valores subestimados ou superestimados.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, CNPq (Processo nº 135148/2007-3) e à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo –FAPESP (Processo nº 2006/51301-7) pelo suporte financeiro para desenvolvimento da pesquisa.

6. REFERÊNCIAS

- AHEARN, D. S.; SHEIBLEY, R. W.; DAHLGREN, R. A.; KELLER, K. E. Temporal dynamics of stream water chemistry in the last free-flowing river draining the western Sierra Nevada, California. **Journal of Hydrology**, v. 295, p. 47-63, 2004. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.02.016>
- BEIGHLEY, R. E.; MOGLEN, G. E. Adjusting measured peak discharges from an urbanizing watershed to reflect a stationary land use signal. **Water Resources Research**, v. 39, n. 4, p. 4.1–4.11, 2003. <http://dx.doi.org/10.1029/2002WR001846>
- BETSON, R. P.; MARIUS, J. B. Source areas of storm runoff. **Water Resources Research**, v. 5, p. 574-582, 1969. <http://dx.doi.org/10.1029/WR005i003p00574>
- BIBIAN, J. P. R. **Caracterização hidrogeoquímica da microbacia de drenagem do córrego Barra Bonita**. 2007. 194 p. Dissertação (Mestrado) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2007.
- BONELL, M. Hydrological processes and implications for land management in forests and agricultural areas of the wet tropical coast of north-east Queensland. In: WARNER, R. F. (Ed.). **Fluvial geomorphology of Australia**. New York: Academic Press, 1988. p. 41-68.
- BONELL, M. The applications of hillslope hydrology in forest land-management issues: the tropical north-east Australian experience. In: BRAGA, B. P. F.; FERNANDEZ-JAUREGUI, C. A. (Ed.). **Water management of the Amazon basin**. Montevideo: UNESCO, 1991. p. 45-82.
- BORMANN, F. H.; LIKENS, G. E.; FISCHER, D. W.; PIERCE, R. S. Nutrient loss accelerated by clearcutting of a forest ecosystem. **Science**, v. 159, n. 3817, p. 882-4, 1968. <http://dx.doi.org/10.1126/science.159.3817.882>

- BORTOLETTO JR., M. J. **Características hidrogeoquímicas e processos erosivos mecânicos e químicos nas bacias de drenagem dos rios Tietê e Piracicaba**. 2004. 202 p. Tese (Doutorado em Ciências) - Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.
- BOS, M. G. **Discharge measurement structures**. Wageningen: ILRI, 1976. 464p.
- CÂMARA, C. D.; LIMA, W. P. Corte raso de uma plantação de *Eucalyptus saligna* de 50 anos: impactos sobre o balanço hídrico e a qualidade da água em uma microbacia experimental. **Scientia Forestalis**, v. 56, p. 41-58, 1999.
- CÂMARA, C. D.; LIMA, W. P.; VIEIRA, S. A. Corte raso de uma plantação de *Eucalyptus saligna* de 50 anos: impactos sobre a ciclagem de nutrientes em uma microbacia experimental. **Scientia Forestalis**, v. 57, p. 99-109, 2000.
- CARMOUZE, J. P. La regulation hydrogéochimique du lac Tchad. Contribution à l'analyse biodynamique du système endoréique en milieu continental. **Trav. Doc. Orstom**, v. 58, p. 418, 1974.
- CARVALHO, K. H. A.; SILVA, M. L.; SOARES, N. S. Efeito da área e da produtividade na produção de celulose no Brasil. **Revista Árvore**, v. 36, n. 6, p. 1119-1128, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622012000600012>
- CRUCIANI, D. E. **Hidráulica, equações, tabelas, gráficos**. São Paulo: Universidade de São Paulo, 1993. 129p.
- DE MORAES, J. M.; SCHULER, A. E.; DUNNE, T.; FIGUEIREDO, R. O.; VICTORIA, R. L. Water storage and runoff processes in plinthic soils under forest and pasture in Eastern Amazonia. **Hydrological Processes**, v. 20, n. 12, p. 2509–2526, 2006. <http://dx.doi.org/10.1002/hyp.6213>
- DUNNE, T.; BLACK, R. D. Partial-area contributions to storm runoff in a small New England watershed. **Water Resources Research**, v. 6, p. 1297–1311, 1970. <http://dx.doi.org/10.1029/WR006i005p01296>
- DUNNE, T. Field studies of hillslope processes. In: KIRKBY, M. J. (Ed.). **Hillslope hydrology**. Wiley: Chichester, 1978. p. 227-293.
- DUNNE, T. Relation to field studies and modeling in the prediction of storm runoff. *Journal of Hydrology*, v. 65, p. 25-48, 1983. [http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(83\)90209-3](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(83)90209-3)
- EDMOND, J. M. High precision determination of titration alkalinity and total carbon dioxide content of seawater by potentiometric titration. **Deep-Sea Research. Part I: Oceanographic Research Papers**, v. 17, n. 4, p. 737-750, 1970. [http://dx.doi.org/10.1016/0011-7471\(70\)90038-0](http://dx.doi.org/10.1016/0011-7471(70)90038-0)
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. 2ª ed. Brasília, 2006. 306p.
- FELLER, M. C.; KIMMINS, J. P. Effects of clearcutting and slash burning on stream water chemistry and watershed nutrient budgets in southwestern British Columbia. **Water resources research**, v.20, n.1, p.29-40, 1984. <http://dx.doi.org/10.1029/WR020i001p00029>

- FERNANDES, A. M.; NOLASCO, M. B.; HISSLER, C.; MORTATTI, J. Mechanical erosion in a tropical river basin in southeastern Brazil: chemical characteristics and annual fluvial transport mechanisms. **Journal of Geological Research**, v. ID 127109, p. 8, 2012. <http://dx.doi.org/10.1155/2012/127109>
- FERNANDES, A. M. **Características hidrogeoquímicas da bacia de drenagem do rio Sorocaba, SP: processos erosivos mecânicos e químicos**. 2012. 241 f. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2012.
- FERRAZ, F. F. B.; MORTATTI, J. Avaliação do processo erosivo mecânico em bacia subtropical desenvolvida pela análise de sedimentos finos em suspensão. **Geociências**, v. 21, n. 1/2, p. 113-120, 2002.
- GUIMARÃES, R. Z.; OLIVEIRA, F. A.; GONÇALVES, M. Avaliação dos impactos da silvicultura sobre a qualidade dos recursos hídricos superficiais. **Scientia Forestalis**, v. 38, n. 87, p. 377-390, 2010.
- HALL, F. R. Dissolved solids-discharge relationships. 2. Applications to field data. **Water Resources Research**, v. 7, n. 3, p. 591-601, 1971. <http://dx.doi.org/10.1029/WR007i003p00591>
- HARRIMAN, R.; GILLESPIE, E.; KING, D.; WATT, A. W.; CHRISTIE, A. E. G.; COWAN, A. A. et al. Short-term ionic responses as indicators of hydrochemical processes in the Allt-a-Mharcaidh Catchment, Western Cairngorms, Scotland. **Journal of Hydrology**, v. 116, n. 1-4, p. 267-285, 1990. [http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(90\)90127-J](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(90)90127-J)
- HINO, M.; HASEBE, M. Identification and prediction of nonlinear hydrologic systems by the filter-separation Autoregressive (AR) method: extension to hourly hydrologic data. **Journal of Hydrologic**, v. 68, p. 181-210, 1984. [http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(84\)90211-7](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(84)90211-7)
- HOPMANS, P.; FLINN, D. W.; FFARREL, P. W. Nutrient dynamics of forested catchments in southeastern Australia and changes in water quality and nutrient exports following clearing. **Forest ecology and Management**, v. 20, n. 34, p. 209-231, 1987. [http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127\(87\)90081-8](http://dx.doi.org/10.1016/0378-1127(87)90081-8)
- HORNBECK, J. W.; PIERCE, R. S.; LIKENS, G. E. Moderating the impact of contemporary forest cutting on hydrological and nutrients cycles. **New Hampshire IAHS-Publication**, v. 117, p. 423-429, 1975.
- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Mapa geológico do estado de São Paulo**. São Paulo, 1981. p. 126
- KATTAN, Z.; PROBST, J. L. Transport en suspension et en solution par la Moselle em période de crue. **Actes Des Journées D'hydrologie**, "Crues et inondations", Strasbourg, p. 143-167, 1987.
- KATTAN, Z.; GAC, J. I.; PROBST, J. L. Suspended sediment load and mechanical erosion in the Senegal basin, estimation of the surface runoff concentration and relative contributions of channel and slope erosion. **Journal of Hydrology**, v. 92, p. 59-76, 1987. [http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(87\)90089-8](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(87)90089-8)

- KATTAN, Z. **Géochimie et hydrologie des eaux fluviales des bassins de la Moselle et de la Mosig. Transports dissous et particulaires. Cycles biogéochimiques des éléments.** 1989. 220 f. These (Doctor) – Centre de Géochimie de la Surface, Université Louis Pasteur, Strasbourg, 1989.
- KÖPPEN, W. P. **Climatologia: com um estudo de los climas de La tierra.** 1. ed. México: Fondo de Cultura Economica, 1948. 478 p.
- LIMA, W. P. O. Papel hidrológico da floresta na proteção dos recursos hídricos. **Revista Silvicultura**, v. 41, p. 59-62, 1986.
- MEADE, R. H. Suspended sediment in the Amazon river and its tributaries in Brazil during 1982-84. U.S. **Geological Survey**, Open-File Report, 85-492, 1985.
- MEYBECK, M. Composition chimique des ruisseaux non pollués de France. **Science Geology Bulletin**, v. 39, n. 1, p. 3-77, 1986.
- MORTATTI, J. **Erosão na Amazônia: processos, modelos e balanço.** 1995. 155p. Tese (Livro-docência) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1995.
- MORTATTI, J.; BORTOLETTO, J. R.; PROBST, J. L. Piracicaba river basin: mechanical and chemical erosions. **Geociências**, v. 22, n. 1, p. 177-196, 2003.
- MORTATTI, J.; PROBST, J. L.; FERNANDES, A. M.; MORTATTI, B. C.; OLIVEIRA, H. Influence of discharge on silicate weathering dynamics of the Tiete river basin: major cations and dissolved silica approach. **Geochimica Brasiliensis**, v. 22, n. 1, p. 15-26, 2008.
- MOUKOLO, N.; LARAQUE, A.; OLIVRY, J.C.; BRICQUET, J. P. Transport en solution et en suspension par le fleuve Congo (Zaire) et ses principaux affluents de rive droite. **Hidrological Science Journal**, v. 38, p. 133-145, 1993. <http://dx.doi.org/10.1080/02626669309492651>
- OLIVEIRA, H.; VENDRAMINI, D.; MORTATTI, J. Transporte de espécies químicas dissolvidas em águas fluviais de uma microbacia com eucaliptos em Angatuba, São Paulo. **Revista Geociências**, v. 28, n. 1, p. 79-89, 2009.
- PROBST, J. L.; NKOUNKOU, R. R.; KREMPP, G.; BRICQUET, J. P.; THIÉBAUX, J. P.; OLIVRY, J. C. Dissolved major elements exported by the Congo and the Ubangi rivers during the period 1987-1989. **Journal of Hydrology**, v. 135, p. 237-257, 1992. [http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(92\)90090-I](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(92)90090-I)
- PROBST, J. L.; BAZERBACHI, A. Transports en solution et en suspension par la Garonne supérieure. **Science Géologiques Bulletin**, v. 1, p. 79-98, 1986.
- PROBST, J. L. Géochimie et hydrologie de l'érosion continentale: mécanismes, bilan global actuel et fluctuations au cours des 500 derniers millions d'années. **Sciences Géologiques Bulletin**, v. 94, p. 1-161, 1992.
- RANZINI, M.; LIMA, W. P. Comportamento hidrológico, balanço de nutrientes e perdas de solo em duas microbacias reflorestadas com *Eucalyptus*, no Vale do Paraíba, SP. **Scientia Forestalis**, v. 61, p. 144-159, 2002.

- SIDLE, R. C.; TSUBOYAMA, Y.; NOGUCHI, S.; HOSODA, I.; FUJIEDA, M.; SHIMIZU, T. Seasonal hydrologic response at various spatial scales in a small forested catchment, Hitachi Ohta, Japan. **Journal of Hydrology**, v. 168, p. 227-250, 1995.
- STEVENS, P. A.; NORRIS, A. D.; WILLIAMS, T. G. Nutrient losses after clearfelling in Bedgelert Forest: a comparison of the effects of conventional and whole-tree harvest on soil water chemistry. **Forestry**, v. 68, n. 2, p. 115-131, 1995. <http://dx.doi.org/10.1093/forestry/68.2.115>
- VENDRAMINI, D. **Aspectos hidrogeoquímicos de uma microbacia reflorestada com *Eucalyptus grandis* no município de Angatuba – São Paulo**. 2009. 195 f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2009.
- VENDRAMINI, D. **Monitoramento hidrogeoquímicos do rio Piracicaba: aspectos dinâmicos do transporte de material dissolvido e particulado**. 2013. 232 f. Tese (Doutorado) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2013.
- VENDRAMINI, D.; BONASSI, J. A.; MORTATTI, J. Aspectos da influência antrópica na carga dissolvida do rio Piracicaba (SP). **Revista Geologia da USP, Série Científica**, v. 13, n. 13, p. 99-112, 2013.
- VITAL, A. R. T.; LIMA, W. P.; CAMARGO, F. R. A. Efeitos do corte raso de plantação de *Eucalyptus* sobre o balanço hídrico, a qualidade da água e as perdas de solo e de nutrientes em uma microbacia no Vale do Paraíba, SP. **Scientia Forestalis**, n. 55, p. 5-16, 1999.

Estrutura da paisagem, relevo e hidrografia de uma microbacia como suporte a um programa de pagamento por serviços ambientais relacionados à água

doi: 10.4136/ambi-agua.1326

Received: 25 Feb. 2014; Accepted: 03 Jun 2014

**Fernando Salles Rosa¹; Kelly Cristina Tonello^{1*};
Roberta de Oliveira Aversa Valente¹; Roberto Wagner Lourenço²**

¹Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR), Sorocaba, SP, Brasil
Departamento de Ciências Ambientais

²Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” (UNESP), Campus de Sorocaba, SP, Brasil

*Autor correspondente: e-mail: kellytonello@ufscar.br,
fesrosa@yahoo.com.br, roavalen@ufscar.br, robertow@sorocaba.unesp.br

RESUMO

O Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) no Brasil está inserido na Política de Mudanças Climáticas e vem sendo executado para a proteção de recursos hídricos, biodiversidade, entre outros. O município de Ibiúna no Estado de São Paulo /SP apresenta aptidão para esse instrumento econômico, pois está localizado em posição estratégica ao abastecimento público, possui exploração agrícola e integra uma Unidade de Conservação na forma de Área de Proteção Ambiental – APA Itupararanga. Nesse contexto, a microbacia do ribeirão do Murundu, que está integralmente no município de Ibiúna/SP, foi selecionada para o desenvolvimento do projeto. O presente trabalho teve por objetivo a verificação em uma microbacia das interações entre a estrutura da paisagem, o relevo e a hidrografia por meio da classificação e tabulação cruzada entre os planos de informação de declividade e de cobertura e uso do solo, como subsídio à geração de um mapa temático de áreas prioritárias para conservação e preservação da água. As análises indicam que a microbacia apresenta predomínio de florestas em estágio médio/avançado (30,1% da microbacia), concentrada na cabeceira e partes altas da bacia, bem como é crescente conforme aumento da declividade. Embora a microbacia apresente uma maior proporção preservada, foram observados diversos usos em áreas de preservação permanente. As ferramentas utilizadas demonstraram-se aplicáveis no suporte à tomada de decisão relacionada à definição de áreas prioritárias e no desenvolvimento de pesquisas e políticas públicas em PSA-água, com foco no incremento da governança dos recursos hídricos.

Palavras-chave: áreas prioritárias, impacto ambiental, conservação de solo.

Landscape structure and slope of a watershed to support a program for payment for environmental services relating to water

ABSTRACT

Payment for Environmental Services (PES) in Brazil is included in climate change policy and is being used to protect water resources, biodiversity, and other assets. The municipality

of Ibiúna in São Paulo/SP is adequate for PES because it is located in a strategic position for public water supply and has agricultural production and an Environmental Protection Area - APA, Itupararanga. In this context, the watershed of the Murundu Stream, located entirely in the municipality of Ibiúna / SP, was selected for this work. This study involved the interactions between landscape structure, relief and hydrography in this watershed by the classification and cross tabulation of the slope and land use and land cover layers, as input for the generation of a thematic map of priority areas for conservation and preservation of water. The analyses indicate that most of the watershed is dominated by medium/advanced forests (30.1% of the watershed extent) concentrated at the upper parts of the basin and increasing in area as the slope gets steeper. Although a large portion of the watershed is preserved, various uses were observed in areas of permanent preservation. The tools used in this study proved to be useful to supporting decision-making related to the definition of priorities of research and development of public policy in PES relating to water, with a focus on increasing water governance.

Keywords: priority areas, environmental impact, soil conservation.

1. INTRODUÇÃO

A água está entre os principais problemas que envolvem o meio ambiente. Este é um recurso natural renovável, mas que pode vir a se esgotar, caso seu uso seja mal manejado.

Estudos revelam que a manutenção da vegetação florestal permite a melhor retenção de água em bacias hidrográficas, reduzindo a ação erosiva no solo e alimentando os mananciais subterrâneos. Sua supressão pode, nas estações chuvosas, estar associada às inundações, aos deslizamentos e erosão do solo, e nos períodos de estiagem estar associada às secas severas. As leis ambientais surgiram visando um controle sobre tais situações, estabelecendo, por meio de normas e regras, uma ordem no uso dos recursos naturais, buscando-se assim, seu respectivo manejo sustentável.

Nos últimos anos, o conceito de Pagamento por Serviços Ambientais – PSA tem recebido considerável interesse como forma de incentivo à gestão sustentável de recursos naturais nas propriedades rurais. A ideia básica é que aqueles que “fornecem” serviços ambientais, por meio da conservação dos ecossistemas naturais, devam ser compensados pelos beneficiários do serviço, o princípio provedor-recebedor (WWF, 2006).

Um dos desafios para o planejamento e desenvolvimento de um programa para pagamento por serviços ambientais relacionados à água (PSA-Água) é estimar os benefícios das atividades de proteção dos recursos hídricos antes mesmo da implementação do projeto. Para tentar suprir esta necessidade fundamental no processo de convencimento de potenciais beneficiários e provedores, o uso de ferramentas de suporte à decisão é de grande relevância.

No âmbito de um projeto de PSA-Água, em um cenário mundial, adota-se a microbacia como área de abrangência. A Microbacia faz parte da estrutura primária da paisagem, ou seja, é a menor manifestação física que permite quantificar, de forma integrada, o funcionamento da natureza, possibilitando um enfoque sistêmico para as atividades florestais (Landell-Mills e Porras, 2002).

No Brasil, estima-se que o cultivo agrícola consuma cerca de 93,4% do total da água disponível (Setti et al., 2001), se tornando um dos grandes demandantes dos recursos hídricos. Antoniazzi (2008) destaca que apesar das atividades agrícolas gerarem impactos negativos no ambiente em geral, e nos recursos hídricos em particular, elas podem atuar também como conservadoras destes recursos. Isto acontece quando são adotadas técnicas compatíveis à preservação de recursos naturais, como a conservação do solo, o manejo integrado de pragas e doenças e à manutenção de vegetação natural nas zonas ripárias, entre outras. Ao utilizar

sistemas de produção ambientalmente amigáveis, a agricultura pode produzir, além de alimentos, fibras e energia, adicionalidades aos serviços ambientais.

Em razão da significância da cobertura vegetal, a execução de Pagamentos por Serviços Ambientais – PSA para a manutenção da “floresta em pé” e até mesmo a criação de arranjos para a viabilização de Cotas de Reserva Ambiental– CRA previstas no Novo Código Florestal (Lei nº 12.651/2012), demonstram-se extremamente viáveis para a proteção dos recursos hídricos (Brasil, 2012).

Nesse contexto, no âmbito de um projeto de PSA-Água, pode-se transacionar sobre as práticas de conservação de remanescentes florestais, de restauração ecológica e florestal, de regeneração assistida e de conservação do solo para a amenização de processos erosivos em áreas prioritárias para a produção de água (Aronson et al., 2011; Veiga e May, 2010). Tais incentivos ambientais demonstram dinamismo e potencial como instrumentos econômicos de gestão voltados ao manejo integrado de microbacias hidrográficas.

Experiências piloto de PSA vêm sendo desenvolvidas em vários países, com abrangência e arranjos diversos. As discussões atuais em torno da estruturação de políticas nacionais justificam pesquisas voltadas ao equacionamento dos conflitos entre objetivos de eficiência e equidade na regulamentação do PSA.

A maior parte dos projetos de pagamentos por serviços ambientais no Brasil refere-se à conservação de água, iniciada com o pioneirismo em Extrema, sul de Minas Gerais em 2007. Essa foi a primeira iniciativa municipal brasileira que implanta o Pagamento por Serviços Ambientais baseada na relação existente entre a floresta e os serviços prestados por ela em relação à qualidade e quantidade de água a toda a sociedade. Além da iniciativa de Extrema, existem outros projetos como o de Joanópolis, Nazaré Paulista e Guaratinguetá no interior de São Paulo, o do rio Guandu, no interior do Rio de Janeiro.

O município de Ibiúna/SP possui sua economia baseada na agricultura e no turismo. Hoje com uma população de mais de 74 mil habitantes, é uma das 20 cidades de São Paulo que levam o título de “Estância Turística”. Dos 1.093 km² de Ibiúna, apenas de 10% é de zona urbana. Os outros 90% correspondem às áreas rurais de agricultura e pecuária de pequenos produtores e a áreas de preservação ambiental. Por essas características, Ibiúna foi selecionada pela Secretaria de Estado do Meio Ambiente como o único participante da Bacia Hidrográfica do Rio Sorocaba e Médio Tietê (UGRHI-10) para a implantação do projeto piloto de PSA-Água no Estado de São Paulo (Projeto Mina d’Água), sendo o projeto desenvolvido na microbacia do ribeirão do Murundú.

Dessa maneira, o objetivo desse trabalho consiste na verificação das interações entre o relevo, a hidrografia e a estrutura da paisagem, por meio da tabulação e classificação cruzada entre os planos de informação de declividade e de uso e cobertura do solo de uma microbacia, como subsídio à geração de um mapa temático de áreas prioritárias para conservação e preservação da água.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização da área/local

A microbacia do Murundú possui 4.321 ha e está inserida na zona rural do município de Ibiúna-SP, entre as latitudes 267000m e 277000m E-W e longitudes 7363000 m e 7364000 m N-S. Sua rede hidrográfica está situada integralmente na sub-bacia do Alto-Sorocaba, e na porção sul da Área de Proteção/Preservação Ambiental – APA Itupararanga, onde se destacam os rios Sorocabuçu, Sorocamirim e Una. Estes rios são formadores do rio Sorocaba e do reservatório Itupararanga, responsável pela geração de hidroeletricidade e abastecimento de cerca de 1,5 milhões de pessoas em Sorocaba, Votorantim, Mairinque, Alumínio, Ibiúna e

São Roque. Associada a densa rede hidrográfica e ao relevo montanhoso, a microbacia possui cerca de 250 nascentes e apresenta suscetibilidade alta a erosão (Marques e Kusano, 2009).

O clima para o município de Ibiúna, segundo a classificação de Koeppen, é o tropical de altitude (Cwa), com chuvas no verão e seca no inverno, com precipitações médias anuais em torno de 1.309 mm (CEPAGRI, 2012). A vegetação predominante é a Floresta Ombrófila Densa Montana.

2.2. Planos de informação (P.I.s)

O produto cartográfico digital foi obtido pela manipulação de cartas do Instituto Geográfico e Cartográfico de São Paulo – (IGC) no AutoCAD Land Development Desktop 2i. Foram digitalizados e os seguintes procedimentos/mapas temáticos: (1) Limite da área de estudo; (2) Rede hidrográfica; (3) Cabeceiras de drenagem (nascentes); (4) Declividade; (5) Mapa de uso e cobertura do solo.

O mapa de uso e cobertura do solo foi gerado pela análise de imagens orbitais digitais de sete bandas espectrais (1 a 7) do satélite Landsat-5, sensor TM, de órbita/ponto 219/077, obtidas em 24/08/2010, com resolução geométrica de 30 metros, exceto para a banda 6, que é de 120 metros. As imagens possuíam 0% de nuvens e foram gratuitamente disponibilizadas pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE).

Todos os P.I.s foram padronizados para a resolução espacial igual a da imagem de satélite (1:30.000), no sistema de coordenadas Universal Transverso de Mercator (UTM) e Datum SAD69 Zona 22 Sul.

Nas operações de análise espacial e processamento digital de imagens foi empregado o software SIG-IDRISI 32 – Release 2. Para as verificações de campo, foi empregado um receptor GPS (Global Positioning System) de navegação Garmin eTrex Vista, de 12 canais e com antena interna, com exatidão nominal de 15 m.

2.3. Métodos

2.3.1. Mapeamentos e Planos de Informação

O uso do solo diz respeito ao que o homem constrói ou insere sobre a superfície ou como maneja o solo, ao passo que a cobertura refere-se aos atributos físicos da superfície terrestre (McConnell e Moran, 2000).

O plano de informação de uso e cobertura do solo da microbacia do ribeirão Murundú foi obtido por meio do processamento digital das imagens orbitais, atendendo as seguintes etapas:

A) Pré-processamento das imagens: Previamente à classificação digital, foram reconhecidos visualmente na composição colorida os padrões de interpretação (cor, tonalidade, textura e forma) e os objetos homogêneos que poderiam pertencer a uma única classe, de acordo com os objetivos pretendidos. Foram realizadas as correções atmosféricas e geométricas. Para a correção atmosférica foi utilizado o Princípio da Reflectância Zero. Para tanto, avaliou-se os histogramas das imagens, identificando os pixels que deveriam apresentar valores de reflectância nula, os quais foram reclassificados para apresentarem valores digitais iguais à zero. Para correção geométrica foi utilizado o modelo de transformação polinomial de primeiro grau e o método de interpolação do vizinho mais próximo, tendo por base uma amostragem de pontos reais e as imagens digitais.

B) Definição das classes de uso e cobertura do solo: com auxílio de missões de campo e análise de imagens de satélite, e, principalmente, tendo em vista o mapeamento voltado à verificação das aptidões da microbacia para a implantação de um sistema de PSA-Água, a definição das classes de uso do solo e de cobertura vegetal para a área de estudo obedeceu à seguinte classificação:

- Agricultura: consiste predominantemente na olericultura, que corresponde ao cultivo de certas plantas de consistência herbácea, geralmente de ciclo curto e tratos culturais

intensivos, como verduras e legumes. Nessa classe de uso do solo também foram incluídos os solos preparados para o plantio, assim como algumas áreas de fruticultura;

- Silvicultura: atividade econômica que está ligada diretamente com a exploração da madeira em monoculturas de uma espécie florestal (Teixeira, 2005).

- Campos rurais: identificados em propriedades rurais em que não há agricultura, mas houve intervenção antrópica, onde ocorre vegetação herbácea rala a herbácea arbustiva, homogênea ou heterogênea, geralmente em áreas não manejadas. Tal classe contempla também chácaras e sítios com presença de árvores isoladas, cercas-vivas e gramíneas, constituindo uma cobertura que pode ser quase contínua ou se apresentar sob a forma de tufos, deixando, nesse caso, alguns trechos de solo descoberto. Áreas de pastagem foram incluídas nesta classe;

- Instalações urbanas: presença de edificações agrupadas e parcelamentos do solo com ocupações residenciais (Teixeira, 2005);

- Vegetação de várzea (áreas alagadas): vegetação de composição variável que sofre influência dos rios, estando sujeita a inundações periódicas, ocorrendo desde áreas pantanosas até planícies alagáveis mais bem drenadas (IBGE, 2012);

- Mata ciliar: formação florestal edáfica conhecida existente às margens de rios, lagos, lagoas, córregos e nascentes, constituídas pelas mais variadas formações vegetais (Metzger, 2010; IBGE, 2012);

- Vegetação em estágio inicial: vegetação secundária que apresenta estrato herbáceo-arbustivo a arbustivo, homogênea ou heterogênea, podendo ocorrer pequenas árvores (Brasil, 1994).

- Floresta em estágio médio e avançado: vegetação secundária arbóreo-arbustiva a arbórea densa, homogênea ou heterogênea, com presença de espécies emergentes e mata densa (Brasil, 1994).

C) Tomada das amostras de treinamento: foram tomadas com digitalização de polígonos em tela, sobre as áreas que representam as classes de uso e cobertura previamente determinadas. Foi estatisticamente definido o número de pixel amostrado por classe de uso e cobertura do solo, conforme proposto por Valente e Vettorazzi (2002).

D) Aplicação do algoritmo de classificação supervisionada: empregou-se o algoritmo de máxima verossimilhança (MAXVER) Swain e Davis (1978).

E) Verificação da exatidão de classificação: foi realizada por amostragem estratificada ao acaso e teve por base informações de campo e as próprias imagens de satélite. O número de amostras foi determinado como proposto por Eastman (1995) e empregado por Valente e Vettorazzi (2008), possibilitando a análise comparativa amostral entre a imagem e o campo (real). A partir disso, realizou-se o cálculo do índice Kappa (K), o qual indica os pontos coincidentes entre as categorias definidas e a verdade terrestre, permitindo o cálculo do percentual de coincidência global e de cada classe.

F) Tratamento pós-classificação: foram feitas as alterações necessárias pós-verificação de campo e aplicado filtro de média 3x3, para atenuar presença de pixels isolados, comuns em produtos de classificação com o algoritmo MAXVER.

2.3.2. Rede de drenagem

O ordenamento dos canais de drenagem foi realizado conforme classificação de Strahler (1952).

2.3.3. Áreas de Preservação Permanente (APPs) de recursos hídricos

A caracterização e quantificação das APPs foi realizada para as nascentes, os cursos d'água, lagos e represas que compõem a rede hidrográfica da microbacia, conforme determinado pela Lei Federal nº 12.651/2012. Foram consideradas as seguintes faixas: (a) de

30 metros ao longo dos cursos d'água; (b) de 30 metros ao redor de lagos e reservatórios; e (c) de 50 metros ao redor das nascentes. Cabe salientar que os cursos d'água da microbacia do Murundú, possuem menos de 10 metros de largura.

2.3.4. Declividade

As faixas de declividade foram definidas a partir de critérios técnicos de fragilidade, formando uma categoria hierárquica de classes em graus de declividade, conforme estudos de capacidade de uso e de aptidão agrícola desenvolvidos por Ross (1994). Sendo assim, foram adotadas as seguintes faixas: até 6% grau de declividade (muito baixa); 6 a 12% (fraca); 12 a 20% (média); 20 a 30% (forte); e acima de 30% (muito forte). Foi realizada a tabulação cruzada entre uso e cobertura do solo e declividade, de forma a identificar a distribuição das classes de uso e cobertura para cada faixa de declividade.

3. RESULTADOS

A microbacia do Murundú apresentou o predomínio da classe cobertura do solo com vegetação natural (vegetação em estágio inicial, floresta em estágio médio/avançado, vegetação de várzea e mata ciliar), totalizando, juntamente com a rede hidrográfica 60,7% da área total (Tabela 1). As classes de usos do solo perfizeram o total de 39,3% da microbacia.

Com relação às classes de cobertura do solo, a microbacia apresenta predomínio de florestas em estágio médio/avançado (30,1% da microbacia), concentrada na cabeceira e partes altas da bacia. A mata ciliar (8,4% da microbacia) ocorre nas margens dos corpos d'água, estando principalmente associada às microbacias de 4ª ordem (Strahler, 1952) e suas respectivas confluências com o principal curso d'água da microbacia, o ribeirão do Murundú, conectando-se a um expressivo fragmento remanescente ao longo de seu trecho principal, se estendendo pela planície aluvial até o exutório da microbacia (Figura 1). Quanto aos canais de 1º ordem, 41,2% das APPs possuem cobertura por floresta em estado avançado/médio e 29% de uso do solo distribuídos entre agricultura e campo rural.

A vegetação em estágio inicial (7,9% da microbacia) ocorre de forma distribuída em toda extensão da microbacia, sendo composta por arbustos, herbáceas e espécies florestais iniciais de sucessão, como embaúba e angicos. A vegetação de várzea (11,1%) apresenta expressividade de ocorrência, perfazendo estando principalmente associada à planície aluvial do ribeirão do Murundú apresentando-se geralmente contígua à mata ciliar.

Como relação às classe de uso do solo, a agricultura, na condição de uso do solo predominante, correspondeu a 20,4% da área total da microbacia. A agricultura praticada na região é, na sua grande maioria, irrigada através de sistemas por aspersão. Predomina a agricultura de base familiar, respondendo pela geração de renda da maior parte dos moradores, tais como, alface, couve, tomate, repolho, batata, brócolis, caqui, limão, morango, entre outros.

Os campos rurais (13,8% da microbacia) ocorrem associados às estradas da microbacia e encontram-se distribuídos por toda a área. Estes campos rurais correspondem, principalmente, a proliferação de chácaras de lazer nas quais não houve significativa impermeabilização e/ou exposição do solo. Destaca-se sua ocorrência preferencial em localidades de maior altimetria, como ocorre com a floresta em estágio avançado/médio, nos topos arredondados do relevo e em áreas mais declivosas, diferentemente das áreas agrícolas, que ocupam preferencialmente na baixa microbacia, onde se encontram as áreas mais planas.

As estradas (3,2%) por sua vez, ocupam área semelhante à hidrografia (3,3%), as quais são utilizadas para viabilizar a mecanização, colheita e escoamento da produção. Nesse contexto, o eixo indutor de ocupação da microbacia é a Rodovia Municipal Tancredo de Almeida Neves (IBN-120), única via asfaltada, e que percorre o território de jusante à

montante, ao longo das áreas mais planas, principalmente aquelas mais próximas ao ribeirão do Murundú.

As APP's totalizam 1014 ha, sendo que estas se encontram predominante protegidas por vegetação, atingindo, juntamente com a hidrografia, 76,5% da área total de preservação permanente. Por outro lado, 23,5% das APP's necessitam de incentivos à restauração (Tabela 1, Figura 2).

Tabela 1. Classes de cobertura e uso do solo e tabulação cruzada entre a declividade, o uso do solo e cobertura vegetal. Microbacia do ribeirão Murundú, Ibiúna, SP. 2013.

	Classes	Área total da microbacia		Dentro da APP	
		ha	%	ha	%
Cobertura do solo	Floresta em estágio avançado/médio	1299	30,1	307	30,2
	Mata ciliar	364	8,4	117	11,6
	Vegetação em estágio inicial	339	7,9	66	6,5
	Vegetação de várzea	480	11,1	146	14,3
	Hidrografia	140	3,3	140	13,8
	Sub total	2622	60,7	776	76,5
Uso do solo	Agricultura	880	20,4	97	9,6
	Campo rural	596	13,8	106	10,5
	Silvicultura	50	1,2	4	0,4
	Instalações urbanas	36	0,8	3	0,3
	Estradas	137	3,2	28	2,8
	Sub total	1699	39,3	238	23,5
	Total	4322	100,0	1014	100,0

Figura 1. Uso e cobertura do solo na microbacia do Murundú, Ibiúna, SP, 2013.

Destaca-se a presença significativa da cobertura florestal em estágio avançado/médio (30,2%) devido à expressividade dos remanescentes na microbacia e da mata ciliar (11,6%), a qual predomina no trecho de 5ª ordem do ribeirão do Murundu, assim como da vegetação em estágio inicial (6,5%). Por outro lado, a presença da vegetação de várzea (14,3%), apesar de seus benefícios, indica também a ocorrência de intervenções sobre os corpos d'água, como barramentos, inclusive provocados pela passagem de estradas (2,8%).

No caso dos usos do solo prevalecem a agricultura (9,6%) e os campos rurais (10,5%), indicando existir uma demanda ao atendimento da legislação ambiental como foco de um projeto de PSA-Água, cuja situação dessas APP's torna as propriedades não cumpridoras de sua função socioambiental na proteção dos recursos hídricos (NUSDEO, 2012). A silvicultura (0,4%) e as instalações urbanas (0,3%), ainda são pouco significativas e, portanto, demandam menos esforços para a restauração e/ou para compensação ambiental.

Figura 2. Uso e cobertura na Área de Preservação Permanente (APP) na microbacia do Murundú, Ibiúna, SP, 2013.

3.2. Declividade x cobertura e uso do solo

A microbacia do ribeirão do Murundu apresentou 45,59% de sua área com declividade “forte” e “muito forte”. As categorias “muito fraca”, fraca e média, corresponderam a 25,6%, 10,20% e 18,61% da área em estudo, respectivamente (Figura 3) e a classificação cruzada (tabela 2) permitiu verificar a distribuição das áreas de cada categoria de cobertura e uso do solo em cada faixa de declividade.

Na categoria de cobertura do solo, a mata ciliar, vegetação várzea e hidrografia prevalecem nas faixas de declividade “muito baixa”. Conforme o terreno aumenta a declividade, ocorre mudança com o aumento da cobertura florestal em estágio inicial e em estágio médio/avançado, onde essas duas classes possuem maior representatividade (129 e 607 ha) na faixa de declividade “muito forte”.

Tabela 2. Distribuição das classes de cobertura e uso do solo entre as faixas de declividade para a microbacia do ribeirão do Murundu, Ibiúna, SP, 2013.

	Classes	Distribuição da área (ha) entre Faixas de Declividade					Total
		0 - 6% (Muito baixa)	6 - 12% (Frac)	12 - 20% (Média)	20 - 30% (Forte)	> 30% (Muito forte)	
Cobertura do solo	Floresta em estágio avançado/médio	150	65	173	303	607	1299
	Mata ciliar	195	48	51	43	28	364
	Vegetação em estágio inicial	54	23	58	74	129	339
	Vegetação de várzea	169	58	92	90	70	480
	Hidrografia	78	14	18	17	13	140
	Subtotal (ha)	647	209	393	527	847	2622
	%	59	47	49	59	78	61
Uso do solo	Agricultura	201	139	254	202	84	880
	Campo rural	188	67	106	121	115	596
	Silvicultura	4	3	13	13	17	50
	Instalações urbanas	23	4	5	4	1	36
	Estradas	43	20	34	25	16	137
	Subtotal	459	232	412	364	233	1699
	%	41	53	51	41	22	39
TOTAL		1106	441	805	891	1080	4322

Na categoria de uso do solo predominam o campo rural, instalações urbanas e estradas nas faixas de declividade “muito baixa”, a agricultura na “média”, e, por fim, a silvicultura na “muito forte”.

Por outro lado, a ocorrência significativa da cobertura vegetal (58%) nas áreas mais planas está intimamente relacionada às matas ciliares (195 ha), confirmando a sua relação com as planícies de inundação como Áreas de Preservação Permanente. Nesse sentido, a vegetação de várzea também se destaca nas planícies de inundação (169 ha), geralmente contíguas às matas ciliares. Tal contexto enseja que a hidrografia predomine nas áreas planas, sobretudo devido a planície aluvial de ribeirão do Murundu.

No caso da vegetação em estágio inicial, a maior presença em áreas com declividades acentuadas (74 e 129 ha) também pode se relacionar com a dificuldade de manutenção de atividades agrícolas e consequente abandono das mesmas.

Assim, com relação à agricultura, nota-se a diminuição expressiva do uso nas declividades >30% (84 ha). Já os campos rurais prevalecem como uso na faixa de declividade >30% (115 ha), confirmando a possibilidade de intervenções, principalmente sobre a vegetação inicial. A introdução da silvicultura, já predomina nas faixas de declividade mais acentuadas (13 e 17 hectares). Confirma-se a predominância das instalações urbanas nas áreas mais planas (23 ha). Destaca-se a presença de ocupações, mesmo que pouco expressivas (1 ha), nas faixas de declividade >30%, supostamente em contrariedade com a Lei Federal nº 6766/1979 (Brasil, 1979).

Figura 3. Faixas de declividade na microbacia do Murundú, Ibiúna, SP.

4. DISCUSSÃO

O levantamento realizado na microbacia do ribeirão do Murundu indica que 60,7% do território corresponde à cobertura florestal e os restantes 39,3% se refere a usos diversos do solo. Tal condição possibilita que, no âmbito de um projeto de PSA-Água, sejam efetuados maiores pagamentos aos proprietários que detêm tais áreas protegidas em suas propriedades. Além disso, os esforços de restauração da vegetação seriam menores, possibilitando maiores investimentos nas práticas de conservação do solo.

A floresta em estágio avançado e médio representa a maior categoria de interesse na aplicação de um projeto de PSA-Água voltado à manutenção da “floresta em pé”. Nota-se na microbacia do ribeirão do Murundu, que a maior presença de florestas está nas áreas mais declivosas (>20%, Tabela 2), ou seja, locais na paisagem mais susceptíveis ao escoamento superficial e por consequência, maiores perdas de solo e água. Tal condição reforça a dificuldade de intervenção e de estabelecimento de atividades antrópicas nessas áreas, inclusive atrelada à fiscalização e ao interesse na manutenção dos corpos d’água como fonte de irrigação agrícola e abastecimento de residências.

Por outro lado, são nessas regiões onde se concentra 30% das estradas da microbacia, que, se não forem adequadamente construídas, tornam-se indutoras de escoamento superficial e processos erosivos que podem interferir diretamente sobre os recursos hídricos.

Outro local de grande concentração de estradas (31,0%) foi ao longo das áreas mais planas, principalmente aquelas mais próximas ao ribeirão do Murundu. Esse fato está associado à maior atividade agrícola nessa faixa de declividade criando demanda para a implantação de práticas ambientalmente adequadas, de modo a viabilizar a mecanização, colheita e escoamento da produção.

No caso da ocupação das áreas mais planas, os campos rurais estão estabelecidos no entorno das áreas de produção agrícola. Isso indica a possibilidade de expansão de núcleos

familiares ligados à produção rural, assim como o parcelamento do solo para fins urbanos, que também induz ao desmatamento.

Destaca-se a ocupação do bairro rural do Piaí, situado na planície de inundação da confluência do ribeirão do Murundu com o ribeirão Paiol Grande, o qual avança, inclusive, sobre as margens do afluente. Esta situação dificulta a proteção dos recursos hídricos com relação a demanda por saneamento básico, assim como favorece o risco de inundações. As novas e esparsas instalações urbanas apresentam-se como possibilidades de problemas socioambientais gerados pela interferência nos processos hidrológicos.

Grandes manchas de vegetação de várzea ocorrem em confluências dos corpos d'água da microbacia, inclusive nas travessias de estradas. Esta condição de várzea pode estar associada à remoção da mata ciliar e a consequente elevação do lençol freático, permitindo a introdução e adaptação das espécies vegetais características desses ambientes (Rocha, 2011).

No entorno imediato das matas ciliares, predomina os campos rurais em declividades mais acentuadas associados a instalações urbanas na planície, o que representa a pressão antrópica sobre tal remanescente, exaltando-o como prioridade em um projeto de PSA-Água.

As várzeas estão relacionadas aos pequenos banhados decorrentes de intervenções antrópicas na planície de inundação, como escavação de tanques para irrigação, lazer e estética. Nos trechos de cabeceira de drenagem a duração da inundação é muito pequena e também irregular para a demanda produtiva das áreas de produção agrícola. Contudo, apesar da ocorrência da vegetação de várzea, Metzger (2010) considera como serviço ambiental decorrente, juntamente com as matas ciliares, a fixação dos nitratos oriundos dos campos agrícolas.

A vegetação em estágio inicial observada na microbacia, geralmente está associada às bordaduras e às clareiras abandonadas no interior dos grandes fragmentos da cobertura florestal, com grande potencial para a regeneração assistida e ou enriquecimento vegetal em um projeto de PSA-Água. No entanto, verificou-se também que este tipo de cobertura nos pequenos fragmentos localizados em áreas de produção agrícola e em campos rurais. De acordo com Metzger et al. (2002) essa situação implica no maior isolamento e no aumento do efeito de borda, representando pressão sobre a regeneração da vegetação.

Estudos sobre a dinâmica da paisagem no Planalto de Ibiúna identificam a vegetação inicial como indicadora de áreas desmatadas e em regeneração, sobretudo em decorrência do abandono agrícola em áreas de maior declividade e próximas aos corpos d'água, inclusive para a manutenção da irrigação (Teixeira, 2005).

Diante do cenário apresentado e com base nos estudos desenvolvidos por Teixeira (2005), os quais consistiram na modelagem da dinâmica de uma paisagem do Planalto de Ibiúna nos anos de 1962, 1981 e 2000, pode-se inferir que haverá a redução expressiva da cobertura florestal e da vegetação inicial, haverá uma constância nas áreas de produção agrícola e haverá o aumento significativo dos campos rurais, das instalações urbanas e da silvicultura. Nesse sentido, a estratégia de proteção dos recursos hídricos da microbacia e a expressiva cobertura vegetal remanescente associada à pressão dos usos incidentes, evidenciam não somente a aptidão, mas a inclusão do território em mecanismos de conservação e de restauração ecológica.

Apesar da fragmentação da paisagem existente, estudos desenvolvidos por Bernacci et al. (2006) em fragmentos florestais remanescentes no município de Ibiúna demonstraram a ocorrência de espécies vegetais ameaçadas de extinção, pouco conhecidas ou mesmo inéditas para São Paulo. Esta condição ressalta a importância do PSA-Água não somente para a proteção dos recursos hídricos, mas também para a manutenção da biodiversidade regional.

Fundamental destacar os remanescentes de mata ciliar para a interceptação dos processos erosivos resultantes do escoamento superficial. Os remanescentes influem sobre a disponibilidade e a qualidade dos recursos hídricos, assim como sobre a conectividade

hidrológica, que segundo Rocha (2011), representa o sistema rio-planície de inundação e as suas implicações para os padrões de biodiversidade.

Entre os diversos usos do solo, a predominância da agricultura (20,0%) representa uma grande possibilidade à implantação do PSA-Água, uma vez que a conservação do solo e a consequente melhoria na produção poderiam garantir um maior envolvimento dos provedores e de suas respectivas propriedades, as quais potencialmente possuirão fragmentos de floresta e/ou vegetação inicial.

Sendo assim, entende-se que o fato de os remanescentes de vegetação estar sob o domínio privado e sujeitos a diferentes pressões (inclui-se os campos antrópicos e a iminente silvicultura), permitiria a combinação de serviços a serem remunerados (conservação, restauração e conservação do solo), possibilitando o incremento dos pagamentos, a maior atratividade ao provedor e, conseqüentemente, maiores efeitos sobre a proteção dos recursos hídricos. Diante dessa avaliação, a priorização de áreas surge como gargalo para diminuir os custos de transação e potencializar os efeitos de um projeto de PSA-Água.

5. CONCLUSÃO

A microbacia ribeirão do Murundu apresentou predomínio da floresta em estágio avançado e médio (30,05% da microbacia), que se concentra na cabeceira e partes altas da bacia, bem como é crescente conforme o aumento da declividade e especialmente, ao redor dos recursos hídricos. Contudo, foram observados diversos usos de solo dentro das áreas de preservação permanente e em áreas de várzea, que podem estar afetando a produção de água da microbacia.

Nesse sentido, tendo em vista um programa de PSA-Água, é necessária a articulação entre os diversos atores responsáveis pela gestão dos recursos hídricos, assim como a ampliação e disseminação do conhecimento técnico e científico para promoção de práticas agrícolas sustentáveis relacionadas à conservação do solo e água vinculada com a produção agrícola.

O mapeamento em uma escala detalhada representa uma situação ideal e indispensável para o planejamento, desenvolvimento e monitoramento de ações no âmbito de um projeto de PSA-Água. As ferramentas utilizadas demonstraram-se aplicáveis no suporte à tomada de decisão relacionada à definição de áreas prioritárias e no desenvolvimento de pesquisas e políticas públicas em PSA-água, com foco no incremento da governança dos recursos hídricos.

6. REFERÊNCIAS

- ANTONIAZZI, B. L. Agricultura como provedora de serviços ambientais para proteção de bacias hidrográficas. **Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária**, p. 52-63, junho 2008.
- ARONSON, J. et al. What role should government regulation play in ecological restoration? Ongoing debate in São Paulo state, Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 6, p. 690-695, 2011.
- BERNACCI, L. C. et al. O efeito da fragmentação florestal na composição e riqueza de árvores na região da Reserva do Morro Grande (Planalto de Ibiúna-SP). **Revista do Instituto Florestal**, v. 18, n. único, p. 121-166, 2006.
- BRASIL. Lei nº 6.766 de 19 de dezembro de 1979. Dispõe sobre o parcelamento do solo e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**. Brasília, 20 dez. 1979.

- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**. Brasília, 28 maio 2012.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº 001, de 31 de janeiro de 1994**. Estabelece as definições de vegetação primária e vegetação secundária nos estágios pioneiro, inicial, médio e avançado de regeneração da Mata Atlântica. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res94/res0194.html>>. Acesso em: 27 jun. 2013.
- CENTRO DE PESQUISAS METEOROLÓGICAS E CLIMÁTICAS APLICADAS A AGRICULTURA - CEPAGRI. **Clima dos municípios paulistas**. Disponível em: <http://www.cpa.unicamp.br/outras_informacoes/clima_muni_228.html> Acesso em: 07 dez. 2012.
- EASTMAN, J. R. **Idrisi for Windows user's guide**. Worcester: Clark University, 1995. 109p.
- GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. **Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica: lições aprendidas e desafios**. Brasília: MMA, 2011. 272p.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. Rio de Janeiro, 2012. 271p. (Manuais Técnicos em Geociências, 1).
- LANDELL-MILLS, N.; PORRAS, I. **Silver bullet or fools_gold? A global review of markets for forest environmental services and their impact on the poor**. London: IIED, 2002. 455p. (Instruments for sustainable private sector forestry).
- MARQUES, V. K. G. P.; KUSANO, H. R. **Estudo de caracterização morfométrica e análise de disponibilidade hídrica do Rio Murundu**. 2009. 42f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental) - Universidade Estadual Paulista, Sorocaba, 2009.
- MCCONNELL, W.; MORAN, E. (Eds.). **Meeting in the middle: the challenge of meso-level integration**. [S.l.]: LUCC, 2000. (LUCC Report Series, n. 4).
- METZGER, J. P.; SIMONETTI, S.; UEZU, A.; DIEDERICHSEN, A.; GOULART, W. **Conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas no Planalto Atlântico de São Paulo**. São Paulo, 2002. Projeto FAPESP, Proc. 99/05123-4.
- METZGER, J. P. O Código Florestal tem base científica? **Natureza & Conservação**, v. 8, p. 92-99, 2010.
- NUSDEO, A. M. **Pagamento por serviços ambientais: sustentabilidade e disciplina jurídica**. 1. ed. São Paulo: Atlas, 2012. Vol. 1. 179 p.
- ROCHA, P. C. Sistemas rio-planície de inundação: geomorfologia e conectividade hidrodinâmica. **Caderno Prudentino de Geografia**, v. 1, p. 50-67, 2011.
- ROSS, J. L. S. Análise empírica da fragilidade dos ambientes naturais e antropizados. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 8, 1994. <http://dx.doi.org/10.7154/RDG.1994.0008.0006>
- SETTI, A. A.; WERNECK, J. E. F.; CHAVES, A. G. M.; PEREIRA, I. C. **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos**. 2. ed. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica; Agência Nacional de Água, 2001. 328p.

- STRAHLER, A. N. Hypsometric (area-altitude) analysis and erosional topography. **Geological Society of America Bulletin**, v. 63, p. 1117-1142, 1952.
- SWAIN, P. H.; DAVIS, S. M. (Eds.). **Remote sensing: the quantitative approach**. New York: McGraw-Hill, 1978. 396p.
- TEIXEIRA, A. M. G. **Modelagem da dinâmica de uma paisagem do Planalto de Ibiúna (1962-2000) e inferências sobre a sua estrutura futura (2019)**. 2005. 118f. Dissertação (Mestrado em Ciências, na Área de Ecologia) - Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.
- VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Análise da estrutura da paisagem na bacia do Rio Corumbataí, SP. **Scientia Forestalis**, v. 62, p. 114-129, 2002.
- VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Definition of priority areas for forest conservation through the Ordered Weighted Averaging method. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 256, p. 1408-1417, 2008.
- VEIGA, F. C. N.; MAY, P. H. Mercados para serviços ambientais. In: MAY, P. H. (Ed.) **Economia do meio ambiente: teoria e prática**. 2. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010.
- WORLD WILDLIFE FUND - WWF. **Payments for environmental services: an equitable approach for reducing poverty and conserving nature**. [S.l.], 2006. 18p.

Hidroquímica do carbonato e bicarbonato: efeito na qualidade de águas subterrâneas em Crateús, Ceará, Brasil

doi: 10.4136/ambi-agua.1405

Received: 25.May 2014; Accepted: 20 Jul. 2014

José Ossian Gadelha de Lima* ; Francisco das Chagas da Costa Lopes;
Jonas Rodrigues Lima

Universidade Estadual do Ceará (UECE), Crateús, CE, Brasil

*Autor correspondente: e-mail: jose.lima@uece.br,
fclopescosta@bol.com.br, jrlquimica@gmail.com

RESUMO

O município de Crateús está localizado na região semiárida do Nordeste do Brasil, onde as condições climáticas provocam escassez hídrica e baixa qualidade nas águas disponíveis. Este trabalho teve por objetivo estudar, durante um ano, o comportamento do pH e das concentrações dos íons carbonato (CO_3^{2-}) e bicarbonato (HCO_3^-) nas águas de oito poços utilizadas para irrigação de pequenas culturas e consumo doméstico. Os resultados mostraram que nenhuma das amostras apresentou valor de pH que comprometesse sua qualidade, tanto para uso na irrigação, quanto para consumo humano. No entanto, os íons bicarbonato e carbonato apresentaram grau de restrição que varia de leve a severo. Portanto, seu uso na agricultura demanda monitoramento e cuidados rigorosos para amenizar os efeitos negativos na produtividade e no solo.

Palavras-chave: parâmetros, poços amazonas, recursos hídricos, técnicas de manejo.

Hydrochemistry of carbonate and bicarbonate: effect on groundwater quality in Crateús, Ceará, Brazil

ABSTRACT

The city of Crateús is located in the semi-arid region of northeastern Brazil, where climatic conditions cause water scarcity and low quality of available water. This work was a one year study of the behavior of pH and concentrations of carbonate (CO_3^{2-}) and bicarbonate (HCO_3^-) ions in the waters of eight wells used for irrigation of small crops and domestic consumption. The results showed that none of the samples had pH values that compromised their quality, both for use in irrigation and for human consumption. However, carbonate and bicarbonate ions presented restrictions that varied from mild to severe. Therefore, its use in agriculture requires rigorous monitoring and care to mitigate the negative effects on productivity and soil.

Keywords: parameters, piezometric wells, water resources, management techniques.

1. INTRODUÇÃO

Embora em grande abundância, apenas uma pequena porcentagem da água do nosso planeta é potável. Apesar desta pouca disponibilidade, a humanidade polui alguns mananciais que são fontes importantes desses recursos, como os rios, nascentes, lagos, aquíferos e outros reservatórios (Todd e Mays, 2005). A despeito da grande quantidade de água superficial disponível no território brasileiro, populações de algumas regiões do Brasil, como a do Nordeste, sofrem com a escassez de água potável para consumo, principalmente nos períodos de seca (Rebouças, 1997). Soma-se ao problema da escassez, a má qualidade dos poucos recursos hídricos disponíveis, muitas vezes devido ao alto grau de sais neles dissolvidos (Lima et al., 2014).

Enfrentada pelos habitantes da zona rural de Crateús, município situado em pleno semiárido cearense, esta problemática se agrava pela completa falta de conhecimento da população sobre a qualidade das águas encontradas nas poucas fontes disponíveis (Silva Júnior et al., 1999). As águas subterrâneas exploradas de poços do tipo amazonas desempenham papel importante, pois são as únicas fontes que atendem às famílias, usadas na maioria das atividades domésticas e na irrigação de pequenas culturas (Tucci et al., 2000).

Para avaliar a qualidade da água subterrânea é necessário conhecer os parâmetros físicos e químicos que a caracterizam. Alguns aspectos da qualidade estão relacionados ao pH e à concentração dos íons carbonato (CO_3^{2-}) e bicarbonato (HCO_3^-) (Alvarenga et al., 2012). O pH é controlado por reações e por equilíbrio entre os íons presentes. A maioria das águas subterrâneas tem pH entre 5,5 e 8,5 e, em casos excepcionais, pode variar de 3,0 a 11,0 (Santos, 2008).

A quantidade relativa de íons carbonato em uma água é função do pH e do conteúdo de gás carbônico dissolvido. Em águas naturais doces, a quantidade deste íon é muito baixa em comparação com a do bicarbonato. O íon carbonato é indesejável em águas destinadas a irrigação, pois sua presença na forma de carbonato de sódio (Na_2CO_3) é altamente tóxica para os vegetais. Quando o pH é igual ou superior a 10, a concentração do íon carbonato excede a do íon bicarbonato (Neven, 2006).

O íon bicarbonato não se oxida nem se reduz em águas naturais, porém pode precipitar com muita facilidade como carbonato de cálcio (CaCO_3). Quando sua concentração é inferior a $91,5 \text{ mg L}^{-1}$, é benéfico aos vegetais, principalmente na forma de bicarbonato de cálcio [$\text{Ca}(\text{HCO}_3)_2$] (Zoby e Oliveira, 2005). Segundo Santos (2008), a concentração desse íon varia de $50,0$ a $350,0 \text{ mg L}^{-1}$ em águas doces, podendo chegar a $800,0 \text{ mg L}^{-1}$.

Segundo Ayers e Westcot (1994) e Almeida (2010), água com pH na faixa de 6,5 a 8,4 é considerada normal e, portanto, não apresenta restrições de uso na irrigação. Água com concentração de carbonato menor que $3,0 \text{ mg L}^{-1}$ não apresenta restrições de uso; se tiver de $3,0$ a $6,0 \text{ mg L}^{-1}$, apresenta grau de restrição de leve a moderado; e se esse valor for acima de $6,0 \text{ mg L}^{-1}$, apresenta grau de restrição severo. Quando a concentração do bicarbonato for menor que $91,5 \text{ mg L}^{-1}$, não há restrições de uso; entre $91,5$ e $518,5 \text{ mg L}^{-1}$, o grau de restrição é de leve a moderado; acima de $518,5 \text{ mg L}^{-1}$, tem severo grau de restrição de uso.

Segundo Almeida (2010), águas com grau de restrição de leve a moderado e severo podem ocasionar sérios riscos de entupimento para os sistemas de irrigação, além de provocar graves prejuízos na produtividade das culturas com elas irrigadas, devido aos danos causados à planta e ao solo.

Quanto ao uso para consumo humano, a Portaria nº 2.914/11 do Ministério da Saúde recomenda que a água apresente valores de pH entre 6,0 e 9,5, mas não faz referência aos teores de íons carbonato e bicarbonato (Brasil, 2011).

O objetivo deste trabalho foi estudar, utilizando análises físico-químicas, durante o período de um ano, o comportamento do pH e das concentrações dos íons carbonato e

bicarbonato presentes em águas de oito poços amazonas localizados no município de Crateús, utilizadas para consumo doméstico e irrigação de pequenas culturas familiares.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

O município de Crateús está localizado na microrregião do Sertão de Crateús (coordenadas geográficas: S 5° 10' 33,3'' e O 40° 40' 42''), na porção centro-oeste do Estado do Ceará (Figura 1). Sua área territorial compreende 2.985,411 km² e faz parte da Depressão Sertaneja, um pediplano típico da região semiárida do Nordeste brasileiro (Feitosa, 1998; Brasil, 2010).

No quadro geológico do município predomina rochas do embasamento cristalino pré-cambriano, na forma de gnaisses, quartzitos e migmatitos (Lima et al., 2014).

Figura 1. Localização dos oito poços estudados no município de Crateús, Estado do Ceará.

O clima da região é o tropical quente semiárido; o verão, estação seca, começa em junho e termina em janeiro. A temperatura nessa época do ano pode chegar a 40°C. O inverno, estação chuvosa, começa em janeiro e se estende até maio com uma pluviometria média anual de 700 mm (Zavattini, 2004).

No município existem diversos açudes destacando-se, entre eles, o Realejo e o Carnaubal ou Grotá Grande. Este último é o que aporta maior volume de água e abastece a população da sede do município (Brasil, 2010; Ceará, 2000).

2.2. Procedimentos metodológicos

Foram coletadas mensalmente, durante um período de doze meses (setembro de 2011 a agosto de 2012), amostras de água de oito poços amazonas para avaliar o pH e a concentração de íons carbonato (CO_3^{2-}) e bicarbonato (HCO_3^-) das águas subterrâneas de Crateús. A localização geográfica dos poços amostrados está indicada na Figura 1 e Tabela 1.

Tabela 1. Localização dos 08 (oito) poços monitorados nos 12 (doze) meses de pesquisa.

Poço	Zona	Comunidade	Distrito	Coordenadas UTM (m)	
				X	Y
P1	Rural	Santa Clara	Assis	295800	9449628
P2	Rural	Curral Velho	Curral Velho	310518	9441435
P3	Rural	Sede do distrito	Assis	295440	9446309
P4	Urbana	Bairro São José	-	314649	9428391
P5	Urbana	Bairro Planalto	-	314253	9426423
P6	Rural	Cabaças	Poti	293183	9438438
P7	Rural	Sede do distrito	Poti	297808	9437008
P8	Rural	Sede do distrito	Ibiapaba	286243	9441244

As coletas foram realizadas obedecendo aos procedimentos descritos na NBR 9898/87 (ABNT, 1987). Acondicionadas em frascos de polietileno devidamente limpos, esterilizados e rotulados, as amostras foram conduzidas imediatamente ao laboratório onde as análises químicas eram efetuadas. Essa etapa da pesquisa foi realizada entre os dias 16 e 22 de cada mês.

A metodologia utilizada na realização dos procedimentos analíticos seguiu o *Standard Methods*. O pH de cada amostra foi medido no momento da coleta, utilizando-se um potenciômetro e, no laboratório, foram determinadas as concentrações dos íons carbonato e bicarbonato, utilizando o método titulométrico da alcalimetria (APHA et al., 2005).

Os resultados das análises químicas dos íons carbonato e bicarbonato foram inseridos numa planilha eletrônica elaborada especialmente para o tratamento desses dados, de modo que o cálculo das concentrações foi automático, diminuindo a margem de erro acidental.

Foram utilizados, para interpretação dos resultados das análises físico-químicas, as diretrizes traçadas nos trabalhos de Ayers e Westcot (1994) e Almeida (2010), que especificam as restrições impostas às águas subterrâneas destinadas ao uso na irrigação. Para consumo humano, foram usados os parâmetros da Portaria nº 2.914/11 do Ministério da Saúde (Brasil, 2011).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados das medidas do pH obtidas para as amostras analisadas nos 12 (doze) meses de pesquisa estão mostrados na Tabela 2 e na Figura 2. Os valores ficaram na faixa de 6,8 a 7,9, dentro do intervalo de 5,5 a 8,5 estabelecido na literatura para águas subterrâneas (Santos, 2008).

Tabela 2. Valores de pH nas amostras dos 08 (oito) poços monitorados nos 12 (doze) meses de pesquisa.

Mês/Ano	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Set/11	7,4	7,4	6,9	7,1	6,9	7,2	7,6	7,1
Out/11	7,8	7,7	7,1	7,2	7,1	7,5	7,8	7,4
Nov/11	7,6	7,5	7,1	7,2	7,1	7,3	7,8	7,4
Dez/11	7,7	7,6	7,0	7,2	7,0	7,5	7,9	7,5
Jan/12	7,8	7,7	7,1	7,4	7,2	7,6	7,9	7,4
Fev/12	7,7	7,7	7,1	7,4	6,9	7,3	7,7	7,2
Mar/12	7,7	7,5	7,0	7,4	6,8	7,5	7,9	7,3
Abr/12	7,6	7,7	7,1	7,3	7,3	7,3	7,6	7,2
Mai/12	7,7	7,4	7,0	7,4	6,8	7,4	7,8	7,2
Jun/12	7,5	7,7	7,1	7,4	6,9	7,5	7,9	7,2
Jul/12	7,6	7,6	7,3	7,5	6,8	7,4	7,8	7,3
Ago/12	7,5	7,6	7,0	7,3	7,0	7,3	7,7	7,3

No Gráfico 1 da Figura 2, observa-se que os valores mais elevados foram encontrados no P7 (7,9 nos meses de dezembro/11, janeiro, março e junho/12), distrito de Poti. Os menores valores (6,8) foram registrados nas águas de P5, amostras dos meses de março, maio e julho/12; este poço está localizado no bairro Planalto.

Figura 2. Gráficos mostrando a variação (1) do pH e das concentrações de (2) bicarbonato (HCO_3^-) e (3) carbonato (CO_3^{2-}) das amostras dos 08 (oito) poços amazonas analisados durante os 12 (doze) meses de pesquisa.

Das 96 amostras, 7,3% (7 amostras) apresentaram pH levemente ácido, com valores 6,8 ou 6,9; somente em 6,3% (6 amostras) foram registrados valores de pH em torno de 7,0 (neutro). Em 86,4% das amostras (83 delas), os valores de pH foram levemente alcalinos, variando entre 7,1 e 7,9.

A maior variação anual do pH ocorreu nas águas do poço P5, mínimo 6,8 nas amostras de março, maio e julho/12 e o máximo 7,3 na amostra de abril/12. As menores variações foram registradas nos poços P2 e P7; o máximo de P2 foi 7,7 em outubro/11, janeiro, fevereiro, abril, junho/12, e o valor mínimo de 7,4 em setembro/11 e maio/12.

Considerando o pH medido nas amostras do primeiro e do último mês de análise (setembro/11 e agosto/12, respectivamente) em cada poço, observa-se que houve aumento em todos eles.

No entanto, estas variações no pH de todas as amostras estão dentro da faixa de 6,5 a 8,4, estabelecida por Ayers e Westcot (1994) como sem restrições quanto ao uso na irrigação. Segundo esses autores, águas com pH fora dessa faixa podem criar desequilíbrios de nutrição para os vegetais cultivados ou conter íons tóxicos às plantas. Todos os valores estão entre 6,0 e 9,5, portanto, dentro da faixa de pH determinada pela Portaria nº 2.914/11 do Ministério da Saúde para águas destinadas ao consumo humano (Brasil, 2011).

A Tabela 3 apresenta os dados referentes às análises químicas para o íon bicarbonato presente nas amostras estudadas. Segundo Santos (2008), a concentração de bicarbonato nas águas subterrâneas varia de 50,0 a 350,0 mg L⁻¹ em águas doces, em alguns casos pode chegar a 800,0 mg L⁻¹.

Tabela 3. Concentração (mg L⁻¹) de bicarbonato (HCO₃⁻) nas amostras dos 08 (oito) poços monitorados nos 12 (doze) meses de pesquisa.

Mês/Ano	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Set/11	510,2	442,3	377,0	492,6	542,9	412,2	462,5	349,4
Out/11	454,9	392,1	311,7	457,4	552,9	454,9	465,0	399,6
Nov/11	457,4	427,3	274,0	505,2	573,0	480,0	482,6	507,7
Dez/11	477,5	422,2	258,9	505,2	510,2	475,0	480,0	537,9
Jan/12	279,0	339,3	261,4	394,6	294,1	324,2	563,0	540,4
Fev/12	408,2	393,0	304,3	469,1	380,3	408,2	499,5	486,8
Mar/12	464,0	426,0	306,8	471,6	362,6	390,5	476,7	486,8
Abr/12	464,0	245,9	301,7	522,3	162,3	131,9	484,3	319,5
Mai/12	471,6	233,3	314,4	504,6	375,3	355,0	471,6	294,1
Jun/12	377,5	375,0	305,5	439,6	347,7	347,7	474,4	394,9
Jul/12	437,1	213,6	308,0	464,5	332,8	303,0	462,0	248,4
Ago/12	489,3	380,0	270,7	414,8	300,5	449,6	504,2	521,6

Como se observa na Tabela 3 e no Gráfico 2 da Figura 2, a maior concentração de bicarbonato foi encontrada no poço P5, na amostra do mês de novembro/11, com 573,0 mg L⁻¹, e a menor concentração no poço P6, com 131,9 mg L⁻¹, no mês de abril/12.

A maior variação do bicarbonato ocorreu no poço P5, que apresentou o valor mínimo de 162,3 mg L⁻¹ na amostra de abril/12 e o máximo de 573,0 mg L⁻¹ na amostra de novembro/11. A menor variação foi encontrada no poço P7, com máximo de 563,0 mg L⁻¹ na amostra de janeiro/12 e mínimo de 462,0 mg L⁻¹ na amostra de julho/12.

Em geral, considerando os valores de bicarbonato nas amostras do primeiro e do último mês (setembro/11 e agosto/12, respectivamente) em cada poço, observa-se que houve aumento nos poços P6, P7 e P8 (37,5%), e ocorreu diminuição na maioria dos poços trabalhados, P1, P2, P3, P4 e P5, isto é, em 62,5% deles (Tabela 3, Gráfico 2 da Figura 2). O

comportamento do bicarbonato difere do observado para o pH, que apresentou aumento em todos os poços estudados (Tabela 2, Gráfico 1 da Figura 2).

Segundo a classificação de Ayers e Westcot (1994), quanto ao bicarbonato, 88 amostras (91,7%) apresentaram restrições de leve a moderada para uso na agricultura, ou seja, elas podem provocar efeitos deletérios de natureza química, física ou biológica no solo e afetar negativamente o desenvolvimento das culturas.

Somente 08 amostras (8,3%) apresentaram restrições severas, pois suas concentrações de bicarbonato excederam $518,5 \text{ mg L}^{-1}$, são elas: uma do poço P4 (abril/12), três do poço P5 (setembro a novembro/11), uma de P7 (janeiro/12) e três de P8 (dezembro/11, janeiro e agosto/12). Não é recomendável o uso dessas águas na agricultura, pois elas podem causar prejuízos aos vegetais cultivados. Nenhuma das amostras estudadas apresentou característica de água sem restrição de uso na irrigação.

Os valores das concentrações para o íon carbonato obtidos nas análises das amostras nos doze meses de pesquisa estão mostrados na Tabela 4. Do total de 96 amostras, 25 tiveram valores abaixo do limite de detecção da técnica analítica utilizada. Pelos resultados apresentados na Tabela 4 e no Gráfico 3 da Figura 2, observa-se que apenas no poço P7 foi detectado o íon carbonato em todas as suas amostras; são as águas que apresentaram os maiores valores de pH.

Tabela 4. Concentração (mg L^{-1}) de carbonato (CO_3^{2-}) nas amostras dos 08 (oito) poços monitorados nos 12 (doze) meses de pesquisa.

Mês/Ano	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8
Set/11	nd*	nd	nd	nd	nd	nd	4,9	nd
Out/11	19,8	29,7	9,9	9,9	nd	7,4	24,7	17,3
Nov/11	22,3	17,3	nd	nd	nd	7,4	22,3	9,9
Dez/11	9,9	14,8	nd	nd	4,9	14,8	27,2	19,8
Jan/12	22,3	29,7	12,4	27,2	19,8	27,2	4,9	nd
Fev/12	17,5	20,0	nd	7,5	nd	15,0	39,9	34,9
Mar/12	22,5	24,9	nd	15,0	nd	32,4	49,9	47,4
Abr/12	22,5	17,5	nd	10,0	15,0	12,5	37,4	20,0
Mai/12	24,9	22,5	nd	22,5	nd	15,0	49,9	17,5
Jun/12	46,4	36,6	nd	22,0	nd	24,4	44,0	24,4
Jul/12	36,6	29,3	nd	36,6	17,1	36,6	48,9	36,6
Ago/12	12,2	22,0	nd	17,1	9,8	14,7	51,3	24,4

*nd = não detectado.

Nos poços P1, P2 e P6 não foi detectado carbonato no mês de setembro/11; nos poços P4 e P8 também não foi detectado em 3 amostras do primeiro (setembro, novembro e dezembro/11) e 2 amostras do segundo (setembro/11 e janeiro/12). No poço P3, o carbonato foi detectado somente nas amostras de outubro/11 e janeiro/12; no poço P5 em 5 amostras, em dezembro/11, janeiro, abril, julho e agosto/12 (Tabela 4 e Gráfico 3 da Figura 2).

A maior concentração de carbonato foi detectada na amostra do mês de agosto/12 do poço P7, com o valor de $51,3 \text{ mg L}^{-1}$ e a menor concentração, de $4,9 \text{ mg L}^{-1}$, foi encontrada em 3 amostras: uma do poço P5, em dezembro/11, e duas do poço P7, em setembro/11 e janeiro/12.

A maior variação anual de íon carbonato ocorreu no poço P7, com valor mínimo $4,9 \text{ mg L}^{-1}$ nas amostras de setembro/11 e janeiro/12 e máximo de $51,3 \text{ mg L}^{-1}$ na amostra de agosto/12. As menores variações foram registradas no poço P3, com valor máximo de $12,4 \text{ mg L}^{-1}$ na amostra de janeiro/12 e o mínimo de $9,9 \text{ mg L}^{-1}$ na amostra de outubro/11, mas o íon carbonato foi detectado em apenas 2 amostras deste poço.

As concentrações do íon carbonato em águas doces que apresentam valores de pH menores que 8,3 são inferiores às do íon bicarbonato, o que se observa comparando os dados das Tabelas 2 e 3. O contrário só ocorrerá quando o pH assume valores maiores que 10 (Neven, 2006), o que não foi o caso de nenhuma das amostras estudadas (Tabela 2 e Gráfico 1 da Figura 2).

As concentrações dos íons bicarbonato e carbonato mostram que houve decréscimo nas concentrações do bicarbonato ao longo dos doze meses de pesquisa (Tabela 3), e aumento nas concentrações de carbonato nas águas de todos esses poços (Tabela 4).

Considerando as concentrações de carbonato (Tabela 4), das 96 amostras analisadas, 71,0 % (68 amostras) apresentaram valores acima de $6,0 \text{ mg L}^{-1}$, significando que essas águas apresentam severas restrições ao seu uso na irrigação. Apenas 3,0 % (1 amostra de P5, dezembro/11, e 2 de P7, setembro/11 e janeiro/12), tiveram concentração de carbonato entre $3,0$ e $6,0 \text{ mg L}^{-1}$, portanto, apresentam restrições de leve a moderada.

Do total de amostras estudadas neste trabalho, 25 (26,0 %) não foram avaliadas, devido a não detecção do íon carbonato.

Das poucas chuvas que precipitaram na região no período de desenvolvimento da pesquisa, as maiores intensidades ocorreram em janeiro/11 (56 mm) e no final de fevereiro/12 até início de abril/12 (75,7 mm) (FUNCEME, 2013). Essas chuvas, através da recarga, interferiram no equilíbrio das espécies químicas dissolvidas nas águas dos poços estudados, o que explica o comportamento dos valores das concentrações dos íons bicarbonato e carbonato.

Assim, enquanto nas águas de P3 e P4 (25,0 %) a recarga provocou diminuição na concentração de bicarbonato até o mês de agosto/12, nas águas dos poços P1, P2, P5, P6, P7 e P8 (75,0 %) provocou aumento.

As concentrações de carbonato em P1, P2, P4, P5, P6 e P8 (75,0 %) decresceram neste mesmo período e, no poço P7, aumentaram de abril a agosto/12.

Considerações dessa natureza não podem ser aventadas para o poço P3, pois o íon carbonato foi detectado em apenas duas amostras.

4. CONCLUSÕES

Nenhuma das 96 amostras estudadas apresentou pH que comprometesse a qualidade das águas, ou seja, quanto a esse parâmetro hidroquímico, a utilização dessas águas não tem restrição, seja na irrigação ou para consumo humano.

No entanto, quanto aos outros dois parâmetros estudados, essas águas não podem ser usadas na agricultura sem devidos cuidados. Ao serem utilizadas na irrigação, devem ser monitoradas criteriosamente, necessitando de técnicas especiais de manejo, conforme o tipo de vegetal a ser cultivado. No caso das águas apresentando restrições severas, esses cuidados devem ser mais efetivos para amenizar os efeitos negativos na produtividade e no solo.

Os parâmetros bicarbonato e carbonato sofrem forte influência do clima semiárido. Como a estação chuvosa de 2012 foi atípica, com precipitação média anual na região em torno de

130 mm (FUNCEME, 2013), muito abaixo do valor médio anual esperado (700 mm), não houve recarga suficiente para melhorar a qualidade da água desses poços.

Apesar destes parâmetros hidroquímicos se constituírem excelentes indicadores da qualidade da água, outros devem ser analisados para possibilitar uma avaliação mais criteriosa.

Pela simplicidade e baixo custo das técnicas analíticas utilizadas, na obtenção dos valores dos parâmetros aqui estudados, esta pesquisa se constitui a primeira etapa de procedimentos analíticos para conhecer a qualidade das águas.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação Cearense de Apoio ao Desenvolvimento Científico e Tecnológico (FUNCAP).

6. REFERÊNCIAS

- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS - ABNT. **NBR 9898/1987**: preservação e técnica de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro, 1987.
- ALMEIDA, O. A. **Qualidade da água de irrigação**. Cruz das Almas: Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010. Disponível em: <http://www.cnpmf.embrapa.br/publicacoes/livro/livro_qualidade_agua.pdf>. Acesso em: 07 mar. 2014.
- ALVARENGA, L. A.; MARTINS, M. P. P.; CUARTAS, L. A.; PENTEADO, V. A.; ANDRADE, A. Estudo da qualidade e quantidade da água em microbacia, afluente do rio Paraíba do Sul – São Paulo, após ações de preservação ambiental. **Revista Ambiente & Água**, v. 7, n. 3, p. 228-240, 2012. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.987>.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION – APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION – AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION - WEF. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington, 2005. 1496 p.
- AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **Water quality for agriculture**. 3. ed. Roma: FAO, 1994. 153p.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Agrário. **Plano territorial**. Fortaleza, 2010. Disponível em: <http://sit.mda.gov.br/download/ptdrs/ptdrs_qua_territorio049.pdf>. Acesso em: 12 mar. 2013.
- BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria n.º 2.914/2011**. Brasília, 2011. 32 p. Disponível em: <http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/portaria_2914_12_12_2011.pdf>. Acesso em: 19 jun. 2013.
- CEARÁ. Secretaria de Recursos Hídricos. **Boletim informativo**. Fortaleza, 2000. Disponível em: <http://www.cogerh.com.br/download/demon/SALINIDADE_OUTUBRO2000.pdf>. Acesso em: 12 mar. 2013.
- FEITOSA, F. A. C. **Atlas digital dos recursos hídricos do Estado do Ceará**. Fortaleza: CPRM, 1998. Disponível em: <<http://www.cprm.gov.br/rehi/atlas/ceara/relatorios/Crateus.zip>>. Acesso em: 20 jul. 2013.

- FUNDAÇÃO CEARENSE DE METEOROLOGIA E RECURSOS HÍDRICOS - FUNCEME. **Calendário das chuvas no Estado do Ceará**. Disponível em: <<http://www.funceme.br/index.php/areas/tempo/chuvas-diarias-municipios>>. Acesso em: 07 ago. 2013.
- LIMA, J. O. G.; FRANÇA, A. M. M.; LOIOLA, H. G. Implicações hidroquímicas da condutividade elétrica e do íon cloreto na qualidade das águas subterrâneas do semiárido cearense. **Revista Virtual de Química**, v. 6, n. 2, p. 279-292, 2014. <http://dx.doi.org/10.5935/1984-6835.20140020>
- NEVEN, K. **Hydrogeology and groundwater modeling**. Boca Raton: CRC Press, 2006 828 p.
- REBOUÇAS, A. C. Água na região nordeste: desperdício e escassez. **Estudos Avançados**, v. 11, n. 29, p. 127-154, 1997. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-40141997000100007>.
- SANTOS, A. C. Noções de hidroquímica. In: FEITOSA, F. A. C.; MANOEL FILHO, J.; DEMETRIO, J. G. (Orgs.). **Hidrogeologia: conceitos e aplicações**. 3. ed. Fortaleza: CPRM/REFO, LABHID-UFPE, 2008. p. 325-358.
- SILVA JÚNIOR, L. G. A.; GHEYI, H. R.; MEDEIROS, J. F. Composição química de águas do cristalino do nordeste brasileiro. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 3, n. 1, p. 11-17, abr. 1999.
- TODD, D. K.; MAYS, L. W. **Groundwater hydrology**. 3. ed. New Jersey: Wiley, 2005 .656 p.
- TUCCI, C. E. M.; HESPANHOL, I.; NETTO, O. M. C. Cenários da gestão da água no Brasil: uma contribuição para a “Visão Mundial da Água”. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 5, n. 3, p. 31-43, 2000.
- ZAVATTINI, J. A. **Estudos do clima no Brasil**. 1. ed. Alínea: Campinas, 2004. 398 p.
- ZOBY, J. L. G.; OLIVEIRA, F. R. **Panorama da qualidade das águas subterrâneas no Brasil**. Brasília: ANA, 2005. 74 p. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br>>. Acesso em: 24 fev. 2010.

Ocorrência de *Escherichia coli* em fontes de água e pontos de consumo em uma comunidade rural

doi: 10.4136/ambi-agua.1301

Received: 04 Feb. 2014; Accepted: 28 Mar. 2014

Rosane Barbosa Lopes Cavalcante

Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH / UFRGS), Porto Alegre, RS, Brasil
e-mail: rosanecavalcante@gmail.com

RESUMO

A falta de monitoramento das diferentes fontes de água e o desconhecimento da população das causas e problemas associados à contaminação concorrem para a alta incidência de doenças de veiculação hídrica em comunidades rurais. Neste contexto, este trabalho objetivou analisar a ocorrência de *Escherichia coli*, em diferentes fontes de água e pontos de consumo, na comunidade de Olho d'Água Grande, no semiárido alagoano. De modo complementar foram analisadas cor, turbidez e presença de coliformes totais. Todas as amostras analisadas apresentaram índices de *E. coli* acima do permitido para consumo humano segundo a legislação vigente. A verificação de contaminação dentro das residências analisadas, o armazenamento inadequado nas residências e a ausência de medidas de desinfecção ressaltam a importância de intervenções adicionais à simples melhoria estrutural do abastecimento de água.

Palavras-chave: *Escherichia coli*, saneamento rural, abastecimento de água.

Occurrence of *Escherichia coli* in water sources and point-of-use in a semi-arid rural community in Brazil

ABSTRACT

In low-income rural areas with a low education level, it is not uncommon that local environmental problems associated with water quality are unknown to the population. This contributes to a high incidence of water-related diseases. This paper aimed to analyze the presence of *Escherichia coli* in different water supply sources and point-of-use in the community of Olho d'Água Grande, in the semi-arid region of Alagoas, Brazil. The results showed that all the analyzed water sources in the community did not meet potability standards. Contamination verified inside the residences, improper storage in the residences, and the absence of disinfection measures underscore the importance of additional interventions besides structural improvement of the water supply system.

Keywords: *Escherichia coli*, rural sanitation, water supply.

1. INTRODUÇÃO

Um dos grandes desafios do saneamento brasileiro é desenvolver programas de saneamento em comunidades isoladas que exigem soluções independentes e estratégias diferenciadas que respeitem a identidade natural e social do lugar (Hosoi, 2011). Altos índices de contaminação bacteriológica em fontes de água de áreas rurais foram observados em diversas localidades do Brasil (Amaral et al., 2003; Costa et al., 2006; Oliveira, 2008; Rocha et al., 2006; Gomes et al., 2011). Na região semiárida, os problemas relacionados à qualidade das fontes de água são ainda maiores, devido à necessidade de fontes alternativas que complementem o abastecimento nos períodos de seca.

A falta de monitoramento destas fontes e o desconhecimento da população das causas e problemas associados à contaminação da água concorrem para maior incidência de doenças de veiculação hídrica. Globalmente, há aproximadamente 1,7 bilhões de casos de doenças diarreicas e 4 milhões de crianças com menos de 5 anos morrem de diarreia todo ano (WHO, 2013). No Brasil, o número total de internações por diarreia apenas nos 100 municípios brasileiros mais populosos representa 20,7% do total das internações de crianças (Kronemberger, 2013).

A melhoria das fontes de abastecimento é usualmente uma das principais estratégias no combate à diarreia. A disponibilidade de água influencia as condições de saneamento, renda familiar, higiene e, portanto, a saúde pública (Hunter et al., 2010). Entretanto, a falta de manutenção e gestão apropriada da infraestrutura existente (Margulis et al., 2002) e ausência de melhorias nas condições de saneamento e educação da população, podem contribuir para resultados não satisfatórios.

A importância de um sistema de água encanada na redução de diarreia em crianças tem se apresentado bastante dependente do grau de educação da mãe, especialmente em famílias pobres (Jalan e Ravallion, 2003). Além disso, é frequentemente observado que a qualidade microbiológica da água armazenada no ponto de consumo é mais baixa que na fonte, sugerindo uma contaminação na coleta, transporte, armazenamento e extração da água (Wright et al., 2004; Varghese, 2004). Estes resultados apontam para o fato que amostragens nos locais de consumo podem melhor refletir a qualidade da água que amostragens nas fontes.

Neste contexto, este trabalho objetivou analisar a ocorrência de *E. coli* na água utilizada para consumo de uma comunidade rural do semiárido brasileiro entre diferentes formas de abastecimento e da fonte de água ao ponto de consumo, tendo em vista a importância destes resultados na determinação de ações de combate à diarreia e outras doenças de veiculação hídrica.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Área de estudo: Comunidade de Olho d'Água Grande, Santana do Ipanema / AL

O presente estudo foi desenvolvido em 2008 na comunidade Olho d'Água Grande, pertencente ao município de Santana do Ipanema (região semiárida de Alagoas). A comunidade não possui sistema de abastecimento de água, rede de esgoto ou coleta de lixo. As 68 famílias residentes na região, quase inteiramente de pequenos agricultores, necessitam se deslocar à sede do município ou ao povoado mais próximo para obter serviços básicos como postos de saúde e escolas.

As chuvas na região são mal distribuídas e o relevo é acidentado, dificultando o acesso na época chuvosa. O núcleo principal de casas localiza-se próximo à fonte de água Poço do Vicente, enquanto as demais residências encontram-se esparsamente distribuídas.

As principais fontes de água da comunidade são reservatórios construídos para armazenamento de duas nascentes localizadas na comunidade, denominadas pelos moradores de Poço do Pedrão e Poço do Vicente (Figura 1)

A única proteção identificada contra o escoamento superficial ou ao uso da água no local foram tampas instaladas no Poço do Vicente.

Figura 1. Instalações das principais fontes de água da comunidade: Poço do Vicente (a) e Poço do Pedrão (b).

O topo do Poço do Vicente encontra-se no nível do solo e está localizado a 434 m de altitude. Em 2007, por iniciativa de uma organização não governamental, o reservatório foi conectado a uma cisterna de 30.000 L com filtro de disco na tubulação de entrada, sendo a população local orientada a retirá-lo e limpá-lo. A partir deste reservatório a água é distribuída por gravidade para 22 residências. Na residência mais afastada, foi instalada uma caixa d'água de 5.000 L, na qual os moradores que não possuem água encanada usualmente buscam água.

No verão há necessidade de racionamento da distribuição de água, enquanto no inverno ocorre transbordamento do Poço do Vicente.

O Poço do Pedrão está localizado a 527 m de altitude, havendo apenas uma residência da comunidade em cota superior ao mesmo. Nenhuma melhoria foi feita nesta fonte desde a construção de dois reservatórios rasos de encosta interligados na década de 1980. A água é canalizada para três residências, havendo caixa d'água e cisterna em apenas uma delas. No verão, algumas famílias buscam água diretamente na fonte. Como o acesso é difícil, alguns usos da água, como lavar roupas, são feitos no próprio local. No inverno, ocorre transbordamento dos reservatórios, mas nenhuma família busca água no local, optando por utilizar água de cisternas ou outras fontes mais acessíveis.

A principal fonte de água da população que reside afastada dos pontos de distribuição de água dos principais reservatórios consiste na água da chuva armazenada em cisternas. Poucas cisternas, entretanto, garantem água para o consumo durante o verão e muitas possuíam vazamentos. Há também famílias que utilizam a água de barragens para todos os usos domésticos, inclusive consumo humano durante o verão.

2.2. Coleta e análise de amostras

As fontes de água utilizadas pela comunidade foram visitadas a fim de diagnosticar a situação das mesmas e coletar amostras para análises laboratoriais. Também foram verificadas causas potenciais de contaminação no sistema de abastecimento a partir da coleta de amostras em diferentes pontos do sistema até as residências e da verificação das formas de armazenamento de água nas residências.

Os parâmetros analisados como indicadores da qualidade da água foram número de coliformes totais e *E. coli*, turbidez e cor. A detecção do *E. coli* como prática de controle microbiológico de qualidade da água foi escolhida por ser esta uma tendência internacional e ser o parâmetro adotado no Brasil (Portaria nº 2914/2011 do Ministério da Saúde). Os parâmetros turbidez e cor aparente estão relacionados à aceitação dos consumidores e desempenham papel preponderante na eficiência da desinfecção (Daniel, 2001). O atendimento ao padrão de turbidez também complementa as exigências nacionais relativas aos indicadores microbiológicos.

Para a determinação destes parâmetros foram utilizados o turbidímetro de bancada modelo AP 2000 IR, o comparador visual modelo Nessler quanti200 e o método Colilert para quantificação de coliformes totais e *E. coli*. As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental da Universidade Federal de Alagoas.

Os pontos de coleta para avaliação da qualidade da água foram selecionados de modo a abranger as principais fontes de abastecimento de água da comunidade:

- Ponto 1: Fonte de água Poço do Pedrão;
- Ponto 2: Cisterna conectada ao Poço do Vicente, a partir da qual é feito o abastecimento a 22 casas;
- Ponto 3: Residência 1 - Torneira antes da caixa d'água (residência abastecida com água encanada do sistema de abastecimento com água do Poço do Vicente);
- Ponto 4: Residência 1 – Caixa d'água;
- Ponto 5: Residência 1 – Torneira após a caixa d'água;
- Ponto 6: Caixa d'água do sistema de abastecimento do Poço do Vicente localizada na casa mais afastada da fonte, onde diferentes moradores da comunidade buscam água;
- Ponto 7: Residência 2 (que utiliza captação de água da chuva com armazenamento em cisterna) – água coletada da torneira;

Os locais de coleta 3 e 4 foram adicionados, a fim de verificar as causas da contaminação observadas no primeiro dia de coleta no Ponto 5.

As amostras foram coletadas nos dias 19 de julho, 24 de julho, 08 de agosto, 24 de agosto e 12 de outubro. Não foi possível a coleta da amostra na casa do morador com cisterna nos dias 08 e 24 de agosto. Como a cisterna já havia secado, a amostra coletada neste local no dia 12 de outubro foi obtida do Ponto 6.

3. RESULTADOS

Os valores encontrados para turbidez (Figura 2) e cor aparente (Figura 3) foram, em quase sua totalidade, superiores ao padrão aceitável para consumo humano, correspondentes a 5 uT e 15 uH, respectivamente, conforme Portaria nº 2914/2011 do Ministério da Saúde (Brasil, 2011). Apenas o Ponto 7, referente à casa do morador que utiliza cisterna, apresentou valores abaixo dos valores máximos permitidos nas duas primeiras coletas, quando utilizava água captada da chuva.

As Figuras 4 e 5 mostram o resultado das análises de *E. coli* e coliformes totais das análises coletadas nos dias 19 de julho, 24 de julho e 08 de agosto. Não foi possível a determinação destes parâmetros para as demais amostras. Todas as amostras estavam fora dos padrões de potabilidade, conforme Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde que corresponde à ausência de *E. coli* em 100 mL de amostra. Os menores valores encontrados de *E. coli* e coliformes totais foram os observados nas amostras coletadas nos Pontos 1 e 7, correspondentes ao Poço do Pedrão e à casa que utilizava água de cisterna.

O resultado da primeira análise, confirmado pelas seguintes, apontou altos índices de *E. coli* e de coliformes totais para o Ponto 5 (torneira da casa do morador com água encanada do poço do Vicente).

Os valores eram, inclusive, superiores ao encontrado em outros pontos da mesma rede de abastecimento (Figuras 4 e 5). Os resultados obtidos nos demais pontos ao longo do sistema de água da residência na análise do dia 08 de agosto mostraram que a água chegava à casa do morador com qualidade similar a do Poço do Vicente. Na visita à residência, percebeu-se que a caixa d'água encontrava-se sem limpeza e não possuía tampa.

Figura 2. Resultado das análises de turbidez (uT).

Figura 3. Resultado das análises de cor aparente (uH).

Figura 4. Resultado das análises de *E. coli* (NMP/100 mL).

Figura 5. Resultado das análises de coliformes totais (NMP/100 mL).

4. DISCUSSÃO

Como observado em outras áreas rurais no Brasil (Amaral et al., 2003; Costa et al., 2006; Oliveira, 2008; Rocha et al., 2006; Gomes et al., 2011), as fontes de água da comunidade de Olho d'Água Grande também apresentaram presença de *E. coli*. A comunidade necessita de melhorias significativas no que se refere à proteção das fontes de abastecimento, abastecimento de água e disposição dos esgotos domésticos. Todas as fontes de água analisadas apresentaram *E. coli* fora dos padrões de potabilidade, necessitando de medidas de proteção das fontes e desinfecção antes do consumo. O Poço do Pedrão apresentou os menores números de *E. coli*, o que pode ser devido ao difícil acesso ao poço, aliado a sua elevação em relação ao solo e a baixa ocupação do solo ao redor da fonte.

Sobre a contaminação da água verificada na residência com armazenamento de água da chuva, os resultados de Baguma et al. (2010) sugerem que instruções de uso, incluindo riscos à saúde, devem ser utilizados para melhorar a gestão de água doméstica dessas fontes. O desvio dos primeiros milímetros de chuva e a periódica adição de desinfetantes são sugeridos por Kahinda et al. (2007) como procedimentos de manutenção do sistema para melhorar a qualidade da água assim obtida.

Quanto ao alto índice de *E. coli* encontrados na casa do morador que recebia água encanada da rede de abastecimento do Poço do Vicente, verificou-se que a água chegava à casa do morador com qualidade similar a da fonte, descartando a hipótese de contaminação na rede de abastecimento. Entretanto, destaca-se que as análises de *E. coli* em todos os pontos dentro da residência só foi possível em uma análise (08 de agosto). Na visita à residência, percebeu-se que a caixa d'água encontrava-se sem limpeza há algum tempo e não possuía tampa, sendo identificado como local de contaminação.

Esta contaminação identificada entre fonte de água e ponto de consumo ressalta a importância de intervenções adicionais à melhoria estrutural do abastecimento de água, em especial medidas de saneamento, armazenamento apropriado nas residências e medidas adicionais para desinfecção. O simples ato de tampar os reservatórios causa redução significativa na contagem de coliformes totais e termotolerantes (Wright et al., 2004). Embora a importância da contaminação da água na residência ainda seja matéria de discussão, intervenções no sentido de reduzir esta contaminação tem reduzido significativamente a incidência de diarreia (Gundry et al., 2004).

Os resultados corroboram com o apresentado por Hosoi (2011) de que além do aporte financeiro, os sistemas descentralizados demandam apoio técnico, operacional e social para garantir a continuidade da gestão e qualidade dos serviços. Santos Jr. et al. (2013) apontam a falta de informação da população em geral, especialmente da população mais jovem, como

um dos principais desafios enfrentados para conservação e uso racional da água no semiárido brasileiro.

A metodologia utilizada, entretanto, não permitiu explicar alguns dos resultados encontrados, a exemplo da menor turbidez verificada no dia 08 de agosto e maior cor aparente no mês de julho. A variação da precipitação aliada à continuação das análises poderia esclarecer estas questões.

5. CONCLUSÕES

A água utilizada pela comunidade de Olho d'Água Grande foi identificada como um importante fator de risco à saúde da população, visto que todas as fontes de água analisadas apresentam índices de coliformes totais e *E. coli* acima do permitido para consumo humano. A água de cisternas para captação da água da chuva e da fonte de água com acesso mais difícil apresentaram os menores valores de coliformes no período de análise, apresentando-se como boas alternativas para abastecimento nas residências não contempladas pelo atual sistema de abastecimento.

Entretanto, a verificação de contaminação dentro da residência analisada, o armazenamento inapropriado na residência e a ausência de medidas de desinfecção ressaltam a importância de intervenções adicionais à melhoria estrutural do abastecimento de água. Ações para melhoria do saneamento, de educação sanitária, monitoramento na fonte e manutenção dos sistemas existentes são essenciais.

Sugere-se um acompanhamento da qualidade de água nas fontes e nas residências da comunidade, especialmente no período de seca quando há um aumento do uso de fontes alternativas, e das condições de saúde da população que identifique a ocorrência de doenças ligadas à falta de saneamento básico adequado.

6. REFERÊNCIAS

- AMARAL, L. A.; NADER FILHO, A.; ROSSI Jr., O. D.; FERREIRA, F. L. A.; BARROS, L. S. S. Água de consumo humano como fator de risco à saúde em propriedades rurais. **Revista de Saúde Pública**, v. 37, n. 4, p. 510-514, 2003. <http://dx.doi.org/10.1590/S0034-89102003000400017>
- BAGUMA, D.; LOISKANDL, W.; JUNG, H. Water management, rainwater harvesting and predictive variables in rural households. **Water Resources Management**, v. 24, p. 3333–3348, 2010. <http://dx.doi.org/10.1007/s11269-010-9609-9>
- BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2914 de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**, Poder Executivo, Brasília, DF, 12 mar., 2011.
- COSTA, R. da C.; CIRILO, J. A.; MAIA, A. Z.; LACERDA Jr., H. B. de. Diagnóstico das condições sanitárias de distritos semi-urbanos localizados em clima semi-árido. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 8., 2006, Gravatá. **Anais...** Gravatá: ABRH, 2006.
- DANIEL, L. A. (coord.) **Processos de desinfecção e desinfetantes alternativos na produção de água potável**. Rio de Janeiro: RiMa; ABES, 2001.

- GOMES, M. C. R. L.; SOUZA, J. B.; FUJINAGA, C. I. Estudo de caso das condições de abastecimento de água e esgotamento sanitário dos moradores da estação ecológica de Fernandes Pinheiro (PR). **Ambiência**, v. 7, n. 1, p. 25-38, jan./abr. 2011.
- GUNDRY, S.; WRIGHT, J.; CONROY, R. A systematic review of the health outcomes related to household water quality in developing countries. **Journal of Water and Health**, v. 02, n. 01, p. 2004.
- HOSOI, C. Comunidades isoladas exigem um saneamento sob medida. **Revista DAE**, n. 187, p. 4-12, set. 2011.
- HUNTER, P. R.; MacDONALD, A. M.; CARTER, R. C. Water supply and health. **Plos Medicine**, v. 7, n. 11, 2010. <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pmed.1000361.g004>
- JALAN, J.; RAVALLION, M. Does piped water reduce diarrhea for children in rural India? **Journal of Econometrics**, v. 112, p. 153–173, 2003. [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-4076\(02\)00158-6](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-4076(02)00158-6)
- KAHINDA, J. M.; TAIGBENU, A. E.; BOROTO, J. R. Domestic rainwater harvesting to improve water supply in rural South Africa. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 32, p. 1050–1057, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pce.2007.07.007>
- KRONEMBERGER, D. **Análise dos impactos na saúde e no Sistema Único de Saúde decorrentes de agravos relacionados a um esgotamento sanitário inadequado dos 100 maiores municípios brasileiros no período 2008-2011**. Relatório Final. 2013. Disponível em: <http://www.tratabrasil.org.br/datafiles/uploads/drsai/Relatorio-Final-Trata-Brasil-Denise-Versao-FINAL.pdf>. Acesso em julho de 2013.
- MARGULIS, S.; HUGHES, G.; GAMBRILL, M.; AZEVEDO, L. G. T. **Managing water quality: mainstreaming the environment in the water sector**. Washington: World Bank, 2002.
- OLIVEIRA, D. G. S. **Potabilidade da água de fontes alternativas (nascente, poço raso e poço profundo) na zona rural de Formiga (MG) e sua relação com a condição ambiental da microbacia**. 2008. Dissertação (Mestrado) - Universidade do Estado de Minas Gerais, Divinópolis, 2008.
- ROCHA, C. M. B. M.; RODRIGUES, L. S. COSTA, C. C.; OLIVEIRA, P. R.; SILVA, I. J.; JESUS, E. F. M. et al. Avaliação da qualidade da água e percepção higiênico-sanitária na área rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil, 1999-2000. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 22, n. 9, p.1967-1978, 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/S0102-311X2006000900028>
- SANTOS JR., J. A.; BARROS JR., G.; SANTOS, J. K. L.; BRITO, E. T. F. S. Uso racional da água: ações interdisciplinares em escola rural do semiárido brasileiro. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 263-271, 2013. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1075>
- VARGHESE, A. A comparative risk approach to assessing point-of-use water treatment systems in developing countries. In: LINKOV, I.; RAMADAN, A. B. (Eds.). **Comparative risk assessment and environmental decision making**. New York: Springer, 2004.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. **Diarrhoeal disease. Fact sheet N°330**. World Health Organization, 2013. Disponível em: <<http://www.who.int/mediacentre/factsheets/fs330/en>>. Acesso em: maio 2013.

WRIGHT, J.; GUNDRY, S.; CONROY, R. Household drinking water in developing countries: a systematic review of microbiological contamination between source and point-of-use. **Tropical Medicine and International Health**, v. 9, n. 1, p. 106-117, 2004. <http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-3156.2003.01160.x>

Reflexos das alterações no Código Florestal Brasileiro em Áreas de Preservação Permanentes de duas propriedades rurais em Itu e Sarapuí, SP

doi: 10.4136/ambi-agua.1354

Received: 03 Apr. 2014; Accepted: 27 Jun. 2014

**Luiz Carlos de Faria* ; Francisco Carlos Adriano Júnior;
Kelly Cristina Tonello; Roberta de Oliveira Aversa Valente**

Universidade Federal de São Carlos (UFSCAR), Sorocaba, SP, Brasil
Departamento de Ciências Ambientais

*Autor correspondente: e-mail: lcfaria@ufscar.br,
francisco_sliver@hotmail.com, kellytonello@ufscar.br,
roavalen@ufscar.br

RESUMO

Discussões sobre a legislação florestal brasileira se intensificaram nos últimos anos e conduziram a edição de um novo Código Florestal Brasileiro. O objetivo desse trabalho foi realizar um estudo comparativo das Áreas de Preservação Permanente (APPs) de propriedades rurais localizadas em Itu e Sarapuí, SP, conforme a Lei Federal nº12.651/12, Lei Federal nº4.771/65 e as Resoluções CONAMA 302 e 303. Delimitou-se as áreas de APPs utilizando-se cartas topográficas do Instituto de Geografia e Cartografia (IGC) em escala de 1:10.000, ortofoto georeferenciada do ano 2005, em escala de 1:30.000, e verificações de campo. Os resultados mostraram que houve redução nas áreas de APPs nas duas propriedades, sendo de 20,97% para 17,81% da área total do imóvel para a propriedade de Itu e de 23,16% para 8,11% para a propriedade de Sarapuí. As recentes modificações no Código Florestal Brasileiro reduziram as APPs de alguns elementos da paisagem nas duas propriedades avaliadas. Também houve fragmentação da APP no entorno de cursos d'água em uma das propriedades. De modo geral, os fatores que mais contribuíram para esse resultado foram a diminuição na largura estabelecida para APPs de cursos de água em áreas consolidadas, a dispensa de estabelecimento de APP em nascentes intermitentes e no entorno de lagos artificiais com superfície inferior a um hectare.

Palavras-chave: política e legislação ambiental, propriedades rurais, adequação ambiental.

Reflections of changes in the Brazilian Forest Law in Permanent Preservation Areas on two farms in Itu and Sarapuí, SP

ABSTRACT

Discussions of Brazilian forest legislation have intensified in recent years and have led to the publication of a new Brazilian Forest Code. This study was a comparative analysis of Permanent Preservation Areas (PPAs) of farms located in Itu and Sarapuí, SP, according to Federal Law No. 12.651/12, Federal Law No. 4.771/65 and CONAMA Resolutions 302 and 303. We outlined the PPAs using topographic maps of the Institute of Geography and

Cartography (IGC) in scale of 1:10,000, geo-referenced ortho-photo of 2005, scale 1:30,000, and field checks. The results showed that there was a reduction in the PPAs in the two properties, which was 20.97% to 17.81% of the total area of the property in Itu and 23.16% to 8.11% of the property in Sarapuí. The recent changes in the Brazilian Forest Code reduced PPAs in some landscape elements of the two properties. Also, there was fragmentation of a PPA in the vicinity of water courses on one of the properties. In general, the factors that contributed to this were the decrease in the width set for PPAs of water courses in consolidated areas, the exclusion of PPAs in intermittent springs and around ponds with surface areas smaller than one hectare.

Keywords: environmental policy and legislation, rural properties, environmental suitability.

1. INTRODUÇÃO

O Código Florestal Brasileiro é umas das principais leis ambientais do Brasil. Sua primeira versão foi editada em 1934, através do Decreto Federal nº 23.793 (Brasil, 1934). Com tendências preservacionistas em relação ao patrimônio florestal nacional, um avanço para a época, nele já constava uma conceituação de áreas de elevada importância dentro dos ecossistemas naturais (Borges et al., 2011). O Decreto Federal de 1934 foi revogado pela Lei Federal nº 4.771/65 ainda durante o Regime Militar. Denominando de Novo Código Florestal, essa Lei foi considerada mais rígida que o texto anterior (Brasil, 1965). O Novo Código Florestal utilizou-se de medidas de comando e controle através da criação da Área de Preservação Permanente (APP) e da Área de Reserva Legal (RL), como forma de garantir a preservação ambiental e o uso sustentado dos recursos naturais em propriedades rurais (Garcia, 2012; Brasil, 1965). Na Lei Federal nº 4.771/65 foi introduzido o conceito primitivo de florestas protetoras, que acabou por se desenvolver nas chamadas Áreas de Preservação Permanente (APP), tendo então sua definição consagrada, sem margens para interpretações equivocadas. Segundo a Lei Federal nº 4.771/65, são consideradas APPs as áreas no entorno dos cursos d'água, de nascentes perenes e intermitentes, e dos chamados “olhos d'água”, definidos como afloramentos naturais de água, dentre outras modalidades. Complementarmente, por meio das resoluções CONAMA 302 e 303, reconhece-se institucionalmente a importância multifuncional das APPs na propriedade rural, que se tornam essenciais dentro de suas interações ecossistêmicas (Brasil, 2002a; 2002b). Segundo Silva et al. (2011), algumas funções ambientais das APPs são o condicionamento do solo para o amortecimento do escoamento pluvial; a regularização hidrológica, reduzindo efeitos de erosão, enxurradas, deslizamento e escorregamento de massa em ambientes urbanos e rurais; a proteção e manutenção da biodiversidade local; onde ocorrem altos graus de especialização e endemismo, além da manutenção da população de polinizadores e de ictiofauna. Como afirma Pereira (2012), a Lei Federal nº 4.771/65 por vezes gerou dúvidas e equívocos de interpretação quanto ao seu conteúdo, cabendo ao Poder Público essa tarefa. Isso, aliado (i) ao desenvolvimento e aperfeiçoamento de estudos específicos sobre a temática; (ii) a constante transformação histórica da interação do homem com os recursos naturais; (iii) a conseguinte alteração da percepção destes recursos pelas populações e (vi) a necessidade de esclarecimentos dos parâmetros e definições dispostos na lei, promoveram diversas alterações e complementações na Lei Federal nº 4.771/65, além da inserção de novas restrições e parâmetros anteriormente não contemplados em seu texto. Em 12 de maio de 2012, após extensas argumentações e discussões entre diversos setores da sociedade, caracterizando um debate maniqueísta entre os denominados “ambientalistas” e “ruralistas”, foi aprovada no Congresso Nacional a Lei Federal nº 12.651/12 (Brasil, 2012a). Conjuntamente foi publicada a Medida Provisória nº 571/12 com a finalidade de suprir lacunas dos vetos de determinadas passagens e artigos pelo Poder Executivo, e inserir outras inclusões na referida Lei (Brasil,

2012b). A definição de APP dada pela Lei Federal nº12.651/12 traz como áreas de extrema importância para a dinâmica dos recursos naturais, através de diferentes enfoques. O texto legal suscitou questionamentos sobre a sustentabilidade das alterações, o que do ponto de vista dos ambientalistas seria um possível retrocesso na legislação ambiental brasileira, reconhecida mundialmente como uma das mais desenvolvidas. Já pelo lado dos ruralistas, ele foi importante para diminuir o passivo ambiental histórico no meio rural (Soares Filho, 2013). Muitas especificidades da Lei Federal nº12.651/12 remete ao tamanho da propriedade, delimitado em função de uma medida agrária usada no Brasil, o Módulo Fiscal Brasileiro. Instituída pela Lei nº 6.746/79, o MFB varia por município, entre 5 a 110 hectares (INCRA, 1980). Seu tamanho leva em conta o tipo de exploração predominante no município; a renda obtida com a exploração predominante; outras explorações existentes no município que, embora não predominantes, sejam expressivas em função da renda ou da área utilizada.

Nesse contexto, o objetivo deste trabalho foi avaliar os reflexos da Lei Federal nº12.651/12 em alguns tipos de Áreas de Preservação Permanente, em comparação com a da Lei Federal nº 4.771/65 e Resoluções CONAMA 302 e 303, em duas propriedades rurais localizadas nos Municípios de Itu e Sarapuí, ambas no Estado de São Paulo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

As propriedades rurais do presente estudo localizam-se no município de Itu, no Bairro Taquaral, com 649,50 hectares (54,1 Módulos Fiscais), e no município de Sarapuí, no Bairro da Floresta, com 189,48 hectares (9,5 Módulos Fiscais), ambas no Estado de São Paulo, sob as respectivas coordenadas geográficas centrais 23°20'34"S e 47°21'37"O; e 23°35'15"S e 47°46'03"O, em uma região de transição de Savana (Cerrado) e Floresta Ombrófila Densa (FAPESP, 2008). Os textos legais utilizados foram a Lei Federal nº 4.771/65 e as Resoluções CONAMA 302 e 303, conjuntamente tratadas neste trabalho como "Código anterior", e a Lei Federal nº12.651/12, referida como "Código atual". Além disso, trabalhos científicos sobre a temática acrescentaram raciocínios e argumentações para as discussões. As áreas e questões pertinentes a Reserva Legal ou Áreas de Uso Restrito não foram consideradas nesse trabalho, sendo tratadas apenas as APPs relacionadas a cursos e reservatórios de água e a nascentes, intermitentes e perenes. Esses elementos da paisagem foram identificados a partir de curvas de nível vetorizadas de Cartas Topográficas do Instituto de Geografia e Cartografia (IGC), em escala de 1:10.000 (cursos de água e nascentes) e ortofoto georeferenciada do ano 2005, em escala de 1:30.000 (reservatórios de água). A identificação de áreas consolidadas em APPs, conforme definição da Lei Federal nº12.651/12, foi realizada a partir da ortofoto supracitada, com auxílio de receptores de sinais do Sistema de Posicionamento Global, imagens orbitais do Google Earth® e checagens de campo. Os limites das propriedades foram obtidos em Plantas Topográficas elaboradas segundo Norma Técnica para Georreferenciamento de Imóveis Rurais do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (Brasil, 2010). A partir dos cursos e reservatórios de água, nascentes e áreas consolidadas identificadas, as respectivas faixas de APPs foram delimitadas utilizando-se técnicas de geoprocessamento digital no *software* AutoCad® versão 2011. Utilizou-se o comando *offset*, para gerar as distâncias de APPs em relação aos cursos hídricos, nascentes e reservatórios artificiais d'água, considerando suas respectivas distâncias especificadas no Código anterior e no Código atual, e os comandos *trim* e *join* para fracionar os excessos e sobreposições das linhas geradas, unir os elementos de interesse e converter as feições em polígonos, a partir dos quais foram quantificadas as áreas de APPs. Foi considerado que não há variação sazonal do leito dos cursos de água.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na propriedade de Itu, contabilizadas com o Código anterior as APPs somaram 20,97% da área total do imóvel, quando considerado o Código atual esse valor reduziu-se para 17,81% (Tabela 1 e Figura 1). Já na propriedade de Sarapuí, de acordo com o Código anterior, as APPs representavam 23,16% da área total do imóvel, reduzindo-se para apenas 8,11% quando considerado o Código atual.

Tabela 1. Áreas de APP para as propriedades de Itu e Sarapuí, SP, conforme o Código Florestal anterior e o Código Florestal atual.

Propriedade	APP segundo o Código anterior	APP segundo o Código atual	Diferença	
			ha	%
Itu	136,23	115,69	20,54	-15,08
Sarapuí	43,89	28,52	15,36	-35,00

Embora aparentemente os percentuais pareçam pequenos, a redução da área legalmente protegida torna vulneráveis as áreas úmidas adjacentes aos recursos hídricos, provedoras de muitos serviços ambientais (Borges et al., 2011; Meztger, 2010). Dentre eles citam-se a proteção dos recursos hídricos, através da contenção de erosões oriundas das forças das águas pluviais em escoamento superficial e da dissipação de seu potencial erosivo; e o fornecimento de alimento, abrigo e ambiente de reprodução para muitas espécies (Silva et al., 2011). Um ponto relevante do Código atual foi a alteração do referencial para início da demarcação da faixa de APP, originalmente do nível mais elevado do leito sazonal do curso d'água para a borda da calha do leito regular. Em uma análise técnica, poder-se-ia inferir que a APP é atualmente locada no que se entende ser o próprio corpo d'água, nas áreas de planícies de inundação, conhecidas também como várzeas, as quais deixam de estar protegidas em sua plenitude. No presente estudo, foi desconsiderada a variação sazonal no leito dos cursos d'água em ambas as propriedades, o que não altera as respectivas faixas de APP. Entretanto, é oportuno ressaltar que o Rio Sarapuí, que atravessa a propriedade de mesmo nome, apresenta fortes alterações em seu curso, condicionado pela variação de altitude e topografia na região, o que possibilita a formação destas planícies de inundação (Figura 1).

Figura 1. Imagens orbitais do lago artificial no limite da propriedade em Sarapuí, SP, em outubro de 2011, período seco (à esquerda) e em julho de 2012, período chuvoso (à direita). Detalhe para a linha em vermelho com a divisa de propriedade do imóvel.

Fonte: Adaptado de GOOGLE EARTH. Localização. Disponível em: <<https://goo.gl/maps/IswOb>>. Acesso em: 21 jul. 2014.

Para Ramos e Tosi (2012), o corpo d'água não pode ser entendido somente como o leito regular onde as águas costumam fluir, pois este varia sazonalmente em função das chuvas. Essa alteração do referencial para início da demarcação da faixa de APP em cursos d'água pode propiciar uma desregulação na dinâmica dos elementos inerentes ao ecossistema envolto nos cursos d'água. Como exemplo, a redução das trocas de material inerte depositado no leito do rio nas épocas de estiagem na produção ictica (Lewhinsohn et al., 2010).

Como pode ser observado na Tabela 2 e Figura 2, o curso d'água foi o elemento de hidrografia que mais influenciou a redução nas áreas de APPs, responsável isoladamente por mais de 80% na propriedade de Sarapuí.

Tabela 2. Valores da redução na faixa de Áreas de Preservação Permanente para as propriedades de Sarapuí, SP, de acordo com o tipo de elemento da hidrografia relacionado, considerando o cálculo pelo Código anterior e atual.

Elemento da Hidrografia	Redução nas APPs	
	ha	%
Reservatório Artificial	0,52	3,40
Nascente	2,31	15,04
Curso d'água	12,53	81,57
Total	15,36	100,00

Figura 2. Elementos de hidrografia e Áreas de Preservação Permanente (APPs) para a propriedade de Sarapuí, SP, conforme o Código anterior (A) e o Código atual (B).

Em estudo de mesmo teor em uma propriedade rural com 50,29 hectares no Município de Erechim, RS, Cuppini et al. (2012) verificaram redução de 4,56 hectares em áreas de APPs, o que representou 9,07% da área total da propriedade. Segundo os autores, a propriedade possuía 25,04% (12,59 hectares) de áreas de preservação permanente de acordo com Código antigo, em contraposição a valores menos expressivos conforme o Código atual, onde as

APPs representaram 15,97% da área da propriedade (8,03 hectares). Respeitadas as devidas situações, esta variação é semelhante à observada no imóvel de Sarapuí, onde pouco mais de um terço das APPs deixaram de existir legalmente. Para a propriedade em Sarapuí, a redução nas áreas de APPs foi influenciada, principalmente, pelo Artigo nº 61-A do Código atual, onde fica autorizada a continuidade de atividades agrossilvipastoris, de ecoturismo e de turismo rural em áreas consolidadas até 22 de julho de 2008. Tal estratégia dos legisladores teve o intuito de diminuir o passivo ambiental em propriedades rurais brasileiras, já que o Decreto Federal nº 6.514/08 dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelecendo processo administrativo federal para apuração destas infrações, dentre outras providências (Brasil, 2008).

Para a propriedade em Itu não houve variação das faixas de preservação permanente no entorno dos cursos d'água, sendo que 45,96% da redução nas áreas de APPs (9,44 hectares) ocorreram no entorno das nascentes intermitentes, já que esses locais estão dispensados de manter APP em seu entorno segundo o Código atual (Tabela 3 e Figura 3). Nessa propriedade, somente três nascentes são perenes de acordo com informações da carta do IGC, e os 54,04% restantes (11,10 hectares) são correspondentes a faixas de APP no entorno dos reservatórios artificiais, conforme o Código anterior.

Tabela 3. Valores da variação na faixa de APP observada no imóvel em Itu/SP de acordo com o tipo de elemento da hidrografia relacionado.

Elemento da Hidrografia	Redução nas APPs	
	ha	%
Nascente	9,44	45,96
Cursos d'água	0,00	0,00
Reservatório Artificial	11,10	54,04
Total	20,54	100,00

Figura 3. Elementos de hidrografia e Áreas de Preservação Permanente (APPs) para a propriedade de Itu, SP, conforme o Código anterior (A) e o Código atual (B).

Para a propriedade de Itu, somente dois reservatórios de um total de trinta e três possuem superfície acima de um hectare, portanto os únicos a manter mesma faixa de preservação nas duas situações, já que o código atual dispensa a manutenção de APP nesses casos. Para a propriedade de Itu, foi detectado que a redução da APP conforme a disposição no Código atual acabou por fragmentar as faixas de APP na propriedade de devido à presença de

reservatórios de água com menos de um hectare de superfície (vide Figura 3). Do ponto de vista da qualidade ambiental, como autossuficiência da regeneração natural e manutenção da biodiversidade, essa fragmentação é prejudicial porque os corredores ecológicos formados pelas APPs são elementos de interligação dos fragmentos remanescentes na paisagem (Gonçalves et al., 2012). A dispersão de pólen e sementes também é prejudicada pela descontinuidade da vegetação natural. Na propriedade avaliada por Cuppini et al. (2012), o fator determinante para a redução de APPs foi a redução da faixa de APP de cursos d'água em áreas consolidadas para o mínimo de 8 metros (rio inferior a 10 metros de largura), em detrimento a faixa de 30 metros do Código anterior. O autor infere ainda que estas alterações trouxeram uma maior área agricultável ao proprietário do imóvel, porém com uma tendência maior de fragmentação das APPs ao utilizar o critério tamanho do imóvel para estabelecimento das faixas de preservação.

De acordo com Sauer e França (2012), a maior parte das alterações ocorridas com a mudança do Código Florestal Brasileiro, seja partindo da afirmação do direito absoluto de propriedade ou da necessidade de produzir alimentos, têm como propósito o uso ilegal de áreas que deveriam ser conservadas ou preservadas como vistas a sustentabilidade no meio rural. Para os autores, isso representa riscos reais à biodiversidade brasileira e a tentativa de criar uma lei baseada em incentivos e não em comando e controle, acabando por ameaçar uma suposta lógica conservacionista. Loubet e Almeida (2012) esclarecem que, sobre a recuperação das APPs e RLs, não há questionamentos de que este é um direito subjetivo ambiental, assegurado pela Constituição Federal do Brasil (Artigo 225) o direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado (Brasil, 1988). Assim sendo, um direito garantido por lei não pode ser restringido por legislações posteriores. Segundo os autores, o retrocesso socioambiental não pode ser tolerado porque põe em risco a proteção dos direitos da sociedade frente às alterações na legislação, bem como a efetividade constitucional. Considerando que é um direito da população dispor de recursos naturais preservados, e que as faixas de APP determinadas anteriormente asseguravam a proteção dos recursos naturais de uma forma mais restritiva, diversas alterações trazidas pela Lei Federal nº 12.561/12 mostram-se tecnicamente incoerentes. Entretanto, deve-se considerar que os proprietários rurais não podem arcar isoladamente com o ônus da conservação ambiental no meio rural, em detrimento da geração de trabalho e renda em suas propriedades (Araújo e Valle, 2013).

Nesse trabalho, foram observadas diminuições nas áreas de APP de cursos d'água, reservatórios artificiais d'água e nascentes considerando a recente alteração do Código Florestal Brasileiro. O elemento de maior influência nessa variação foi a alteração da faixa de preservação estabelecida ao longo dos cursos d'água onde existam áreas em preservação permanente com atividades consolidadas até 22 de julho de 2008, com destaque ao imóvel de Sarapuí. A redução de APP nas nascentes, consideradas apenas as perenes, também foi elevada no entorno de reservatórios artificiais de água na propriedade de Itu. Com isto, as nascentes intermitentes deixam de ter proteção legal, resultando em menor proteção do recurso hídrico, visto que as nascentes são responsáveis pela manutenção da vazão e por alimentar o fluxo dos cursos d'água de outros elementos. Das práticas a serem tomadas pelos proprietários rurais, é importante considerar que todo imóvel rural deve ser cadastrado no Cadastro Ambiental Rural (CAR) (Brasil, 2012b), dispositivo legal que, associado às ferramentas de SIG, pode ser capaz de proporcionar o monitoramento constante e efetivo da situação ambiental das propriedades rurais, com a possibilidade de adoção de práticas eficazes no que tange a gestão ambiental (Brasil, 2012a; Miranda, 2012).

4. CONCLUSÕES

As recentes modificações no Código Florestal Brasileiro reduziram as APPs de alguns elementos da paisagem nas duas propriedades avaliadas. Também houve fragmentação da

APP no entrono de cursos d'água em uma propriedade analisada. De modo geral, os fatores que mais contribuíram para esse resultado foram (i) a diminuição na largura estabelecida para APPs de cursos de água em áreas consolidadas e (ii) a dispensa de estabelecimento de APP em nascentes intermitentes e no entorno de lagos artificiais com superfície inferior a um hectare. Ressalta-se que devido ao caráter quantitativo desse trabalho, são necessários estudos mais detalhados quanto aos aspectos qualitativos da redução da APPs e suas interações com outros elementos da paisagem, como a fauna, flora e atividades antrópicas.

5. REFERÊNCIAS

- ARAÚJO, F. C. de; VALLE, R. S. T. do (Org.) **Política agrícola como vetor para a conservação ambiental**. São Paulo: Instituto Socioambiental, 2013. 46p. Disponível em: <http://www.socioambiental.org/sites/blog.socioambiental.org/files/publicacoes/pol_agricola.pdf>. Acesso em: 08 jun. 2013.
- BORGES, L. A. C.; REZENDE, J. L. P. de; PEREIRA, J. A. A.; COELHO JÚNIOR, L. M. D.; BARROS, A. de. Áreas de preservação permanente na legislação ambiental brasileira. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 41, n. 7, p. 1202-1210, jul. 2011. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-84782011000700016>
- BRASIL. **Decreto no 23.793, de 23 de janeiro de 1934**. Aprova o código florestal que com este baixa. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1930-1949/D23793.htm>. Acesso em: 02 fev. 2014.
- BRASIL. **Lei no 4.771, de 15 de setembro de 1965**. Institui o novo Código Florestal. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/14771.htm>. Acesso em: 15 fev. 2014.
- BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicaocompilado.htm>. Acesso em: 08 jun. 2013.
- BRASIL. **Decreto Federal no 6.514, de 22 de julho de 2008**. Dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2008/decreto/D6514.htm>. Acesso em: 08 jun. 2013.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Agrário. Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária. **Norma Técnica para Georreferenciamento de Imóveis Rurais**. Aplicada à Lei 10.267, de 28 de agosto de 2001 e do Decreto 4.449, de 30 de outubro de 2002. 2ª ed. Brasília, 2010. 86p. Disponível em: <http://200.252.80.40/Credencia/download/Norma_Tecnica.pdf>. Acesso em: 25 jun. 2014.
- BRASIL. **Lei Federal no 12.651, de 25 de maio de 2012a**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/12651.htm>. Acesso em: 20 fev. 2014.
- BRASIL. **Medida Provisória no 571, de 25 de maio de 2012b**. Altera a Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/Mpv/571.htm>. Acesso em: 05 fev. 2014.

- BRASIL. **Decreto no 7.830, de 17 de outubro de 2012c**. Dispõe sobre o Sistema de Cadastro Ambiental Rural, o Cadastro Ambiental Rural, estabelece normas de caráter geral aos Programas de Regularização Ambiental, de que trata a Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Decreto/D7830.htm>. Acesso em: 15 fev. 2014.
- BRASIL. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução CONAMA nº 303, de 20 de março de 2002a**. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res30302.html>>. Acesso em: 15 fev. 2014.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução CONAMA no 302, de 20 de março de 2002b**. Dispõe sobre os parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente de reservatórios artificiais e o regime de uso do entorno. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res30202.html>>. Acesso em: 15 fev. 2014.
- CUPPINI, D. M.; DECIAN, V.; ROVANI, I. L.; DE QUADROS, F. R.; ZOTTI, N. C. Análise das áreas de preservação permanente em uma propriedade rural sob o enfoque do Código Florestal Federal (Brasil 1965) e Lei 12.727/2012. **Perspectiva**, Erechim, v. 36, n. 135, p. 41-45, set. 2012.
- FUNDAÇÃO DE AMPARO À PESQUISA DO ESTADO DE SÃO PAULO - FAPESP. **Conhecimento e uso sustentável da biodiversidade brasileira: o Programa Biota-FAPESP/ Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo**. São Paulo: FAPESP, 2008. 204 p.
- GARCIA, Y. M. O Código Florestal Brasileiro e suas alterações no Congresso Nacional. **Geografia em Atos**, Presidente Prudente, v. 1, n. 12, p. 54-74, jan-jun. 2012.
- GONÇALVES, A. B.; MARCATTI, G. E.; RIBEIRO, C. A. A. S.; SOARES, V. P.; MEIRA NETO, J. A. A.; LEITE, H. G. et al. Mapeamento das áreas de preservação permanente e identificação dos conflitos de uso da terra na sub-bacia hidrográfica do rio camapuã/brumado. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 36, n. 4, p. 759-766, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622012000400017>
- INSTITUTO NACIONAL DE COLONIZAÇÃO E REFORMA AGRÁRIA – INCRA (Brasil). **Instrução Especial/INCRA no 20, de 28 de maio de 1980**. Estabelece o módulo fiscal de cada município, previsto no Decreto nº84.685 de 06 de maio de 1980. Aprovado pela Portaria/MA 146/80. **Diário Oficial [da] União**, Brasília, 12 jun. 1980, Seção I, p. 11.606, 1980. Disponível em: <<http://www.incra.gov.br/index.php/institucional/legislacao-/atos-internos/instrucoes/file/129-instrucao-especial-n-20-28051980>>. Acesso 03 jun. 2013.
- LEWHINSON, T. M.; METZGER, J. P.; JOLY, C. A.; CASATTI, L.; RODRIGUES, R. R.; MARTINELLI, L. A. **Impactos potenciais das alterações propostas para o Código Florestal Brasileiro na biodiversidade e nos serviços ecossistêmicos**: documento-síntese produzido por Pesquisadores do PROGRAMA BIOTA-FAPESP e pela ABECO (Associação Brasileira de Ciência Ecológica e Conservação). 2010. Disponível em: <<http://www2.unesp.br/revista/wp-content/uploads/2010/10/Biota-Fapesp-ABECO-Sintese-CFB-e-biodiversidade.pdf>>. Acesso em: 15 maio 2013.
- LOUBET, L. F.; ALMEIDA, L. A. F. de **Inconstitucionalidades dos retrocessos empreendidos pelo novo Código Florestal**. 2012. Disponível em: <<http://jus.com.br/revista/texto/22582/inconstitucionalidades-dos-retrocessos-empreendidos-pelo-novo-codigo-florestal>>. Acesso em: 10 jun. 2013.

- METZGER, J. O Código Florestal tem base científica? **Conservação e Natureza**, Curitiba, PR, v. 8, n. 1, p. 92-99, 2010.
- MIRANDA, C. R. de **O Novo Código Florestal**: principais modificações. 2012. 8 p. Disponível em: <<http://www.cnpsa.embrapa.br/filo/adm/anx/anx338Codigoflorestal.pdf>>. Acesso em 03 jun. 2013.
- PEREIRA, M. de P. A cidade como mercadoria: influências do setor privado na produção do espaço urbano. **Revista de Ciências Humanas**, Viçosa, v. 12, n. 2, p. 446-460, jul./dez. 2012.
- RAMOS, R. I.; TOSI, I. **Código Florestal**: apreciação atualizada. Relatório da consultoria referente à apreciação atualizada do Código Florestal. São Paulo: ABES, 2012. Disponível em: <http://www.abes-sp.org.br/arquivos/atualizacao_codigo_florestal.pdf>. Acesso em: 08 jun. 2013.
- SAUER, S.; FRANÇA, F. C. de Código Florestal, função socioambiental da terra e soberania alimentar. **Caderno CRH**, Salvador, v. 25, n. 65, p. 285-307, maio/ago. 2012.
- SILVA, J. A. A. et al. **O Código Florestal e a ciência**: contribuições para o diálogo. São Paulo: SBPC; ABC, 2011. 124p. Disponível em: <<http://www.abc.org.br/IMG/pdf/doc-547.pdf>>. Acesso em: 08 jun. 2013.
- SOARES-FILHO, B. S. **Impacto da revisão do Código Florestal**: como viabilizar o grande desafio adiante? Brasília: Secretaria de Assuntos Estratégicos, 2013. Disponível em: <<http://www.sae.gov.br/site/wp-content/uploads/Artigo-codigo-florestal.pdf>>. Acesso em: 28 jun. 2014.