



ISSN = 1980-993X (Online)
www.agro.unitau.br/ambi-agua

Edição 07 da Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science, Taubaté, v. 3, n. 2, p. 1-121, Agosto 2008. ([doi:10.4136/ambi-agua.v3.n2](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.v3.n2))



COMITÊ EDITORIAL

Editor

Getulio Teixeira Batista

Instituto de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrográficas (IPABHi), Brasil

Editores Associados

Amaury Paulo de Souza

Universidade Federal de Viçosa (UFV),
Brasil

Antonio Evaldo Klar

Universidade Estadual Paulista Júlio de
Mesquita Filho, UNESP, Brasil

Dar Roberts

Universidade de Stanford; BA pela
Universidade da Califórnia, EUA

Hans Raj Gheyi

Universidade Federal de Campina Grande
(UFCG), Brasil

Hélio Nóbile Diniz

Instituto Geológico, Secretaria do Meio
Ambiente do Estado de São Paulo
(IG/SMA), Brasil

João Viane Soares

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
(INPE), Brasil

Editor da Seção Editorial

Editora de Texto

Editora de Referência

Editor de Layout

Suporte Técnico

Nelson Wellausen Dias, PPGCA, UNITAU, Brasil

Maria de Jesus Ferreira Aires, GELP, UNITAU, Brasil

Liliane Castro, Biblioteca ECA/Civil, UNITAU, Brasil

Tiago dos Santos Agostinho, LAGEO, UNITAU, Brasil

Marcio Vinicius Gagliotti, LAGEO, UNITAU, Brasil.

Luis A. Bartolucci

Florida International University (FIU), EUA

Marcelo dos Santos Targa

Universidade de Taubaté (UNITAU), Brasil

Nelson Wellausen Dias

Universidade de Taubaté (UNITAU), Brasil

Paul W. Mausel

Indiana State University (ISU), EUA

Paulo Renato Schneider

Universidade Federal de Santa Maria (UFSM),
Brasil

Sebastião do Amaral Machado

Universidade Federal do Paraná (UFPR), Brasil

Silvio Jorge Coelho Simões

Universidade Estadual Paulista Júlio de
Mesquita Filho (UNESP), Brasil

Yosio Edemir Shimabukuro

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
(INPE), Brasil

Ficha catalográfica elaborada pelo
SIBi – Sistema Integrado de Bibliotecas / UNITAU

**Revista Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal
of Applied Science / Instituto de Pesquisas Ambientais
em Bacias Hidrográficas. Taubaté. v. 3, n. 2 (2006) -
Taubaté: IPABHi, 2008.**

Quadrimestral
ISSN 1980-993X

1. Ciências ambientais. 2. Recursos hídricos. I. Instituto
de Pesquisas Ambientais em Bacias Hidrográficas.
III. Título.

CDD - 333.705
CDU - (03)556.18

ÍNDICE

CAPA

Spatial distribution of the 616 cities from where consultations to Ambi-Água originated in the two month period analyzed (June 15 on August 15, 2008).

Fonte: BATISTA, G. T. Sétima edição da Revista Ambiente e Água. *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 3, n. 2, p. 3-4, 2008. ([doi:10.4136/ambi-agua.47](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.47))

EDITORIAL

Seventh edition of “Ambiente e Água” journal ([doi:10.4136/ambi-agua.47](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.47)) 3
Getulio Teixeira Batista

ARTIGOS

Impacts of some divalent cations on periplasmic nitrate reductase and dehydrogenase enzymes of *Escherichia*, *Pseudomonas* and *Acinetobacter* species 5
([doi:10.4136/ambi-agua.48](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.48))

Justina C. Orji; Christian O. Nweke; Rose N. Nwabueze; Blessing Anyaegbu; Juliet C. Chukwu; Chinyere P. Chukwueke; Christopher E. Nwanyanwu

Mercury Bioaccumulation in the Brazilian Amazonian Tucunares (*Cichla* sp., *Cichlidae*, Perciformes) 19
([doi:10.4136/ambi-agua.49](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.49))

Ysrael M. Vera; Roberto J. de Carvalho; Zuleica C. Castilhos; Maria J. R. Kurtz

Occurrence of antimicrobial-resistant *Enterobacteriaceae* in water from different sources in a subtropical region of Argentina 28
([doi:10.4136/ambi-agua.50](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.50))

Liliana S. Lösch; José M. Alonso; Luis A. Merino

Dissolved inorganic carbon and pCO₂ in two small streams draining different soil types in Southwestern Amazonia, Brazil 37
([doi:10.4136/ambi-agua.51](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.51))

Eliete dos S. Sousa; Cleber I. Salimon; Reynaldo L. Victoria; Alex V. Krusche; Simone R. Alin; Nei K. Leite

Evaporative cooling: water for thermal comfort 51
([doi:10.4136/ambi-agua.52](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.52))

José Rui Camargo

Avaliação do desempenho de equações de regionalização de vazões na bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Bárbara, Goiás, Brasil 62
([doi:10.4136/ambi-agua.53](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.53))

Ana P. Fioreze; Luiz F. C. de Oliveira; Alexandre P. B. Franco

Aplicação do TOPMODEL para determinação de áreas saturadas da bacia do rio Pequeno, São José dos Pinhais, PR, Brasil 77
([doi:10.4136/ambi-agua.54](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.54))

Irani dos Santos; Masato Kobiyama

Densidade fitoplanctônica e estado trófico dos rios Canha e Pariquera-Açu, bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, SP, Brasil 90
([doi:10.4136/ambi-agua.55](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.55))

Davi G. F. Cunha; Patrícia B. de Falco; Maria do C. Calijuri

Sensibilidade ambiental das ilhas costeiras de Ubatuba, SP, Brasil 106
([doi:10.4136/ambi-agua.56](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.56))

Carolina Rodrigues Bio Poletto; Getulio Teixeira Batista



Seventh edition of “Ambiente e Água” journal (doi:10.4136/ambi-agua.47)

Getulio Teixeira Batista

Professor of the Master Degree Program in Environmental Sciences of Taubaté University
Estrada Municipal Dr. José Luiz Cembranelli, 5.000; Bairro Itaim; 12.081-010 - Taubaté, SP
E-mail: ambi-agua@agro.unitau.br

The publication of the seventh edition of “Revista Ambiente e Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science (Ambi-Água)” demonstrates the international visibility that the journal is reaching. An unprecedented number of submissions has been received for this issue and resulted in an increased number (50%) of published articles, as compared to the first two volumes that had six articles published. This issue brings nine peer reviewed articles out of which 5 are published in English. Among those two were submitted from abroad (Nigeria and Argentina) in addition to several paper co-authors from the United States.

The participation in the authorship of public universities and municipal, state and federal institutions was also significant. There were 18 authors in this issue from those institutions not considering those authors from abroad.

There was also a thematic coverage expansion of articles within the interdisciplinary scope of Ambi-Água. An example of this is an article in Engineering concerned with thermal comfort in urban areas; several submissions in environmental chemistry with two published articles (organic and inorganic chemistry); one article in the area of public health and antimicrobial resistance in aquatic ecosystem; other in sensibility to oil spilling charting in coastal islands; chemical contamination in fish due to the improper land use in Amazonia; and two articles in hydrological modeling in watersheds.

Powered by the OAI-PMH protocol (Batista, 2007), which greatly enhances the visibility of the journal, in addition to the fact that Ambi-Água appears in several international indexing systems and its free on-line availability with open access policy, the journal is being frequently consulted, as shown in Figure 1. In only two months (June 15 to August 15, 2008) there were 4,556 consultations with an average of approximately 500 consultations a week (Figure 1).

These consultations came from 616 cities (Figure 2), 79 countries, and five continents in that period.

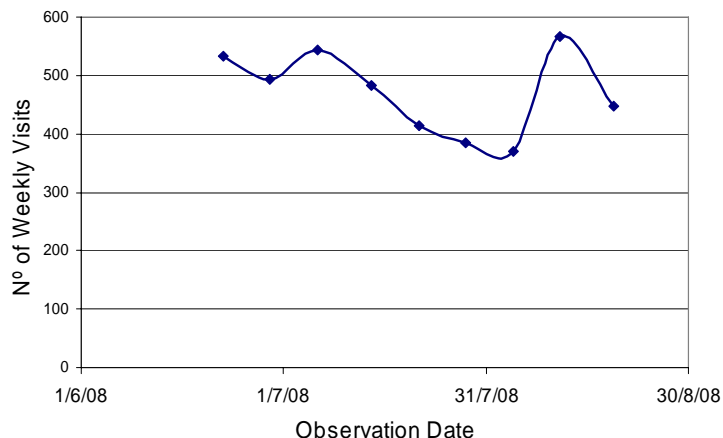


Figure 1. Number of consultations to the journal per week in the two month period analyzed (June 15 on August 15, 2008).



Figure 2. Spatial distribution of the 616 cities from where consultations to Ambi-Água originated in the two month period analyzed (June 15 on August 15, 2008).

The cities from where the most frequent hits came from (10 or more) are identified in Table 1.

Table 1. Cities from where the most frequent consultations came from (10 or more hits from June 15 to August 15, 2008).

N ^o	City	Consults	N ^o	City	Consults	N ^o	City	Consults
1	São Paulo	537	19	Campo Grande	43	38	Pelotas	16
2	Rio de Janeiro	284	20	Santa Maria	42	39	<i>Bogota</i>	15
3	Belo Horizonte	238	21	Taubaté	40	40	Santos	15
4	S. J. dos Campos	163	22	<i>Lisbon</i>	39	41	Joinville	14
5	Brasília	155	24	Vila Velha	38	42	<i>La Victoria</i>	14
6	Curitiba	149	25	Vitoria	35	43	Lorena	14
7	Porto Alegre	104	26	Natal	34	44	Ribeirão Preto	13
8	Recife	95	27	Manaus	32	45	Lavras	12
9	Goiânia	87	28	Teresina	32	46	Porto Velho	11
10	Cuiabá	81	29	Londrina	30	47	Blumenau	10
11	Salvador	79	30	Apucarana	28	48	Campos	10
12	Campinas	78	31	Maceió	25	49	Navegantes	10
13	Belém	73	32	São Caetano Sul	24	50	Nova Iguaçu	10
14	Florianópolis	71	33	Guarulhos	22	51	Santo Andre	10
15	João Pessoa	68	34	São Luis	20	52	Uberaba	10
16	Uberlândia	68	35	<i>Corrientes</i>	18	53	Viçosa	10
17	Fortaleza	67	36	Aracaju	17			
18	Cascavel	50	37	Osasco	17			

Obs.: cities from abroad in blue.

REFERENCE

BATISTA, G. T. Scientific journal indexing. **Ambi-Água**, Taubaté, v. 2, n. 2, p. 3-6, 2007.



Impacts of some divalent cations on periplasmic nitrate reductase and dehydrogenase enzymes of *Escherichia*, *Pseudomonas* and *Acinetobacter* species (doi:10.4136/ambi-agua.48)

¹Justina C. Orji, ²Christian O. Nweke, ³Rose N. Nwabueze, Blessing Anyaegbu, Juliet C. Chukwu, Chinyere P. Chukwueke and ⁴Christopher E. Nwanyanwu

Department of Microbiology, Federal University of Technology, P.M.B.1526, Owerri, Imo State, Nigéria
¹chiookolo@yahoo.com; ²xrisokey@yahoo.com; ³r_n_nwabueze@yahoo.com; ⁴cnwanyanwu2000@yahoo.com

ABSTRACT

The impacts of Hg^{2+} , Cd^{2+} and Zn^{2+} on the activities of periplasmic nitrate reductase (NAP) and dehydrogenase (DHA) enzymes of three organisms isolated from soil and sediment-water interface were analysed in liquid culture studies. NAP and DHA activities were estimated from nitrite and triphenyl formazan produced respectively after 4h incubation at $28 \pm 2^{\circ}C$. Hg^{2+} completely inhibited NAP activity in *Escherichia* and *Pseudomonas* spp. at all the concentrations (0.2 – 1mM) while progressive inhibitions of NAP activity were observed in *Escherichia* and *Pseudomonas* spp. with increasing concentrations of Zn^{2+} and Cd^{2+} . Both metals were stimulatory to NAP of *Acinetobacter* sp. at 0.2 – 1mM. Apart from stimulation of DHA activity by Zn^{2+} (0.2 – 1mM) in *Escherichia* sp., Cd^{2+} (0.4 -1.0mM) in *Acinetobacter* sp. and (1.0mM) in *Pseudomonas* sp., all the metals progressively inhibited DHA activities in the three organisms. In *Escherichia* sp., the activities of the two enzymes were negatively correlated on exposure to Zn^{2+} ($r = -0.91$) and positively correlated ($r = >0.90$) on exposure to Cd^{2+} and Hg^{2+} . Based on IC_{50} values of the metals for the DHA and NAP enzymes, the most resistant of the three organisms were *Escherichia* sp. and *Acinetobacter* sp. respectively. Quantitatively, NAP with its lower IC_{50} values than DHA was a more sensitive toxicity measure for Hg^{2+} in all the organisms. The sensitivity of microbial metabolic enzymes to the toxic effects of metals varies with the type of enzyme, metal and the microorganism involved.

Keywords: Periplasmic nitrate reductase; Dehydrogenase; *Escherichia* sp.; *Pseudomonas* sp.; *Acinetobacter* sp.; IC_{50} ; Hg^{2+} ; Cd^{2+} and Zn^{2+} .

Impactos de alguns cátions divalentes em reductase de nitrato periplásmico e dehidrogenase de enzimas das espécies *Escherichia*, *Pseudomonas* e de *Acinetobactérias*

RESUMO

Os impactos do Hg^{2+} , Cd^{2+} e Zn^{2+} nas atividades de reductase do nitrato periplásmico (NAP) e dehidrogenase (DHA) de enzimas em três organismos isolados do solo e da interface sedimento-água foram analisados em estudos de cultura líquida. As atividades de NAP e DHA foram estimadas com o uso de formazan de trifênil formado depois de 4h de incubação a $28 \pm 2^{\circ}C$. O Hg^{2+} inibiu a atividade da NAP completamente em *Escherichia* e *Pseudomonas*

spp em todas as concentrações (0,2 – 1 mM) enquanto foram observadas inibições progressivas da atividade da NAP em *Escherichia* e *Pseudomonas* spp com concentrações crescentes de Zn^{2+} e Cd^{2+} . Ambos os metais foram estimuladores da NAP em *Acinetobactéria* sp para 0.2 – 1 mM. Exceto pelo estímulo da atividade DHA pelo Zn^{2+} (0.2 – 1 mM) em *Escherichia* sp, Cd^{2+} (0.4 -1.0 mM) em *Acinetobacter* sp e (1.0 mM) em *Pseudomonas* sp, todos os metais progressivamente inibiram atividades de DHA nos três organismos. Em *Escherichia* sp, as atividades das duas enzimas foram negativamente correlacionadas quando em exposição ao Zn^{2+} ($r = -0.91$) e positivamente correlacionadas ($r = >0.90$) quando em exposição ao Cd^{2+} e Hg^{2+} . Baseado em valores de IC_{50} dos metais para a DHA e enzimas NAP, os mais resistentes dos três organismos foram a *Escherichia* sp e *Acinetobactéria* SP, respectivamente. Quantitativamente, a NAP com seu valor mais baixo de IC_{50} do que a DHA foi uma medida de toxicidade mais sensível para Hg^{2+} em todos os organismos. A sensibilidade de enzimas metabólicas microbianas aos efeitos tóxicos de metais varia com o tipo de enzima, metal e com o microorganismo envolvido.

Palavras-chave: Reductase do nitrato periplásmico; dehidrogenase; *Escherichia* sp; *Pseudomonas* sp; de *Acinetobactéria* sp; IC_{50} ; Hg^{2+} ; Cd^{2+} e Zn^{2+} .

1. INTRODUCTION

Denitrification, the conversion of nitrate to its reduced form plays a key role in the nitrogen cycle and has important agricultural, environmental, and public health significance. Nitrate loss from agricultural soil reduces bioavailable nitrogen, hence affects crop yield as well as soil fauna and flora. Denitrification therefore is not a desirable process from an agricultural point of view (Loreau et al., 2001). However in sewage treatment where one of the goals is reduction in nitrate level of wastes before final disposal, denitrification is a desirable process. Various species of *Achromobacter*, *Agrobacterium*, *Hyphomicrobium*, *Escherichia*, *Pseudomonas*, *Vibrio* and others are responsible for denitrification in soil (Otlanabo, 1993). In wastewater treatment plants, a vast array of microbial species which includes *Aeromonas*, *Klebsiella*, *Enterobacter*, *Commomonas* and *Bacillus* have been isolated (Lim et al., 2005). Originally thought to be an entirely anaerobic microbial process, denitrification has been found to also occur under aerobic conditions. The enzyme responsible for the aerobic process is a dissimilatory nitrate reductase (NAP) which exists in the periplasm of some Gram-negative bacteria (Ellington et al., 2002; Potter et al., 2001). Isolations from soil and wastewater indicate that aerobic denitrification is widespread in nature. Despite this, the physiological role and the ecological implications of the process are still being elucidated. It was suggested that the roles of the enzyme vary in different organisms and even in the same organism under different metabolic conditions (Moreno-Vivian et al., 1999). Some of the proposed roles for the process are the disposal of excess reducing equivalents during aerobic growth and nitrate respiration in nitrate-limited environments (Ellington et al., 2002).

Dehydrogenase activity represents the intracellular flux of electrons to oxygen and is due to the activities of several intracellular enzymes catalyzing the transfer of hydrogen and electron from one compound to another (Nannipieri et al., 1990). Its measurement has been used to assess the toxicity of environmental pollutants to microorganisms (Nweke et al., 2006, 2007; Adam and Ducan, 2001). Heavy metal ions such as Hg^{2+} , Cd^{2+} , Zn^{2+} , Pb^{2+} and other trace metals enter the soil from both natural and anthropogenic sources. These ions have

great ecological significance due to their toxicity and accumulative behavior (Purves, 1985). The interaction between microbes and metals in the environment has been both beneficial and detrimental. Though some have been found essential for many microbial processes, at high concentrations, both essential and non essential metals are known to be toxic to microorganisms (Nies, 1999).

The dehydrogenase enzymes from different microorganisms have been reported to respond differently to environmental stress. Ohnesorge and Wilhem (1991), observed that dehydrogenase activity in *Pseudomonas* species reduced with increasing concentrations of Cd^{2+} , while in *Proteus* species, stimulated activity was observed at Cd^{2+} concentrations of 0.2mM to 0.4mM followed by progressive inhibition at concentrations above 0.6mM. Nweke et al. (2006) also observed that Zn^{2+} at 0.2 mM stimulated dehydrogenase enzyme of *Proteus* sp PLK2 and *Micrococcus* sp. PLK4 followed by progressive inhibition thereafter, while in *Escherichia* sp PLK1 and *Pseudomonas* sp PLK5 progressive inhibitions were observed at all the concentrations of Zn^{2+} studied (0.2-1.2mM). Unlike the dehydrogenase activity, information on the sensitivities of periplasmic nitrate reductase to environmental stress is scarce. However, Bursakov et al., (1997) reported the inhibition of the enzyme in *Desulfovibrio desulfuricans* ATCC 27774 by divalent cations. In a previous study, Okolo et al. (2007) reported that the periplasmic nitrate reductase of *Acinetobacter* sp isolated from an agricultural soil was more sensitive to phenolic compounds than the dehydrogenase enzyme of the same organism. For an enzyme such as periplasmic nitrate reductase whose desirability of inhibition or stimulation of activity depends on the specific environment under review, it becomes necessary to investigate the environmental effects of a wide array of stress factors in order to make useful decisions.

In this study, the response to metal exposure of the periplasmic nitrate reductase and dehydrogenase enzymes of organisms isolated from soil and sediment-water interface, which represent two different environments in which nitrate reduction plays different environmental roles is reported.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Isolation, purification and screening of organisms for nitrate reduction

Samples were collected randomly from an agricultural farm at a depth of 5 cm below the soil surface and from the upper 5cm of sediment-water interface of Nwaorie River using a sterile metal cylindrical tool. Samples treatment, media and incubation conditions were as previously described (Okolo et al., 2007). Purification and screening for nitrate reduction was done in a defined medium of Celen and Kilic (2004), as modified by Okolo et al. (2007). The modified defined agar medium has the following composition (g/litre): succinic acid, 3.54; NaOH, 1.2; NH_4Cl , 0.535; Na_2HPO_4 , 18; KH_2PO_4 , 1.0; NaCl, 2.5; MgSO_4 , 0.1; FeSO_4 , 1.11; fungicide (Ketoconazole), 0.05; agar 17; pH 7.2.

The selected organisms were stored on slants of the defined medium prior to characterisation up to the generic level following the schemes of Holt et al. (1994).

2.2. Preparation of inoculum

The organisms were plated on the modified defined medium (Okolo et al., 2007) containing 10 mM KNO_3 instead of the 10 mM NH_4Cl and incubated at room temperature ($28 \pm 2^\circ\text{C}$) for two days. The cultures were washed, harvested and standardized by resuspending in phosphate buffered saline and adjusting the turbidity to give an optical density of 0.4 at 600

nm as previously described (Okolo et al., 2007). The cell suspensions served as the standardized inocula for the studies. The dry weights of the cells were estimated by drying a 2 ml aliquot of the standardized cell suspensions to constant weight in a pre-weighed crucible in an oven at 105°C.

2.3. Assay for toxicity of metals to enzyme activities

Portions (0.2ml) of the standardized cell suspensions were inoculated into sterile triplicate 20 ml screw-capped glass tubes containing 4.8 ml of the modified defined medium supplemented with a particular concentration (0.2 – 1.0 mM) of the various metals (Zn^{2+} , Cd^{2+} and Hg^{2+}) prepared in the modified defined medium (Okolo et al., 2007) devoid of nitrate (KNO_3) and agar. The control consisted of the inoculated medium without the metals.

Incubation conditions and assays for the periplasmic nitrate reductase and dehydrogenase activities were as described earlier (Okolo et al., 2007). Nitrite concentrations and the amount of formazan produced in the samples were estimated by reference to standard dose-response curves. Periplasmic nitrate reductase (NAP) activity was expressed relative to the amount of nitrite formed while dehydrogenase (DHA) activity was expressed as milligrams of triphenyl formazan (TPF) formed per mg dry weight of cell biomass per hour.

2.4. Calculation of inhibition or stimulation of enzyme activity

Inhibitions or stimulations of the enzyme activities were calculated relative to the controls. Where applicable, the IC_{50} and IC_{20} of the metals were determined by fitting the percentage inhibition values to simple equations using Table 2D Curve (Systat Inc., USA) and calculating the concentrations of the metals at 50 % inhibition of enzyme activity.

2.5. Statistical analysis

Data generated were subjected to multiple factor analyses of variance (ANOVA). Relationships between the effects of divalent cations on enzyme activities were analyzed using regression analyses and the Pearson's product-moment correlation coefficient.

3. RESULTS AND DISCUSSION

The isolate from the sediment-water interface was identified as *Escherichia* sp while those from soil were identified as *Pseudomonas* and *Acinetobacter* spp. The three organisms are Gram negative non-spore-forming rods and members of these genera are often ubiquitous and exhibit a great deal of metabolic versatility. Members of the genus *Pseudomonas* demonstrate a great deal of metabolic diversity, and consequently are able to colonise a wide range of niches (Madigan and Martinko, 2005). The *Acinetobacter* have been attracting growing interest in both environmental and biotechnological applications because they possess characteristics which are being exploited in various biotechnological applications including bioremediation of heavy metal contaminated waters (Boswell et al., 1999). According to Otlanabo (1993), various species of *Escherichia* and *Pseudomonas* among others are responsible for denitrification occurring in incredible diverse microbial consortia as that in wastewater.

The demonstration of a periplasmic nitrate reductase (NAP) activity by these organisms is proved by the experimental protocols used in the study. Nitrate reduction in bacteria is brought about by the activities of three nitrate reductases which are active under different physiological conditions. These are the cytoplasmic nitrate reductase (NAS), membrane-

bound nitrate reductase (NAR) and the periplasmic nitrate reductase (NAP). The activity of NAS is repressed by ammonium in the isolation medium while that of NAR is repressed under the aerobic conditions used in the study. NAP is not affected by ammonium or oxygen (Celen and Kilic, 2004; Simon et al., 2003).

The results of the effects of different concentrations of Zn^{2+} , Cd^{2+} and Hg^{2+} on the NAP and dehydrogenase (DHA) activities of *Escherichia*, *Acinetobacter* and *Pseudomonas* species are shown in Figures 1 and 2. NAP activity was most prolific in *Acinetobacter* sp., yielding $2.19\mu gNO_2-N/ml$ in the control treatment (Figure 1) while DHA activities were comparable in all the organisms. In all the organisms, differences in the responsiveness of NAP and DHA to increasing concentrations of the three metals were significant ($P < 0.5$). Except Hg^{2+} which completely inhibited NAP activities in *Escherichia* and *Pseudomonas* spp at all the concentrations, responses of the enzymes to the metals were dose-dependent. Increasing concentrations of Zn^{2+} and Cd^{2+} resulted to progressive reductions in nitrite production in *Escherichia* and *Pseudomonas* spp. (Figure 1). In *Acinetobacter* sp., sharp increases in NAP activities were observed on exposure to Zn^{2+} and Cd^{2+} at 0.2mM, thereafter, progressive reduction in activities followed (Figure 1). High toxicity of Hg^{2+} reported in various microbes has been attributed to its very high affinity to thiol groups (Nies, 1999). This has tremendous relevance in this study because the molecular structures of NAP show that cysteine provides a thiol ligand to the molybdenum cofactor at the active sites of the enzyme (Jepson et al., 2004). In a similar study, Bursakov et al. (1997) reported the inhibition of NAP activities in *Desulfovibrio desulfuricans* ATCC 27774 by divalent cations. The increase in NAP activity of *Acinetobacter* sp at Cd^{2+} (0.2-1.0mM) indicates that Cd^{2+} at the stated concentrations might be a cofactor for the enzyme in the organism. Apart from stimulation of DHA by Zn^{2+} (0.2 – 1mM) in *Escherichia* sp, by Cd^{2+} (0.4 -1.0mM) in *Acinetobacter* sp., and by Cd^{2+} (1.0mM) in *Pseudomonas* sp, all the metals inhibited DHA activities at various degrees in the three organisms (Figure 2). Nweke et al. (2006) reported that Zn^{2+} at 0.2 mM stimulated DHA of *Proteus* sp PLK2 and *Micrococcus* sp. PLK4 isolated from a river water sample and thereafter progressive inhibition followed at higher concentrations. In the same study, however, Nweke et al. (2006) noted progressive inhibition of DHA activities in *Escherichia* sp PLK1 and *Pseudomonas* sp PLK5 at all the concentrations of Zn^{2+} studied (0.2-1.2mM). These differences in the responsiveness of DHA enzymes from different organisms exposed to Zn^{2+} could be attributed to variations in cell wall components of microorganisms and might also be related to genetic factors of metal resistance among the organisms. Although Zn^{2+} is an essential trace element that plays vital role in cell growth, differentiation and development, (Ohnesorge and Wilhelm, 1991), it is known to be a potent inhibitor of the respiratory electron transport system (Beard et al., 1995).

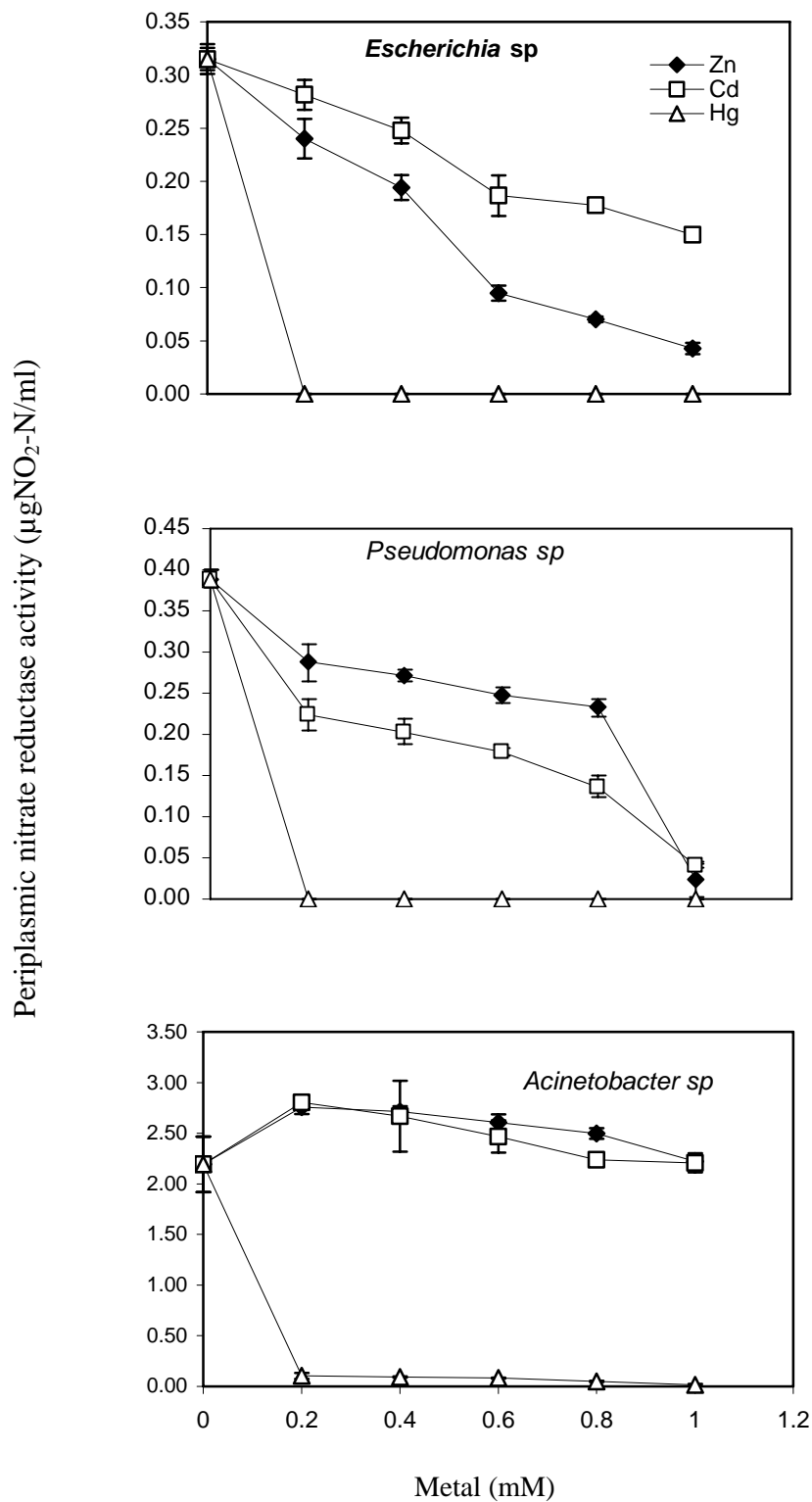


Figure 1. Effects of metals on periplasmic nitrate reductase activities of the bacterial strains.

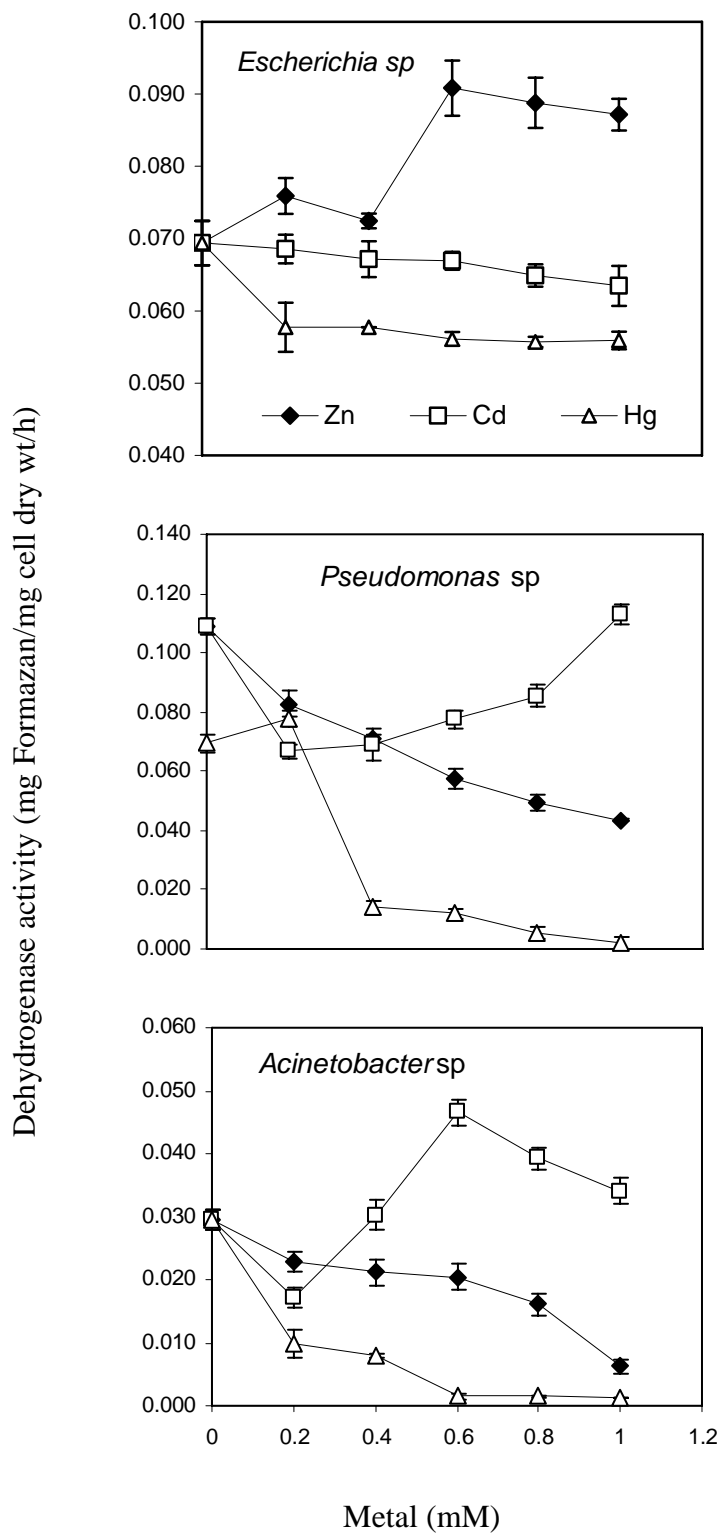


Figure 2. Effects of metals on dehydrogenase activities of the bacterial strains.

With respect to increasing concentrations of Cd^{2+} , the response of the DHA enzymes of the organisms varied markedly. In *Escherichia* sp., slight reductions in formazan production were observed as Cd^{2+} concentrations increased (Figure 2). On the contrary, in *Pseudomonas* sp., lower concentrations of Cd^{2+} inhibited formazan production while increased production was observed at 1.0mM Cd^{2+} (Figure 2). In *Acinetobacter* sp., an initial decrease in formazan production was observed at a Cd^{2+} concentration of 0.2 mM, thereafter, formazan production increased with increasing concentrations of Cd^{2+} up to 0.6mM. Above 0.6mM, a further increase in Cd^{2+} concentrations led to a decrease in formazan production (Figure 2). The stimulatory effects of Cd^{2+} indicate that it could be a necessary cofactor for the DHA of the *Pseudomonas* sp at 1.0mM and for the *Acinetobacter* sp. at 0.6mM. This report is however contrary to the observations of Liao et al. (2005), in which dehydrogenase activity decreased with increasing Cd^{2+} concentrations. These variations in responses of the DHA enzymes from different microorganisms exposed to metal ions could be accounted for by the fact that dehydrogenase systems differ in organisms (Praveen-Kumar, 2003).

The associations between the activities of NAP and DHA enzymes of the three organisms were estimated using the Pearson's product moment correlation coefficient. Results indicated that negative correlations existed between the two enzymes on exposure of *Escherichia* sp. to Zn^{2+} ($r = -0.91$) and of *Pseudomonas* and *Acinetobacter* spp. to Cd^{2+} ($r = -0.01$ and -0.49 respectively). Apart from these, associations between the two enzymes in the three organisms in response to increasing concentrations of the metals were positively correlated. This positive correlation was strong (>0.9) in *Escherichia* sp in response to Cd^{2+} and Hg^{2+} , and in *Acinetobacter* sp. in response to Hg^{2+} . In a similar study, Okolo et al. (2007), reported a positive correlation between NAP and DHA enzymes of *Acinetobacter* sp. exposed to various doses of phenolic compounds and attributed it to the fact that both enzymes are membrane associated. Metals are also known to have effects which directly or indirectly disrupt microbial membranes. It has been suggested that Zn^{2+} binds to the membranes of microorganisms, and both organic and inorganic mercurials interfere with membrane permeability and enzyme reactions through binding to sulfhydryl groups (Eisler, 2006) and forming nonspecific intracellular complexes with thiol groups (Nies, 1999). Since the microbial process being investigated is aerobic nitrate reduction, interactions of these nonspecific complexes with molecular oxygen could lead to the formation of reactive oxygen species resulting in oxidative stress within the organisms (Kachur et al., 1998). Furthermore, the three organisms under study are Gram-negative organisms and it has been reported that in Gram-negative bacteria, heavy metal cations can bind to glutathione, a notable antioxidant, resulting in considerable oxidative stress (Kachur et al., 1998; Nies, 1999). The strong negative correlation of both enzymes in *Escherichia* sp. exposed to Zn^{2+} meant that though the enzymes were membrane-associated, the toxic effect of the metal on one of the enzymes might not be membrane related. Since NAP is active in the periplasmic membrane while DHA enzyme is active intracellularly, it appears that for *Escherichia* sp., Zn^{2+} is toxic only in the periplasmic membrane.

The relative inhibitory/stimulatory effects of the different concentrations of the metals on NAP and DHA activities of *Escherichia*, *Pseudomonas* and *Acinetobacter* spp. are shown in Figures 3 and 4 respectively. Hg^{2+} at all the concentrations studied, gave 100% inhibition of NAP activities in *Escherichia* and *Pseudomonas* spp. and $>90\%$ inhibition in *Acinetobacter* sp. (Figure 3). The inhibition ranges of NAP in response to increasing concentrations of Zn^{2+} were 22.38 - 83.81% for *Escherichia* sp.; 24.81 - 91.47 % for *Pseudomonas* sp.; and for the *Acinetobacter* sp., Zn^{2+} was stimulatory. For the DHA enzyme, Zn^{2+} was stimulatory to

Escherichia sp. at all the concentrations while Cd^{2+} was also stimulatory to *Acinetobacter* sp. above 0.2mM (Figure 4). The inhibitory threshold concentrations (Table 1) of the metals for the NAP and DHA enzymes were calculated from the percentage inhibition values versus toxicant concentration plots (not shown) by fitting data into simple equations. Readings are taken from regression curves with high coefficients of determination ($0.9 \leq R^2 \leq 1.0$). The inhibitory threshold concentrations for the DHA enzyme which is a measure of the general microbial activity shows that *Escherichia* sp., being stimulated by Zn^{2+} and having an IC_{50} of >1 for Hg^{2+} is the most resistant of the three organisms to the effects of these metals. Greater resistance of *Escherichia* sp might not be unrelated to the fact that the organism was isolated from the sediment-water interface of a river where hospitals, schools and industries discharge their effluents. Such effluents might contain a variety of heavy metals to which the species might have adapted. Nweke et al. (2006), reported an IC_{50} of 0.301mM for Zn^{2+} for the DHA of *Escherichia* sp. PLK1 while Pérez-García et al. (1993) reported an IC_{50} of 0.999mM for Zn^{2+} for the DHA of *Pseudomonas fluorescens*. Apart from the sources of organisms, these variabilities in inhibitory threshold concentrations might not be unrelated to experimental protocols like media composition and pH which affect solution-phase metal concentrations (Nies, 1999) which were analysed in the studies cited.

With respect to NAP activity, *Acinetobacter* sp. is the most resistant, being stimulated by both Zn^{2+} and Cd^{2+} , and showing some degree of tolerance to some concentrations of Hg^{2+} . Quantitatively, NAP with its lower IC_{50} values ($<0.2\text{mM}$) was a more sensitive toxicity measure than DHA activity for Hg^{2+} in all the organisms, while DHA with lower IC_{50} values was a more sensitive toxicity measure than NAP for Zn^{2+} and Cd^{2+} in *Pseudomonas* sp. Results in other organisms are varied. In *Pseudomonas* sp., Hg^{2+} is a more sensitive metal toxicity measure of NAP activity than DHA. The implication of this therefore is that the sensitivity of microbial metabolic enzymes to the toxic effects of metals varies with the type of enzyme, metal and the microorganism involved.

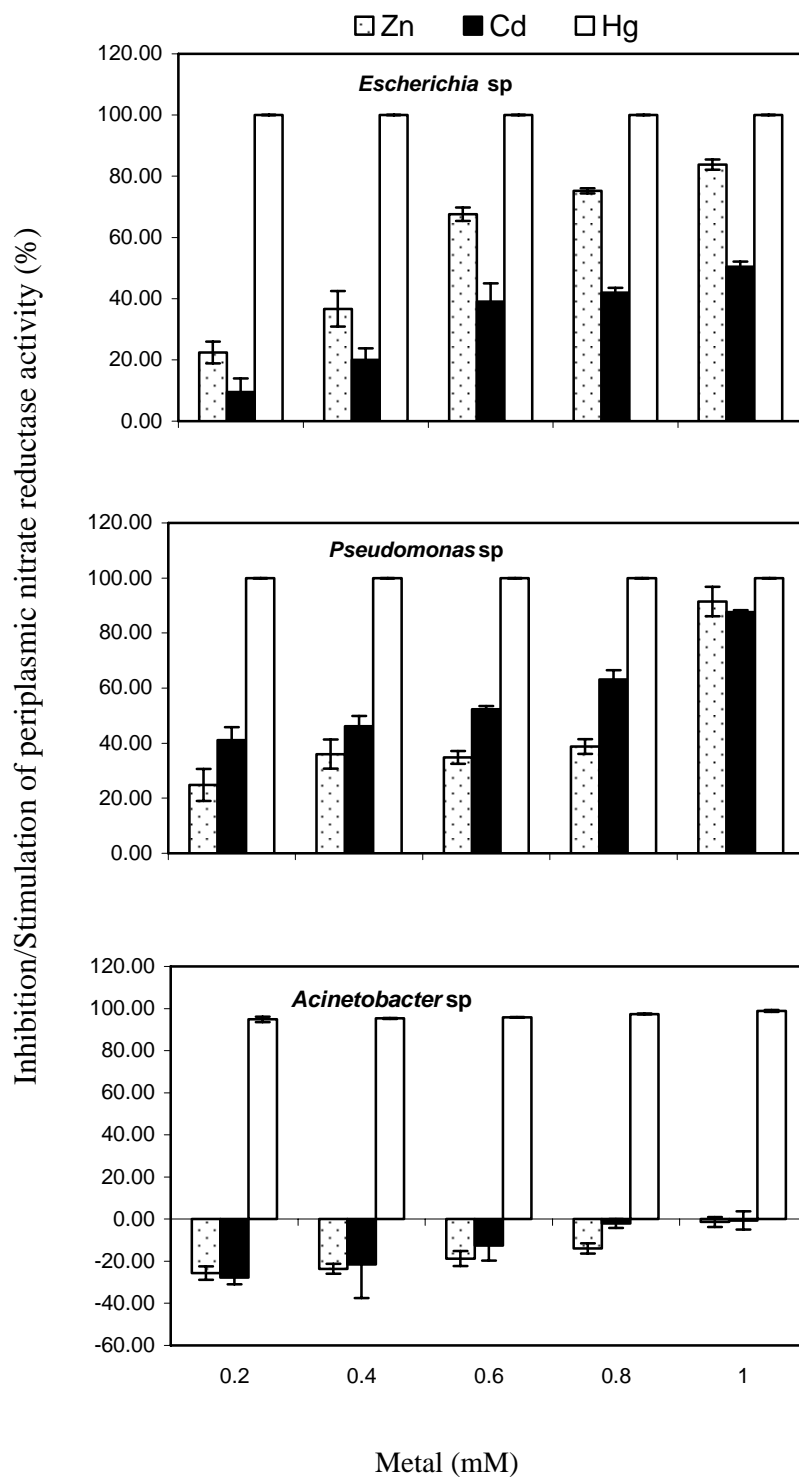


Figure 3. Relative effects of metals on periplasmic nitrate reductase activities of the bacterial strains. (> 0% = Inhibition; < 0% = Stimulation).

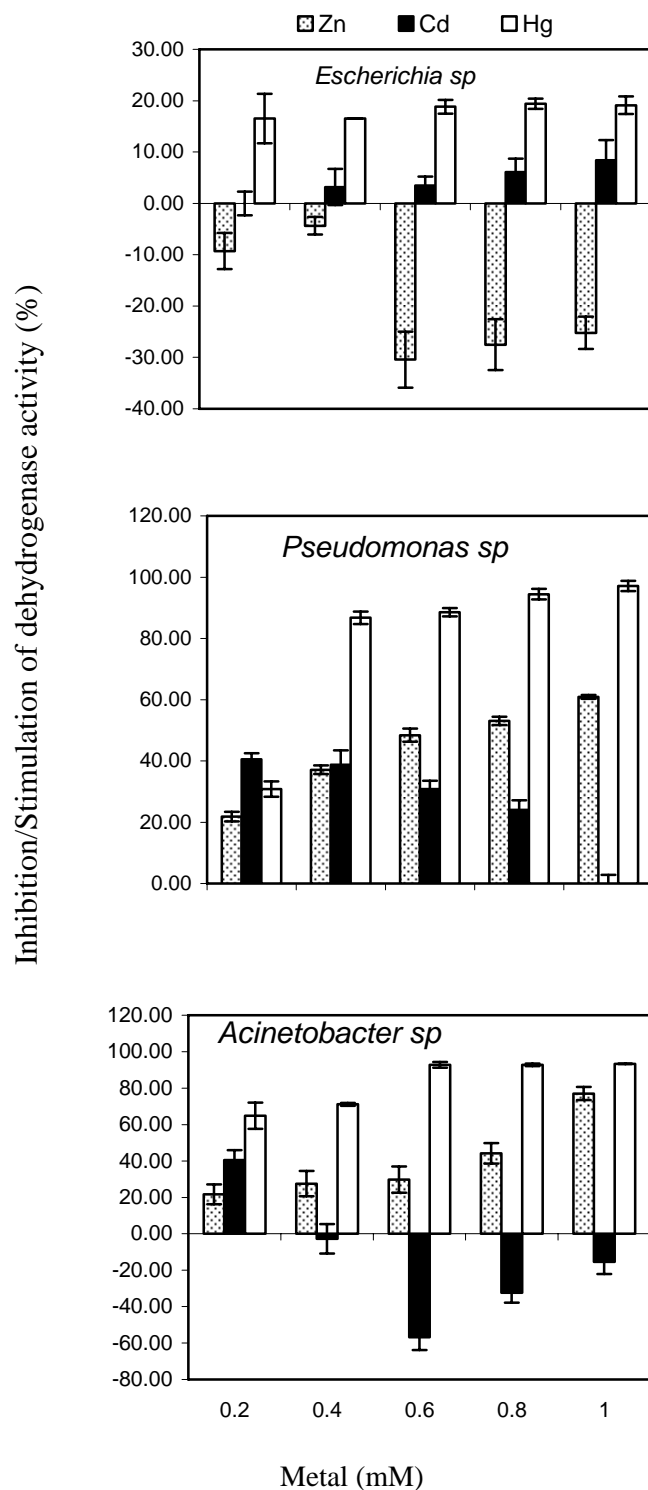


Figure 4. Relative effects of metals on dehydrogenase activities of the bacterial strains. (> 0% = Inhibition; < 0% = Stimulation).

Table 1. Threshold inhibitory concentrations of heavy metals against bacterial strains.

ORJI, J. C.; NWEKE, C. O.; NWABUEZE, R. N.; ANYAEGBU, B.; CHUKWU, J. C.; CHUKWUEKE, C. P.; NWANYANWU, C. E. Impacts of some divalent cations on periplasmic nitrate reductase and dehydrogenase enzymes of *Escherichia*, *Pseudomonas* and *Acinetobacter* species. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 3, n. 2, p. 5-18, 2008. (doi:10.4136/ambi-agua.48)

Bacteria	Metal	Inhibition threshold concentrations (mM)					
		Dehydrogenase activity			Periplasmic nitrate reductase		
		Model	IC ₅₀	R	Model	IC ₅₀	R
<i>Pseudomonas</i> sp.	Zinc	LDRM ^a	0.697	1.0	Poly2 ^a	0.775	0.91
	Cadmium	Poly 3	< 0.2	0.99	Poly2 ^b	0.71	0.98
	Mercury	LDRM	0.283	1.0	LDRM	< 0.2	1.0
<i>Acinetobacter</i> sp.	Zinc	LDRM	0.85	1.0	Stimulatory	–	–
	Cadmium	Stimulatory	–	–	Stimulatory	–	–
	Mercury	LDRM	0.175	0.97	LDRM	0.0016	1.0
<i>Escherichia</i> sp.	Zinc	Stimulatory	–	–	LDRM	0.443	0.98
	Cadmium	LDRM	>1.0	0.96	LDRM	0.961	0.98
	Mercury	LDRM	>1.0	0.99	LDRM	< 0.2	1.0

^aLogistic Dose Response Model, $y = a/1+(x/b)^c$

Polynomial 3: $Y = -133.79x^3 + 158.91x^2 - 77.545x + 49.174$

Polynomial 2^a: $Y = 173.99X^2 - 134.43X + 49.74$

Polynomial 2^b: $Y = 103.69X^2 - 56.68X + 38.06$

Y= Inhibition (%); X= Metal concentration (mM); a, b and c are model parameters

4. CONCLUSIONS

Findings from this study further lends credence to the earlier observations of Okolo et al., (2007) that toxic effects of chemicals on specific oxidative microbial metabolism such as aerobic denitrification are better studied using the specific enzyme involved. Furthermore, the different sensitivities of NAP and DHA enzymes from different organisms to environmental stress are indications that generalizations on the impacts of stress factors on microbial metabolic enzymes need to be made with caution.

5. REFERENCES

- ADAM, G.; DUCAN, H. Development of a sensitive and rapid method for the measurement of total microbial activity using fluorescein diacetate (FDA) in a range of soils. **Soil Biology & Biochemistry**, v. 33, p. 943-951, 2001.
- BEARD, S. J.; HUGHES, M. N.; POOLE, R. K. Inhibition of the cytochrome bd-terminated NADH oxidase system in *Escherichia coli* K-12 by divalent metal cations. **FEMS Microbiology Letters**, v. 131, p. 205-210, 1995.
- BOSWELL, C. D.; DICK, R. E.; MACASKIE, L. E. The effect of heavy metals and other environmental conditions on the anaerobic phosphate metabolism of *Acinetobacter johnsonii*. **Microbiology**, v. 145, p. 1711-1720, 1999.
- BURSAKOV, S. A.; CARNEIRO, C.; ALMENDRA, M. J.; DUARTE, R. O.; CALDEIRA, J.; MOURA, I. et al. Enzymatic Properties and Effect of Ionic Strength on Periplasmic Nitrate Reductase (NAP) from *Desulfovibrio desulfuricans* ATCC 27774. **Biochem. Biophys. Res. Commun.**, v. 239, p. 816-822. 1997.
- CELEN, E.; KILIC, M. Isolation and characterization of aerobic denitrifiers from agricultural Soil. **Turkish Journal of Biology**, v. 28, p. 9 – 14. 2004.

ORJI, J. C.; NWEKE, C. O.; NWABUEZE, R. N.; ANYAEGBU, B.; CHUKWU, J. C.; CHUKWUEKE, C. P.; NWANYANWU, C. E. Impacts of some divalent cations on periplasmic nitrate reductase and dehydrogenase enzymes of *Escherichia*, *Pseudomonas* and *Acinetobacter* species. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 3, n. 2, p. 5-18, 2008. ([doi:10.4136/ambi-agua.48](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.48))

EISLER, R. **Mercury Hazards to Living Organisms**. London: CRC Press, 2006. 42p.

ELLINGTON, M. J. K.; BHAKOO, K. K.; SAWERS, G.; RICHARDSON, D. J.; FERGUSON, S. J. Hierarchy of Carbon source selection in *Paracoccus pantotrophus*: strict correlation between reduction state of the Carbon substrate and aerobic expression of the nap operon. **Journal of Bacteriology**, v. 184, p. 4767-4774, 2002.

HOLT, J. G.; KRIEG, N. R.; SNEATH, P. H. A.; STALEY, J. T.; WILLIAMS, S. T. **Bergey's Manual of Determinative Bacteriology**. 9. ed. Baltimore: The William and Wilkins Co., 1994. 492-530p

JEPSON, B. J.; ANDERSON, L. J.; RUBIO, L. M.; TAYLOR, C. J.; BUTLER, C. S.; FLORES, E. et al. Tuning a nitrate reductase for function: the first spectropotentiometric characterization of a bacterial assimilatory nitrate reductase reveals novel redox properties. **The Journal of Biological Chemistry**, v. 279, p. 32212–32218, 2004.

KACHUR, A. V.; KOCH, C. J.; BIAGLOW, J. E. Mechanism of copper catalyzed oxidation of glutathione. **Free Radic. Res.**, v. 28, p 259–269, 1998.

LIAO, M.; LUO, Y.; ZHAO, X.; HUANG, C. Toxicity of cadmium to soil microbial biomass and its activity: effect of incubation time on cadmium ecological dose in a paddy soil. **J Zhejiang Univ Sci**. v. 6, p. 324-330, 2005.

LIM, Y; LEE, S.; KIM, S.; YONG, H.; YEON, S.; PARK, Y. et al. Diversity of denitrifying bacteria isolated from daejeon sewage treatment plant. **The Journal of Microbiology**, v. 43, p. 383-390l, 2005.

LOREAU, M.; NAEEM, S.; INCHAUSTI, P.; BENGTSSON, J.; GRIME, J. P.; HECTOR, A. Biodiversity and ecosystem functioning: current knowledge and future challenges. **Science**, v. 294, p. 804–808, 2001.

MADIGAN, M.; MARTINKO, J. (Eds.) **Brock Biology of Microorganisms**. 11. ed. New Jersey: Prentice Hall, 2005.

MORENO-VIVIAN, C.; CABELLO, P.; MARTINEZ-LUQUE, M.; BLASCO, R.; CASTILLO, F. Prokaryotic nitrate reduction: molecular properties and functional distinction among bacterial nitrate reductases. **Journal of Bacteriology**, v. 181, p. 6573-6584, 1999.

NANNIPIERI, P.; GREGO, S.; CECCANTI, B. Ecological significance of biological activity. In: BOLLAG, J. M.; STOTZKY, G. (Eds.). **Soil Biochemistry**. New York: Dekker, 1990. Vol. 6. p. 293-355.

NIES, D. H. Microbial heavy-metal resistance. **Appl. Microbiol. Biotechnol.**, v. 51, p. 730-750, 1999.

NWEKE, C. O.; OKOLO, J. C.; NWANYANWU, C. E.; ALISI, C. S. Response of planktonic bacteria of New Calabar River to zinc stress. **African Journal of Biotechnology**, v. 5, p. 653-658, 2006.

ORJI, J. C.; NWEKE, C. O.; NWABUEZE, R. N.; ANYAEGBU, B.; CHUKWU, J. C.; CHUKWUEKE, C. P.; NWANYANWU, C. E. Impacts of some divalent cations on periplasmic nitrate reductase and dehydrogenase enzymes of *Escherichia*, *Pseudomonas* and *Acinetobacter* species. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 3, n. 2, p. 5-18, 2008. ([doi:10.4136/ambi-agua.48](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.48))

NWEKE, C. O.; ALISI, C. S.; OKOLO, J. C.; NWANYANWU, C. E. Toxicity of zinc to Heterotrophic Bacteria from a tropical river sediment. **Applied Ecology and Environmental Research**, v. 5, p. 123-132, 2007.

OHNESORGE, F. K.; WILHELM, M. **Metals and their compounds in the environment**. In: MARIAM, E. (Ed.). Weinheim: Wiley-VHC, 1991.

OKOLO, J. C.; NWEKE, C. O.; NWABUEZE, R. N.; DIKE, C. U.; NWANYANWU, C. E. Toxicity of phenolic compounds to oxidoreductases of *Acinetobacter* species isolated from a tropical soil. **Scientific Research and Essay**, v. 2, p. 244-250, 2007.

OTLANABO, N. L. Denitrification of ground water for potable purposes. **WRC Report**, v. 403, n. 1, 1993.

PÉREZ-GARCIA, A.; CODINA, J. C.; CAZORLA, F. M.; DE VICENTE, A. Rapid respirometric toxicity test: sensitivity to metals. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 50, p. 703-708, 1993.

POTTER, L.; ANGOVE, H.; RICHARDSON, D. J.; COLE, J. A. Nitrate reduction in the periplasm of Gram-negative bacteria. **Adv. Microb. Physiol.**, v. 45, p. 51-112, 2001.

PRAVEEN-KUMAR, J. C. T. 2,3,5-Triphenyl chloride (TTC) as electron acceptor of culturable soil bacteria, fungi and actinomycetes. **Biology and Fertility of Soils**, v. 38, p. 186-189, 2003.

PURVES, D. **Trace-elements contamination of the environment**. Amsterdam: Elsevier, 1985.

SIMON, J.; SÄNGER, M.; SCHUSTER, S. C.; GROSS, R. Electron transport to periplasmic nitrate reductase (NapA) of *Wolinella succinogenes* is independent of a NapC protein. **Mole. Microbiol.**, v. 49, p. 69-79, 2003.



Mercury Bioaccumulation in the Brazilian Amazonian Tucunares (*Cichla* sp., Cichlidae, Perciformes) (doi:10.4136/ambi-agua.49)

**Ysrael Marrero Vera¹; Roberto José de Carvalho²;
Zuleica Carmen Castilhos³; Maria Josefina Reyna Kurtz⁴**

¹ Departamento de Ciência dos Materiais e Metalurgia – PUC-Rio
E-mail: ysrael@gmail.com

² Departamento de Ciência dos Materiais e Metalurgia – PUC-Rio
E-mail: rjcar@dcomm.puc-rio.br

³ Centro de Tecnologia Mineral – CETEM - Ministério da Ciência e Tecnologia
E-mail: zcastilhos@cetem.gov.br

⁴ Scitech Environmental Science And Technology Ltda.

ABSTRACT

There are emissions of mercury to the atmosphere, soil and rivers of the Brazilian Amazon stem from many sources. Once in the atmosphere, the metal is oxidized and immediately deposited. In the water, the transformation to methylmercury takes place mostly by the action of microorganisms. The formation of methylmercury increases the dispersion and bioavailability of the element in the aquatic environment. Methylmercury can be assimilated by plankton and enters the food chain. The concentration of mercury increases further up in the trophic levels of the chain and reaches the highest values in carnivorous fishes like tucunare. Therefore, mercury emissions cause the contamination of natural resources and increase risks to the health of regular fish consumers. The objective of this work was to study the bioaccumulation of mercury in tucunares (*Cichla* sp.), top predators of the food chain. The fishes were collected at two locations representative of the Amazonian fluvial ecosystem, in the state of Pará, Brazil, in 1992 and 2001. One location is near a former informal gold mining area. The other is far from the mining area and is considered pristine. Average values of total mercury concentration and accumulation rates for four different collection groups were compared and discussed. Tucunares collected in 2001 presented higher mercury contents and accumulated mercury faster than tucunares collected in 1992 notwithstanding the decline of mining activities in this period. The aggravation of the mercury contamination with time not only in an area where informal gold mining was practiced but also far from this area is confirmed.

Keywords: mercury; bioaccumulation; tucunares, Amazon.

Bioacumulação de Mercúrio em Tucunarés da Amazônia Brasileira (*Cichla* sp., Cichlidae, Perciformes)

RESUMO

As emissões de mercúrio para a atmosfera, solo e rios da Amazônia Brasileira provêm de diversas fontes. Uma vez na atmosfera, o metal é oxidado e se deposita imediatamente. Na água, a transformação para o metilmercúrio ocorre principalmente pela ação de

microrganismos. A formação do metilmercúrio aumenta a dispersão e biodisponibilidade do elemento no ambiente aquático. O metilmercúrio pode ser assimilado pelo plâncton e entra na cadeia alimentar. A concentração do metal aumenta à medida que se ascende nos níveis tróficos da cadeia e atinge os valores mais elevados em peixes carnívoros como o tucunaré. Dessa forma, as emissões de mercúrio causam a contaminação dos recursos naturais e aumentam os riscos para a saúde dos consumidores habituais de pescado. O objetivo deste trabalho foi estudar a bioacumulação de mercúrio em tucunarés (*Cichla* sp), predadores de topo da cadeia alimentar. Os peixes foram coletados em dois locais representativos do ecossistema fluvial Amazônico, no estado do Pará, em 1992 e 2001. Um local é próximo de uma antiga área de garimpo de ouro. O outro é distante da área de mineração sendo considerado prístino. Os valores médios da concentração total de mercúrio e as taxas de acumulação para quatro grupos de coletas diferentes foram analisados. Apesar do declínio das atividades de mineração artesanal, os tucunarés coletados no ano 2001, apresentaram maiores teores de mercúrio e acumularam mercúrio mais rapidamente, que os tucunarés coletados no ano 1992. Confirma-se o agravamento da contaminação por mercúrio com o decorrer do tempo não apenas em uma área onde antes existiu garimpo de ouro, mas também longe desta.

Palavras-chave: mercúrio; bioacumulação; tucunarés; Amazônia.

1. INTRODUCTION

Anthropogenic emissions have caused an increment of mercury concentration in the environment and of its exposition to living organisms. Fish consumption represents the major exposition route of mercury to humans. Methylmercury is a stable chemical and the most toxic and bioavailable form of mercury (WHO, 1990). Methylmercury is considered a powerful neurotoxin and its capacity to pervade biological membranes, as placenta, puts the health and normal development of human fetus brains in serious risk according to epidemiologic studies (Grandjean et al., 1997). Methylmercury is responsible for a few mass contaminations. The most famous took place in the Japanese city of Minamata in the late 1950s. In this episode, the highly toxic potential of methylmercury was detected for the first time (Lacerda and Salomons, 1998).

In the late 1970s, several factors such as the increase in gold prices, deterioration of the economic and social situation and the scarcity of jobs in Brazil, stimulated informal gold mining (*garimpo*) in the Amazon and Center-West regions of the country. A contingent of more than 500,000 informal miners or gold washers (*garimpeiros*) was mobilized in these regions at the beginning of the 1980s. The *garimpeiros* obtain gold from alluvium deposits and secondary gold by amalgamation with mercury. The Brazilian gold production in 1989 reached the maximum value of 113 tons from which 89% were produced in the *garimpos* (Vale, 2002). The current situation is different and gold production is mostly industrial and in a smaller scale. However, the historical amount of mercury emitted in the Amazon is high, being responsible for increasing the mercury content in indigenous freshwater fishes with the ensuing health risks to the communities that feed on them. High mercury contents in fishes and men have been observed even far from the mining areas. Mercury emissions to the environment resulting from *garimpo* activities were the major source of mercury release in the 1980s and 1990s (Lacerda and Salomons, 1998). The existence of a large amount of macrophytes plants in the water bodies, the deforestation for agriculture, the creation of water reservoirs for hydroelectric plants, the slightly acid nature of the waters and the overflow of rivers in the rainy season contribute to the high methylation rates with the corresponding

increase on the mercury availability for aquatic biota in tropical environments (Lacerda and Salomons, 1998).

An effective way of evaluating the contamination level of an environment is by examining the contamination of its top predators. Amazonian tucunares (*Cichla* sp.) are important neotropical carnivorous fishes. In this work total mercury concentration in the muscle and mercury accumulation rates in tucunares collected in 1992 and 2001 at two regions representative of the Amazonian fluvial ecosystem were compared and discussed.

2. MATERIALS AND METHODS

The first sampling location is close to an area where gold mining activities had previously occurred. It is a section of the Tapajos River between the towns of Itaituba and Jacareacanga (04° 15' 23" S - 55° 54' 33" W). The second site is situated in the Maica lakes complex near the city of Santarem in the margin of Amazon River (02° 25' 11" S - 54° 42' 16" W) and 250km downstream of the first location. These areas are shown in Figure 1.

In the first location, 28 specimens of tucunares *Cichla* sp. and 52 specimens of tucunares *Cichla monoculus* were captured in 1992 and 2001 respectively. In the second location 33 individuals of the *Cichla* sp. species and 26 individuals of the *Cichla monoculus* were collected in 1992 and 2001 respectively.

Total length (cm), total weight (g) and total mercury concentration ($\mu\text{g/g}$) in the muscles of the fish were measured for each tucunare captured (Castilhos et al., 1998; Souto, 2004). Values are presented as mean \pm standard deviation (SD).

The total mercury concentration was measured by an atomic absorption spectrophotometer (A-GNARIAN model) that uses a vapor generation device - VGA (CVAAS) - to generate the cold mercury vapor. The samples were digested in sulfuric and nitric acids solution in the presence of vanadium pentoxide 0.1%. The oxidation was completed by adding potassium permanganate 6% until the fixation of the violet color. Immediately before the determination of mercury, the excess of permanganate was reduced with hydroxylamine 50% (Campos and Curtis, 1990). IAEA reference standards of muscular tissue of the fishes with a certified mercury concentration of $0.74 \pm 0.13 \mu\text{g.g}^{-1}$ were also analyzed providing a value of $0.73 \pm 0.08 \mu\text{g.g}^{-1}$.

Statistical analyses were performed using STATISTICA_6.0 for Windows (StatSoft, Inc 1984e2001, USA). After verification of the non-normal distribution of each data set, an analysis of variance was done by KruskalWallis ANOVA. When required an additional Post hoc test (MannWhitney U-test) for the identification of the differences between the groups.

A linear regression was performed to determine the relationship between total length and the concentrations of mercury in muscle tissue.

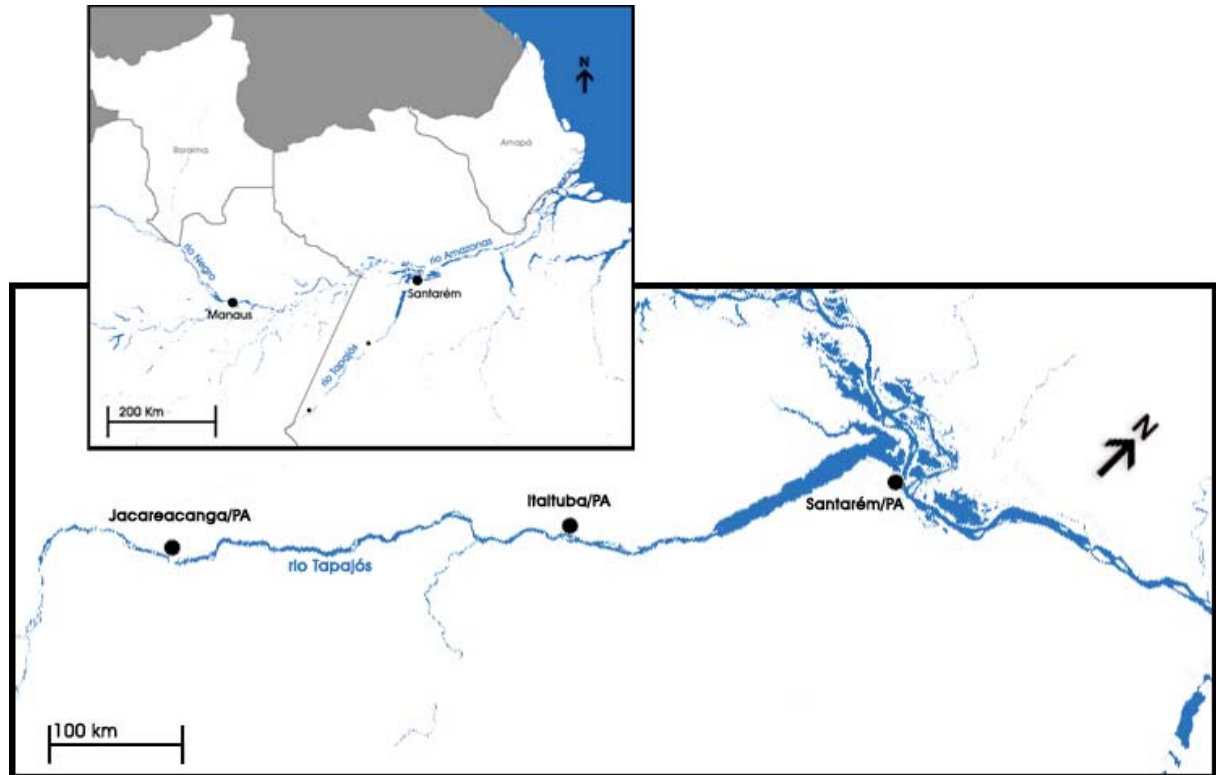


Figure 1. Map of the sample collecting areas. 1) Maica Lake situated in Santarem city (Not directly mercury impact). 2) Itaituba city (Mining impacted area). 3) Jacareacanga city (Mining impacted area). Picture adapted from Roulet et al. (2000).

3. RESULTS AND DISCUSSION

The average values and standard deviations of total length, total weight and total mercury concentration in the muscle for each collection group in 1992 and 2001 are given in Table 1.

The analysis of variance (KruskalWallis ANOVA) analysis showed no significant differences ($N = 139$; $H = 1.74$; $p > 0.05$) for the lengths and body weight ($N = 111$; $H = 3.47$; $p > 0.05$) among the different groups. However the analysis of variance showed a significant difference ($N = 139$; $H = 96.65$; $p < 0.01$) for the total mercury concentration among the different groups.

A Post hoc test (MannWhitney U-test, 95% confidence interval) analysis showed significant difference for total mercury concentrations of each group. The total mercury concentrations were plotted as a function of the total length of the fishes for each collection group/year and the data were linearly fitted according to Figure 2. Since the total length of the fishes can be associated with their ages (time), there is an increase of concentration with time for all collection groups. This result suggests that fishes of the two sampling sites accumulated mercury throughout their lives. A greater slope indicates a higher accumulation rate. For the same location, fishes collected in 2001 accumulated mercury faster than the specimens captured in 1992. The higher accumulation rate corresponds to fishes of the Tapajós River/2001 followed by fishes of the Maica lakes/2001. Moreover, fishes captured close to *garimpos* accumulated mercury faster than fishes collected far from the mining sites in the same year.

Table 1. Average values of total length, body weight and total mercury concentration in the muscle ($[Hg]_T$) \pm Standard deviation in *Cichla* sp. for each location/year of collection.

Location/Year	N	Total length (cm)	Body weight (g)	$[Hg]_T$ ($\mu\text{g/g}$)
Maica lakes/1992	28	37.3 \pm 11.9	-	0.12 \pm 0.05
Tapajos River/1992	33	34.3 \pm 6.1	655 \pm 428	0.42 \pm 0.19
Maica lakes/2001	52	34.8 \pm 4.3	639 \pm 267	0.24 \pm 0.11
Tapajos River/2001	26	34.0 \pm 4.2	514 \pm 171	0.73 \pm 0.23

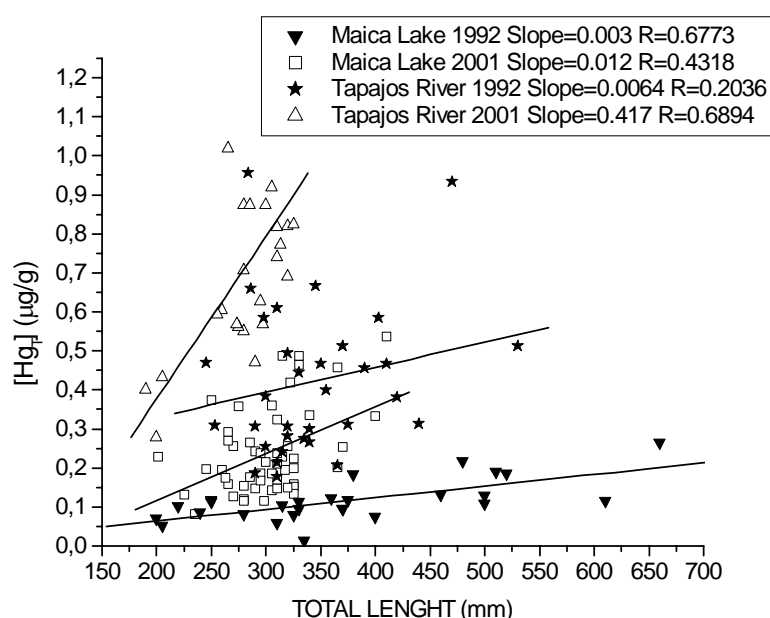


Figure 2. Values of total mercury concentration and total length of any fish for each collection group. Linear regression for each set of data.

Mercury is emitted to the environment mostly as a metallic vapor which can be oxidized in the atmosphere and immediately transported mainly by rain to freshwater bodies and oceans where is easily transformed into methylmercury mostly by microbial activity (Meech et al., 1997).

The methylmercury liberated to the water can be immediately incorporated by plankton which is consumed by species of the next trophic level of the food chain. Methylmercury is easily absorbed by these species but its elimination occurs rather slowly resulting in an increase of mercury content inside the organism with time (bioaccumulation). The amount of methylmercury increases when passing from an inferior to a superior trophic level (biomagnification), being low in aquatic plants, intermediate in invertebrates and high in fishes, carnivorous aquatic mammals and birds. Methylmercury is the only mercury species that experiences biomagnification and is practically the only mercury species present in

carnivorous fish. The concentration of methylmercury in the tissues of carnivorous fishes can be a million times greater than in water (CCME, 2000).

The concentration of methylmercury in a top predator of the food chain, as tucunare, depends directly on its production in the aquatic environment. Thus, the bioavailability of methylmercury depends on the methylation capacity of the aquatic environment (Gill and Bruland, 1990). The activity level of the microorganisms and the amount of available Hg^{2+} are the main factors affecting the methylation rate. The activity of the microorganisms and the amount of Hg^{2+} are influenced by several factors such as the amount of organic carbon dissolved in water, pH, local type of bacterial community and substratum where the methylation is carried out (Ullrich et al., 2001).

The fact that the amount of mercury found in tucunares was higher next to mining areas may suggest that gold mining increased the Hg^{2+} concentration in water causing higher loads of mercury in the fishes. The reason for this is that it is unlike that the natural conditions for the methylation of Hg^{2+} are more favorable near than far from the mining sites since the waters of Tapajos River and of Maica lakes have similar physical-chemical characteristics and are classified as clear waters (Sioli, 1984). It is important to detach, however the two bodies of water to be classified as to clear waters, these rivers drain different geologic areas, in way that its natural mercury concentration can be different. Moreover, the Maicá lakes receive influence from waters of Amazon during the flood, while the point above of Itaituba and Jacareacanga only of the Tapajós, what it can modify this clear water pattern.

Gold mining activities were responsible for the release of about 70 to 130 tons per year. Of these, more than 50% were used in *garimpos* located in the Tapajos River basin (Lacerda and Salomons, 1998). The mercury is used to extract the gold contained in superficial alluvium deposits and its emissions to the atmosphere occur by active evaporation and passive degasification.

According to estimates of Meech et al. (1997) about 80% of the mercury used in gold extraction is emitted by active evaporation during the roasting of the amalgam and gold purification. Active evaporation occurs basically in the mining site since the *garimpeiros* generally do not use retorts or any other closed system to burn the amalgam. On the other hand, mercury emissions arising from bullion purification come about in the gold and silver trading shops located in populated places. During burning and re-burning of the amalgam the primary mercury species emitted to the atmosphere is the metallic vapor. As a result of its high vapor pressure, the elementary mercury in air is predominantly in the gaseous phase instead of associated to particulates as other transition metals.

The mercury oxidation process in the atmosphere is accelerated in the clouds in the presence of ozone and chlorine. Lindqvist and Rhode (1984) pointed out that mercury may remain in the atmosphere for 6 to 24 months in a dry climate. However, the burning of biomass during the dry season, which coincides with the mining season, augments the ozone concentration in the low atmosphere resulting in a very rapid formation of Hg^{2+} .

Another important factor controlling the residence time of mercury in the atmosphere is the concentration of suspended particles in air and aerosol. During forest fires the concentration of particulates suspended in the air increases from 10 – 20 $\mu g.m^{-3}$ to 700 $\mu g.m^{-3}$ (Artaxo et al., 1998). Solid particles of dust and char from biomass burning are efficient traps for the mercury vapor present in the atmosphere and also can serve as oxidation sites to form Hg^{2+} (Artaxo et al., 1998).

The increase of ozone concentration and particulate load in the atmosphere causes a short residence time of mercury in this compartment due to the fast oxidation of the mercury vapor which can be easily removed by the frequent rainfalls occurring in the tropical environment.

A large scale characterization of the atmospheric mercury concentration in the Amazon basin was conducted by Artaxo et al. (2000). High mercury concentrations in the atmosphere were observed in areas where gold mining activities existed at the time of sampling. Coincidentally in these areas high amounts of aerosol particles arising from the intensive annual burning of biomass during the dry season (period where the measurements were made) also existed. Very low mercury concentrations were found in virgin or pristine areas of the Amazonian forest. These findings suggest that gold mining causes an increase of the mercury content in the atmosphere and correspondingly of its deposition rate. The result is an increase of Hg^{2+} concentration in the water bodies next to the mining areas.

Passive degasification takes place in any contaminated soil or water body and, in lesser scale, during mining, due to the high temperatures at the mining places and high volatility of metallic mercury. The contaminated rejects are a significant source of mercury emission to the atmosphere by passive degasification.

The metallic mercury present in water is insoluble and practically non-reactive under the regular aerobic conditions existing, at least for decades, on the majority of aquatic environments. Thus, metallic mercury is barely available to be captured by living organisms and is preferentially incorporated to the sediment. Metallic mercury does not associate neither with organic matter nor with the mineral clay that constitute the sediments being partially transformed into methylmercury. The fate of metallic mercury introduced in the aquatic environment depends on the physical-chemical characteristics of the water.

The mercury must be oxidized to be more soluble in water. Species or complexes of Hg^{2+} are formed. These species or complexes are more reactive than metallic mercury. The reactions of methylmercury formation are faster when Hg^{2+} compounds exist (Ullrich et al., 2001).

The mercury concentration in tucunares increased in the two locations from 1992 to 2001 notwithstanding the decline of mining activities in this period. After the drop in the mining activities the main sources of mercury emissions in the Amazon are the release from biomass and soil during forest burning and the release from gold mining rejects accumulated in the water and soil throughout the years. Furthermore, the iron-rich soils typical of this region contain appreciable amounts of mercury and the erosion of these soils, after deforestation and farming, enhances the leaching of the metal accumulated to the water bodies (Roulet and Lucotte, 1995).

According to Meech et al. (1997), approximately 90 tons of mercury per year is emitted to the atmosphere as a consequence of biomass burning. The use of fire is deeply enrooted in the Amazonian culture. Forest burning converts the forests into farming lands or pastures and controls the proliferation of invasive plants. It is the cheapest method of soil fertilization for new agricultural areas (Nepstad et al., 1999). Intentional burnings are usually performed at the end of the dry season when the crops are easier to burn and the forests are more vulnerable. The situation is aggravated when the burnings run off control. It is particularly difficult to keep the fire under control in the regions where seasonal droughts occur (Nepstad et al., 1999).

Accidental fires frequently occur within the occupation borders of the Amazon and cause extensive ecological and economic damages. Several factors contribute to the occurrence of these fires. The problem of accidental fires has worsened in the last years of the period due to the higher frequency and intensity of the *El Niño* phenomenon which is associated with severe droughts throughout the region. The rain decline dried the soil along great forest areas and created an enormous potential for forest fire occurrence during the 1998 dry season (Nepstad et al., 1999). Accidental fires in the Amazon can intensify in the next years. A team

of climatologists have recently concluded that the higher frequency of this event is connected with the accumulation of carbon dioxide in the atmosphere and therefore could represent the beginning of a long-range climatic change. The fall in the precipitation levels in the region is one of the foreseen effects of the large scale deforestation in the Amazonia.

The fire problem is particularly difficult to solve since it results from a complex interaction of biophysical and socioeconomic factors occurring within the occupation borders. It is hard for the government to regulate the burnings since they rapidly take place in remote places causing difficulties to identify how they started, what damages were involved and who are responsible for eventual harms to properties and ecosystems (Nepstad et al., 1999).

4. CONCLUSIONS

The utilization of the tucunare species, of great ecological value and an important resource for riverine populations, can be considered a quite appropriate tool to show one facet of the irresponsible occupation of the Brazilian Amazon in the last decades.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

The authors are grateful to the Brazilian government for supporting this research and to Dr. Zuleica Carmem Castilhos - CETEM and Dr. Paulo Sergio Souto - UFRA for supplying the mercury concentrations in tucunares. Ysrael Marrero Vera thanks CAPES for granting a M.Sc. scholarship.

6. REFERENCES

- ARTAXO, P.; CAMPOS, R. C. de; FERNANDES, E. T.; MARTINS, J. V.; XIAO, Z.; LINDQVIST, O. et al. Large scale mercury and trace element measurements in the Amazon basin. **Atmospheric Environment**, Amsterdam, v. 34, p. 4085-4096, 2000.
- ARTAXO, P.; FERNANDES, E. T.; MARTINS, J. V.; YAMASOE, M. A.; HOBBS, P. V.; MAENHAUT, W. et al. Large scale aerosol source apportionment in Amazonia. **Journal of Geophysical Research**, Washington, v. 103, p. 31837-31848, 1998.
- CAMPOS, R. C. de; CURTIS, A. J. Riscos e conseqüências do uso de mercúrio. In: SEMINÁRIO NACIONAL FINEP, 1., 1989, Brasília. **Trabalhos apresentados...** Rio de Janeiro: FINEP: 1990. p. 110-134.
- CASTILHOS, Z. C.; BIDONE, E. D.; LACERDA, L. D. Increase of the background human exposure to mercury through fish consumption due to gold mining at the Tapajós river region, Amazon. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, New York, v. 61, p. 202-209, 1998.
- CANADIAN COUNCIL OF MINISTERS OF THE ENVIRONMENT (CCME). Methylmercury: Canadian tissues residues guideline for the protection of wildlife consumers of aquatic biota. Ottawa: Environment Canada, 2000.
- GILL, G. A.; BRULAND, K. W. Mercury speciation in surface fresh water systems in California and others areas. **Environmental Science and Technology**, Washington, v. 24, p. 1392-1400, 1990.

- VERA, Y. M.; CARVALHO, R. J.; CASTILHOS, Z. C.; KURTZ, M. J. R. Mercury Bioaccumulation in the Brazilian Amazonian Tucunares (*Cichla* sp., Cichlidae, Perciformes). **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 3, n. 2, p. 19-27, 2008. (doi:10.4136/ambi-agua.49)
-
- GRANDJEAN, P.; WEIHE, P.; WHITE, R. F.; DEBES, F.; ARAKI, S.; YOKOYAMA, K. et al.. Cognitive deficit in 7-year-old children with prenatal exposure to methylmercury. **Neurotoxicology and Teratology**, Amsterdam, v. 19, p. 417- 428, 1997.
- LACERDA, L. D.; SALOMONS, W. **Mercury from Gold and Silver Mining: a chemical time bomb?** Berlim: Springer-Verlag, 1998.
- LINDQVIST, O.; RHODE, H. Atmospheric mercury a- review. **Tellus B**, Stockholm, v. 37, p. 136-159, 1984.
- MEECH, J. A.; VEIGA, M. M.; TROMANS, D. Mercury emissions and stability in the Amazon region. **Canadian Metallurgical Quarterly**, Kingston, v. 36, p. 231-239, 1997.
- NEPSTAD, D. C.; MOREIRA, A.; ALENCAR, A. A. **A floresta em chamas: origens, impactos e prevenção de fogo na Amazônia.** Programa Piloto para a Proteção das Florestas Tropicais do Brasil. Brasília: IPAM, 1999.
- ROULET, M.; LUCOTTE, M. Geochemistry of mercury in pristine and flooded ferralitic soils of a tropical rain forest in French Guiana, South America. **Water, Air, and Soil Pollution**, Amsterdam, v. 80, p. 1079-1088, 1995.
- ROULET, M.; LUCOTTE, M.; RHEAULT, I.; GUIMARÃES, J. R. D. Methylmercury in the water, seston and epiphyton of an Amazonian River and its floodplain, Tapajós River, Brazil. **Science of Total Environment**, Amsterdam, v. 261, p. 43-59, 2000.
- SIOLI, H. **The Amazon limnology and landscape ecology of a might tropical river and its basin.** Dordrecht: W. Junk Publishers, 1984. Vol. 4, p. 15-46.
- SOUTO, P. S. **Risco ecológico associado a contaminação mercurial em ecossistemas aquáticos da Amazônia:** região do rio Tapajós, Estado do Pará, Brasil - caracterização através de biomarcadores no gênero *Cichla* (tucunarés). 2004, 158f. Tese (Doutorado em Geoquímica Ambiental) - Instituto de Química, Universidade Federal Fluminense. Rio de Janeiro, 2004.
- VALE, E. Economia mineral do ouro no Brasil In: **Extração de Ouro: princípios, tecnologia e meio ambiente.** Rio de Janeiro: Centro de Tecnologia Mineral (CETEM), 2002.
- ULLRICH, S. M.; TANTON, T.W.; ABDRAHITOVA, S. A. Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, Philadelphia, v. 31, p. 241-293, 2001.
- WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Methylmercury in environmental health criteria 101.** Geneva: WHO, 1990.



Occurrence of antimicrobial-resistant *Enterobacteriaceae* in water from different sources in a subtropical region of Argentina (doi:10.4136/ambi-agua.50)

Liliana Silvina Lösch¹; José Mario Alonso²; Luis Antonio Merino³

Instituto de Medicina Regional, Universidad Nacional del Nordeste, Chaco, Argentina
E-mail: ¹silvinalosch1@argentina.com; ²jmalonso@gigared.com; ³lamerino@gigared.com

ABSTRACT

In order to determine the occurrence of antimicrobial-resistant *Enterobacteriaceae*, 506 samples of drinking water, surface water, and ground water were studied in the province of Chaco, Argentina. One hundred and ninety one isolates of *Enterobacteriaceae* Family members were obtained. The most frequent specie was *Escherichia coli* and it showed the highest rate of acquired resistance, being the β -lactams the most affected antibiotics. The findings of the present work suggest that the occurrence of antimicrobial-resistant bacteria in aquatic ecosystems of Chaco may contribute to the environmental dissemination of antibiotic resistance.

Keywords: antimicrobial resistance; aquatic environments; drinking water; *Enterobacteriaceae*; ground water; surface water.

Ocorrência de *Enterobacteriaceae* resistentes aos antimicrobianos nas águas de diferentes fontes em uma região subtropical de Argentina

RESUMO

A fim de determinar a ocorrência de *Enterobacteriaceae* resistentes aos antimicrobianos, 506 amostras de águas de bebida, águas superficiais, e águas subterrâneas foram estudadas na província do Chaco, Argentina. Cento e noventa e um isolados de membros da família *Enterobacteriaceae* foram obtidos. A espécie mais freqüente foi *Escherichia coli* e mostrou uma taxa mais elevada de resistência adquirida, sendo os β -lactamicos os antibióticos mais afetados. Os resultados do trabalho atual sugerem que a ocorrência das bactérias resistentes aos antimicrobianos em ecossistemas aquáticos do Chaco pode contribuir para a disseminação ambiental da resistência antibiótica.

Palavras-chave: resistência antimicrobiana; ambientes aquáticos; água de bebida; *Enterobacteriaceae*; água subterrânea; água superficial.

1. INTRODUCTION

Antimicrobial resistance has an important impact on public health policies and it involves an increasing number of bacterial species and resistance mechanisms and It has been observed that the biggest increment in antibiotic-resistant bacteria occurred in those countries

where antibiotics are extensively used for prevention or treatment of microbial infections in humans as well as in veterinary medicine (Kümmerer, 2004; Junco-Díaz et al., 2006).

Besides of the consequences for the human health, the concern of the scientific community on this topic did increase in the last years due to the geographical expansion of superficial and deep water sources contamination with resistant bacteria and with residues of antimicrobial agents or their metabolites. This situation should call the attention of scientists because antibiotics, on the contrary to other chemical compounds, exercise a direct action on bacteria and can act as persistent pollutants by its continuous emission to the different aquatic compartments (Hirsch et al., 1999; Alonso et al., 2001).

Antimicrobial surveillance programs provide important information on the development of bacterial resistance mechanisms in different geographical regions. Data concerning these mechanisms and patterns of antimicrobial resistance allows the implementation of changes in antimicrobial prescribing practices and infection control interventions (Jones and Masterton, 2001)

Most of the works about surveillance on antimicrobial resistance have been carried out in bacteria isolated from clinical samples; however, studies should also be expanded to those bacteria recovered from environmental samples in order to evaluate their role as possible reservoir of resistance genes and their capacity to transfer them to human pathogenic organisms. (Alonso et al., 2001; Harakeh et al., 2006).

Enterobacteriaceae members are broadly distributed in the environment and they are etiological agents of a great number of infectious diseases (Schreckenberger et al., 1999). Antimicrobial-resistant enterobacteria have been isolated from a variety of sources (Boon et al., 1999; Córdoba et al., 2001; Sayah et al., 2005), but up to now there is not any data about this topic in a subtropical area characterized by a great diversity of aquatic ecosystems.

The aim of the present work was to study the occurrence of antimicrobial-resistant *Enterobacteriaceae* in different sources of water in a subtropical region of Argentina, in order to determine their possible role as reservoir of antimicrobial resistance.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Study area

The survey was performed in the province of Chaco (Northeast of Argentina), a plain region characterized by an average annual temperature of 20.5°C, a mean annual rainfall of 1350 mm, and with 1 million inhabitants approximately. The province has two well-differentiated geographical regions: the western region is dry with only one river, without lakes or lagoons, and less populated than the eastern region, which is highly irrigated by rivers and present many big lagoons; the population of this last area is about 700,000 people.

2.2. Sampling collection

A total of 506 water samples were taken from both geographical regions, including surface waters (rivers and lagoons), ground water (perforations deeper than 6 meters), and drinking water (tankers and pipeline). Distribution of samples is shown in Table 1.

Table 1. Locations and number of water samples (n) taken in the Province of Chaco (Northeast of Argentina).

Region	Rivers		Lagoons		Groundwater		Drinking water		Total	
	location	n	location	n	location	n	location	n	locations	samples
Western	Bermejo	3	Mistolar	3	Avia Terai	4	Corzuela	2	15	67
	Malá	3	Moncholo	2	Charata	12	Du Graty	3		
					Gancedo	2	Saenz Peña	1		
					Las Breñas	15				
					Machagai	4				
					Las Chuñas	1				
					Saenz Peña	7				
					Tres Isletas	3				
Eastern	Barranqueras	2	Argüello	12	Basail	10	Antequeras	1	20	124
	Negro	11	Colussi	10	Escondida	6	Resistencia	1		
	Paraná	12	Los Lirios	27	La Leonesa	1				
	Tragadero	2	Palma	4	Las Palmas	1				
			Prosperidad	3	Makallé	1				
			Tigre	6	Pto. Tirol	4				
					Resistencia	5				
					San Martín	2				
Total	6	33	8	67	16	83	5	8	35	191

Water samples were collected in sterile 250-ml polypropylene bottles, according to internationally recommended methodology (APHA, 1999; WHO, 2004). Samples were kept at 4°C until their arrival to laboratory.

2.3. Detection and identification of Enterobacteriaceae

The presence-absence coliform test was used as method for enrichment. Liquid media showing bacterial growth were streaked onto Eosin Methylene Blue Agar and incubated at 35°C during 24 hours for enterobacteria recovery (APHA, 1999; WHO, 2004). Isolates were identified by classic biochemical tests (Schreckenberger et al., 1999).

2.4. Antimicrobial susceptibility testing

The antimicrobial resistances were evaluated by the agar disk diffusion method (CLSI, 2005). Antibiotics selected for testing were those more frequently used in human medical practice (Famiglietti et al., 2005).

The protocol for *Escherichia coli* susceptibility testing included the following antimicrobial agents: ampicillin 10 µg, ampicillin+sulbactam 10 µg/10 µg, cephalothin 30 µg, cefoxitin 30 µg, cefotaxime 30 µg, ceftazidime 30 µg, gentamicin 10 µg, chloramphenicol 30 µg, sulfamethoxazole-thrimethoprim 23.75 µg/1.25 µg, nalidixic acid 30 µg, and ciprofloxacin 5 µg.

Antimicrobials tested for non-*E. coli* isolates were: nalidixic acid 30 µg, chloramphenicol 30 µg, gentamicin 10 µg, sulfamethoxazole-thrimethoprim 23.75 µg/1.25 µg, ciprofloxacin 5 µg, cefotaxime 30 µg, and ceftazidime 30 µg.

Escherichia coli ATCC 25922, *Pseudomonas aeruginosa* ATCC 27853, and *Enterococcus faecalis* ATCC 29212 were used as control in antimicrobial susceptibility tests.

2.5. Statistical analysis

Chi-Square was applied to determine the association between different water sources and antimicrobial resistance (at 5% significance level).

3. RESULTS

3.1. Detection and identification of Enterobacteriaceae

A total of 191 *Enterobacteriaceae* isolates were obtained from 506 samples analyzed. The distribution of species according to the source of water is presented in Table 2. *Escherichia* and *Klebsiella* were the most frequent genera recovered from all sources. There were not significant difference between the isolates obtained from surface water and ground water for *Escherichia coli* ($p = 0.81$), *Klebsiella* spp ($p = 0.11$), *Enterobacter* spp ($p = 0.51$), and *Citrobacter* spp ($p = 0.78$). Regarding to other enterobacteria, the difference was statistically significant in favor of those isolated from ground water ($p = 0.049$), although their number was considerably smaller in comparison with the genera above mentioned.

Table 2. Number (n) and percentage (%) of *Enterobacteriaceae* isolates obtained from water samples in NE Argentina, according to the source.

Source	<i>E. coli</i>		<i>Klebsiella</i> spp.		<i>Enterobacter</i> spp.		<i>Citrobacter</i> spp.		Others		Total	
	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%	n	%
Surface water	36	52.9	35	62.5	14	45.2	14	56.0	3	27.3	102	53.4
Ground water	30	44.1	19	33.9	14	45.2	10	40.0	8	72.7	81	42.4
Drinking water	2	2.9	2	3.6	2	6.5	1	4.0	0	0.0	7	3.7
Total	68	100.0	56	100.0	31	100.0	25	100.0	11	100.0	191	100.0

3.2. Antimicrobial susceptibility testing

Antibiotic resistance found in *Escherichia coli* isolates according to the origin of water samples is shown in Table 3.

Table 3. Antibiotic resistance of *Escherichia coli* isolates recovered from water samples in NE Argentina, according the origin.

Antibiotics	Source			Total (n=68)
	Surface Water (n=36)	Ground Water (n=30)	Drinking water (n=2)	
Ampicillin	17 (47.2%)	12 (40.0%)	1 (50.0%)	30 (44.1%)
Ampicillin-sulbactam	4 (11.1%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	4 (5.9%)
Cephalothin	12 (33.3%)	6 (20.0%)	0 (0.0%)	18 (26.5%)
Sulfamethoxazole-thrimethoprim	4 (11.1%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	4 (5.9%)
Chloramphenicol	3 (8.3%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	3 (4.4%)
Nalidixic Acid	3 (8.3%)	0 (0.0%)	0 (0.0%)	3 (4.4%)

Among 30 ampicillin-resistant *Escherichia coli* isolates, 4 were also resistant to ampicillin/sulbactam. There were no significant differences ($p = 0.5$) between the antimicrobial resistance of the surface water isolates and the ground water isolates.

Among the genus *Klebsiella*, 41 *K. pneumoniae* strains, 14 *K. oxytoca* and 1 *K. planticola* were identified; only one *K. pneumoniae* strain from surface water was resistant to nalidixic acid and chloramphenicol.

Twenty isolates of *Citrobacter* sp were obtained; 5 isolates of *C. freundii* recovered from ground water were resistant to nalidixic acid but sensible to the rest of the assessed antibiotics.

In relation to the genus *Enterobacter*, 30 strains were recovered: 4 *E. cloacae*, 6 *E. aerogenes*, 6 *E. gergoviae*, and 14 *Enterobacter* spp. In this genus, only 1 isolate from ground water was resistant to the nalidixic acid.

In the present work was not found any extended-spectrum- β -lactamase-producing nor ciprofloxacin-resistant strain, nevertheless, those nalidixic acid-resistant isolates must be considered as strains with decreased susceptibility for ciprofloxacin (CLSI, 2005).

4. DISCUSSION

High frequencies of antimicrobial resistance have been reported in bacteria recovered from environmental samples (Boon et al., 1999), and because the antibiotic resistance may be spread from resistant to formerly sensitive strains, the maintenance of antibiotic resistance in environmental isolates may act as a reservoir for antibiotic-resistance encoding genes.

Studies conducted in various countries have detected a number of antibiotics in the low microgram per liter or the nanogram per liter range in different environmental compartments (Kümmerer, 2004).

Antibiotics are present in the environment at sub-inhibitory concentrations as a consequence of hospital effluents, municipal sewage and wastewater from livestock farms or agricultural use, and its presence allows the selection of resistant strains. The presence of several antibiotic compounds in both sewage treatment plants effluents and surface waters result most likely from applications in human medicine than from veterinary uses (Hirsch et al., 1999). Added to this fact, bacteria with acquired resistance have been also found in surface water, ground water, and drinking water in different countries (McKeon et al., 1995; Schwartz et al., 2003; Córdoba et al., 2001).

Data obtained in this work about frequencies of resistant enterobacteria in water sources are in agreement with those carried out in Brazil by Lourenço et al. (2007), in United States by McKeon et al. (1995), and in South Africa by Lin et al. (2004), where *E. coli* was the most frequent specie followed by *Citrobacter*, *Enterobacter* and *Klebsiella*.

The high rate of resistance to ampicillin found in *E. coli* (44.1%) in this work is superior to those previously reported in Argentina (Baldini et al., 1991) and in Australian in estuarine and river waters (Boon et al., 1999), but they are lower than those reported by Alhaj et al. (2007) in Malaysia and by Junco-Díaz et al. (2006) in Cuba. Nevertheless, our results are in agreement with those found in rivers that collect agricultural and industrial drainages in South Africa (Lin et al., 2004). These discrepancies may be due to the sources of contamination, since an important difference was found when contaminant bacteria came from domestic, wild-animals or human sewage (Sayah et al., 2005).

In this work, 26 *Escherichia coli* isolates presented a phenotype consistent with the presence of a plasmidic-broad-spectrum- β -lactamase (TEM-like), which hydrolyse ampicillin but is inhibited by sulbactam. This number is higher than the 4.9% found in *Escherichia coli* from recreational waters in Canada, which harboured the *bla*_{TEM} gen that codifies for a plasmidic lactamase (Hamelin et al., 2006).

Only 4 *Escherichia coli* strains showed a phenotype consistent with a chromosomal hyperproduced β -lactamase which is non-inhibited by sulbactam (AmpC-like) (Risueño et al., 2002). Although some authors detected the presence of *AmpC* genes in wastewater, surface water, and drinking water, this class C Ambler's β -lactamase is naturally harbored by a number of bacteria such as *Escherichia coli* and *Shigella*, but in wild state it is expressed at very low level and does not confer resistance to the aminopenicillins, except in those AmpC-hyperproducing strains (Livermore, 1995).

In this work there were not significant differences between the resistance levels to ampicillin among *Escherichia coli* isolates with those previously published by Whonet in clinical strains obtained from outpatients in Argentina (PAHO, 2005). This finding would indicate that in aquatic environments there have been a selection of resistant strains or that the strains were introduced in the water from human or animal sources.

The rate of resistance to nalidixic acid found by Goñi-Urriza et al. (2000) in *Enterobacteriaceae* isolated from urban effluents is close to the rate found in this work, but their findings on resistance to chloramphenicol is higher than ours.

E. coli isolates in this work presented low levels of antimicrobial resistance, which is in agreement with Lin et al. (2004), although they differ with other reports about high levels of antimicrobial-resistant bacteria isolated from rural groundwater supplies (McKeon et al., 1995) or from rivers, reservoirs, and sewage treatment facilities (Boon et al., 1999).

Even when only one ampicillin-resistant *Escherichia coli* strain was isolated from drinking water in our work, other authors from Germany (Schwartz et al., 2003) and from Argentina (Córdoba et al., 2001) have found many strains resistant to several antibiotics in the same kind of samples.

Some studies carried out on a large-scale distribution pilot system showed that *E. coli* can survive for several days in a dead-end section of the system, but does not multiply within the pipeline (Leclerc, 2003). This could be indicating that antimicrobial-resistant *E. coli* can reach the distribution systems by contamination of the cisterns or through leakage in the pipelines, and that they are not killed by residual chlorine concentrations. Nevertheless, the role of the environment in the emergence and spreading of antibiotic resistance bacteria, its possible pathways, and the way in which environmental bacteria contribute to the spread of resistance genes are not clearly stated so far (Schwartz et al., 2003).

Antimicrobials may have irreversible effects in the environment, even at very low concentrations, situation that is not caused by other chemical compounds. Additionally, the 5-10% of bacteria present in water is viable but non-culturable and that is why the study of antibiotic resistance allows evaluating a small fraction of the impact of antibiotics in aquatic ecosystems (Séveno et al., 2002).

There is clear evidence that if resistant bacteria enter in local waterways, their presence is associated with the risk of transferring resistant genes from harmless bacteria to pathogenic bacteria or to humans interacting with aquatic environments (Costanzo et al., 2005). Thus, water quality managers need to identify the source/s of pollution in watersheds and generally they are primary interested in discriminating if contamination is of animal or human origin, and secondarily in determining the major source of animal contamination (Harwood et al., 2000).

5. CONCLUSIONS

The rates of antibiotic resistance found in *Enterobacteriaceae* strains recovered from environmental sources were higher than expected for wild strains. Resistance encountered can be interpreted as an indicator of the extended use of antibiotics in the region and/or the contamination of water sources with resistant bacteria originated in hospital environments. The findings of the present work are indicating that the occurrence of antimicrobial-resistant bacteria in aquatic ecosystems in the Province of Chaco may contribute significantly to environmental antibiotic resistance dissemination.

6. ACKNOWLEDGEMENT

This work was supported by Fundación “Alberto J. Roemmers”.

7. REFERENCES

- ALHAJ, N.; MARIANA, N. S.; RAHA, A. R.; ISHAK, Z. Prevalence of antibiotic resistance among *Escherichia coli* from different sources in Malaysia. **International Journal of Poultry Science**, v. 6, n. 4, p. 293-297, 2007.
- ALONSO, A.; SÁNCHEZ, P.; MARTÍNEZ, J. Environmental selection of antibiotic resistance genes. **Environmental Microbiology**, v. 3, n. 1, p. 1-9, 2001.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington: APHA, AWWA, WEF, 1999. 1120 p.
- BALDINI, M.; CABEZALÍ, C. Occurrence of antibiotic-resistance *Escherichia coli* isolated from environmental samples. **Marine Pollution Bulletin**, v. 22, n. 19, p. 500-503, 1991.
- BOON, P.; CATTANACH, M. Antibiotic resistance of native and faecal bacteria isolated from rivers, reservoirs and sewage treatment facilities in Victoria, south-eastern Australia. **Letter of Applied Microbiology**, v. 28, n. 3, p. 164-168, 1999.
- CLINICAL AND LABORATORY STANDARDS INSTITUTE - CLSI. **Performance standards for antimicrobial susceptibility testing**. CLSI Document M100-S15. Wayne: CLSI. 2005.
- CÓRDOBA, M. A.; ROCCIA, M. L.; DE LUCA, M. M.; PEZZANI, B. C.; BASUALDO, J. A. Resistance to antibiotics in injured coliforms isolated from drinking water. **Microbiology and Immunology**, v. 45, n. 5, p. 383-386, 2001.
- COSTANZO, S.; MURBY, J.; BATES, J. Ecosystem response to antibiotics entering the aquatic environments. **Marine Pollution Bulletin**, v. 51, n. 1/4, p. 218-223, 2005.
- FAMIGLIETTI, A.; QUINTEROS, M.; VÁZQUEZ, M.; MARÍN, M.; NICOLA, F.; RADICE, M. et al. Consensus for antimicrobial susceptibility testing for *Enterobacteriaceae*. **Revista Argentina de Microbiología**, v. 37, n. 1, p. 57-66, 2005.

- LÖSCH, L. S.; ALONSO, J. M.; MERINO, L. A. Occurrence of antimicrobial-resistant *Enterobacteriaceae* in water from different sources in a subtropical region of Argentina. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 3, n. 2, p. 28-36, 2008. ([doi:10.4136/ambi-agua.50](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.50))
-
- GOÑI-URRIZA, M.; CAPDEPUY, M.; ARPIN, C.; RAYMOND, N.; CAUMETTE, P.; QUENTIN, C. Impact of an urban effluent on antibiotic resistance of riverine *Enterobacteriaceae* and *Aeromonas* spp. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 66, n. 1, p. 125-132, 2000.
- HAMELIN, K.; BRUANT, G.; EL-SHAARAWI, A.; HILL, S.; EDGE, T. A.; BEKAL, S. et al. A virulence and antimicrobial resistance DNA microarray detects a high frequency of virulence genes in *Escherichia coli* isolates from Great Lakes recreational waters. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 72, n. 6, p. 4200-4206, 2006.
- HARAKEH, S.; YASSINE, H.; EL-FADEL, M. Antimicrobial resistance patterns of *Escherichia coli* and *Salmonella* strains in the aquatic Lebanese environments. **Environmental Pollution**, v. 143, n. 2, p. 269-277, 2006.
- HARWOOD, V. J.; WHITLOCK, J.; WITHINGTON, V. Classification of antibiotic resistance patterns of indicator bacteria by discriminant analysis: use in predicting the source of fecal contamination in subtropical waters. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 66, n. 9, p. 3698-3704, 2000.
- HIRSCH, R.; TERNES, T.; HABERER, K.; KRATZ, K. L. Occurrence of antibiotics in the aquatic environment. **The Science of the Total Environment**, v. 225, n. 1/2, p. 109-118, 1999.
- JONES, R. N.; MASTERTON, R. Determining the value of antimicrobial surveillance programs. **Diagnostic Microbiology and Infectious Disease**, v. 41, n. 4, p. 171-175, 2001.
- JUNCO-DÍAZ, R. A.; SUÁREZ-PITA, M. T.; WENG-ALEMÁN, Z.; CHIROLES-RUBALCABA, S.; GONZÁLEZ-GONZÁLEZ, M. I.; DÍAZ-ROSA, O. E. et al. Antimicrobial susceptibility in bacteria of environmental origin. **Higiene y Sanidad Ambiental**, v. 6, p. 150-159, 2006.
- KÜMMERER, K. Resistance in the environment. **Journal of Antimicrobial Chemotherapy**, v. 54, n. 2, p. 311-320, 2004.
- LECLERC, H. **Relationships between common water bacteria and pathogens in drinking-water. Heterotrophic plate counts and drinking-water safety**. London: IWA Publishing, 2003. 118 p.
- LIN, J.; BIYELA, P.T.; PUCKREE, T. Antibiotic resistance profiles of environmental isolates from Mhlathuze River, KwaZulu-Natal (RSA). **Water SA**, v. 30, n. 1, p. 23-28, 2004.
- LIVERMORE, D.M. β -lactamases in laboratory and clinical resistance. **Clinical Microbiology Reviews**, v. 8, n. 4, p. 557-584, 1995.
- LOURENÇO, N. G. G. S.; TAKAHASHI, C. K.; LOPES, T. F.; LOPES, C. A. M. Environmental parameters and antimicrobial susceptibility of *Enterobacteriaceae* isolated from estuarine waters of São Vicente, São Paulo State, Brazil. **Journal of Venomous Animals Toxins including Tropical Diseases**, v. 13, n. 2, p. 472-478, 2007.

LÖSCH, L. S.; ALONSO, J. M.; MERINO, L. A. Occurrence of antimicrobial-resistant *Enterobacteriaceae* in water from different sources in a subtropical region of Argentina. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 3, n. 2, p. 28-36, 2008. ([doi:10.4136/ambi-agua.50](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.50))

MCKEON, D. M.; CALABRESE, J. P.; BISSONNETTE, G. K. Antibiotic resistant Gram-negative bacteria in rural groundwater supplies. **Water Research**, v. 29, n. 8, p. 1902-1908, 1995.

PAN AMERICAN HEALTH ORGANIZATION - PAHO. **Annual report of the monitoring/surveillance network for resistance to antibiotics, 2004, Brazil (Spanish)**. Washington: PAHO/WHO, 2005. 115 p.

RISUEÑO, F.; CARDONA, E.; OTERO, B. Interpretive reading of the antibiogram of enterobacterias. **Enfermedades Infecciosas & Microbiología Clínica**, v. 20, n. 5, p. 225-234, 2002.

SAYAH, R. S.; KANEENE, J. B.; JOHNSON, Y.; MILLER, R. A. Patterns of antimicrobial resistance observed in *Escherichia coli* isolates obtained from domestic- and wild-animal fecal samples, human septage, and surface water. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 71, n. 3, p. 1394-1404, 2005.

SCHRECKENBERGER, P.C.; JANDA, J. M.; WONG, J. D.; BARON E. J. Algorithms for identification of aerobic gramnegative bacteria. In: **Manual of Clinical Microbiology**. Washington: ASM Press, 1999. p. 438-441.

SCHWARTZ, T.; KOHNEN, W.; JANSEN, B.; OBST, U. Detection of antibiotic-resistant bacteria and their resistance genes in wastewater, surface water, and drinking water biofilms. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 43, n. 3, p. 325-335, 2003.

SÉVENO, N. A.; KALLIFIDAS, D.; SMALLA, K.; VAN ELSAS, J. D.; COLLARD, J. M.; KARAGOUNI, A. D. et al. Occurrence and reservoirs of antibiotic resistance genes in the environment. **Reviews in Medical Microbiology**, v. 13, n. 1, p. 15-27, 2002.

WORLD HEALTH ORGANIZATION - WHO. **Guidelines for drinking-water quality**. 3. ed. Geneva: WHO, 2004. 595 p.



Dissolved inorganic carbon and pCO₂ in two small streams draining different soil types in Southwestern Amazonia, Brazil (doi:10.4136/ambi-agua.51)

**Eliete dos Santos Sousa¹; Cleber Ibraim Salimon¹;
Reynaldo Luiz Victoria²; Alex Vladimir Krusche²; Simone Rebecca Alin³;
Nei Kavaguichi Leite⁴**

¹Universidade Federal do Acre – UFAC, Brasil

E-mail: {eliete.sousa, clebsal}@gmail.com

²Centro de Energia Nuclear na Agricultura – CENA/USP, Universidade de São Paulo, Brasil.

E-mail: {reyna, alex}@cena.usp.br

³School of Oceanography, University of Washington, United States

E-mail: salin@u.washington.edu

⁴Universidade Federal do Rondônia – UNIR, Brasil

E-mail: nkleite@gmail.com

ABSTRACT

The objective of this study was to determine the dissolved inorganic carbon (DIC) and pCO₂ concentrations in two third order streams in southwestern Amazonia, Brazil. From May 2004 to June 2005 water dissolved oxygen, pH, electrical conductivity, temperature were measured to stream water chemical and physical description. DIC and pCO₂ measurements were made by headspace extraction and gas samples for pCO₂ and DIC extractions were run on an infrared gas analyzer (IRGA, LI-COR Instruments model LI-820). Results indicate a relationship between soil type and water chemistry, where sandy soil stream presented lower pH than silty soil stream – consequently DIC and pCO₂ concentrations also varied with soil type. Mean DIC concentration for silty soil stream was 403±130 μM month⁻¹, while sandy soil stream DIC concentration was 170±59 μM month⁻¹. Free CO₂ was the dominant form of DIC in both streams. Nevertheless, HCO₃⁻ contribution to DIC was greater for the silty soil stream. DIC concentration also varied seasonally with greater values in the drier period. Absolute pCO₂ values were greater for silty soil stream, mean 3067±1228 μatm month⁻¹ and 2321±1020 μatm month⁻¹ for sandy soil stream. Seasonality, pCO₂ was higher in the dry season in both streams. Our findings have important implications on the role of soil type in water chemistry and carbon dynamics and also are used in other studies on carbon balance at the landscape level.

Keywords: Amazonia; streams; soil type; DIC; pCO₂.

Carbono inorgânico dissolvido e pCO₂ em dois igarapés drenando diferentes tipos de solo no Sudoeste da Amazônia, Brasil

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo determinar as concentrações de carbono inorgânico dissolvido (CID) e pCO₂ em dois igarapés localizados no sudoeste da Amazônia. Medidas de pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura foram usadas para a descrição físico-química dos igarapés. A determinação das concentrações de CID e pCO₂ foi feita pela extração de gás por headspace e as amostras foram analisadas em um analisador de gás por

infravermelho (IRGA, LI-COR modelo LI-820). Os resultados indicam uma relação entre a química da água dos igarapés e o tipo de solo deste, com o igarapé de solo arenoso, apresentando valores mais ácidos que o igarapé de solo siltoso. Conseqüentemente, as concentrações de CID e pCO₂ também variaram entre os igarapés. A concentração média de CID total para o igarapé de solo siltoso foi 403±130 μM mês⁻¹, enquanto que para o igarapé de solo arenoso foi de 170±59 μM mês⁻¹. O CO₂ livre foi a espécie dominante nos dois igarapés. No entanto, a contribuição do íon bicarbonato (HCO₃⁻) para o CID total foi maior no igarapé de solo siltoso. As concentrações de CID variaram sazonalmente, com os maiores valores ocorrendo no período seco. A pCO₂ foi maior no igarapé de solo siltoso, com uma média de 3067±1228 μatm mês⁻¹ comparada com 2321±1020 μatm mês⁻¹ no igarapé de solo arenoso. Sazonalmente, a pCO₂ foi maior no período de seca em ambos os igarapés. Nossas descobertas têm importantes implicações sobre o papel do tipo de solo na química da água e na dinâmica do carbono e podem suportar outros estudos sobre o balanço de carbono em nível de paisagem.

Palavras-chave: Amazônia; igarapés; tipo de solo; CID; pCO₂.

1. INTRODUCTION

The Amazon is the largest basin in the world, occupying an area of about 6 million km². Its drainage area comprises rivers, lakes, and streams (igarapés) that together culminate in the great Amazon River, which alone accounts for 20% (6×10^{12} m³ yr⁻¹) of the global freshwater inputs to the ocean via riverine transport and about 6% (1.2Gt yr⁻¹) of the total sediment discharge (De Master and Aller, 2001). The region also plays an important role in regional and global carbon cycling. The annual discharge of total organic carbon (TOC) and dissolved inorganic carbon (DIC) from Amazon River to Atlantic Ocean is approximately 36 Tg C yr⁻¹ and 36 Tg C yr⁻¹, respectively (Richey et al., 1990). In addition, nearly 1.2 Mg C ha⁻¹ yr⁻¹ is exported to the atmosphere through CO₂ evasion from rivers and floodplains in the Central Amazon, scaling up to an evasion flux estimate of about 0.5 Gt C yr⁻¹ from the whole basin, which is more than an order of magnitude higher than inorganic carbon riverine transport to the ocean from the Amazon (Richey et al., 2002).

However, the Amazon region represents a mosaic of ecosystems, and the diversity of environments results in distinct characteristics in water chemistry and biogeochemical processes occurring in the various types of aquatic systems. Harald Sioli was one of the first researchers to study and to classify the different water typologies in Amazonia, taking into consideration the regional geology and mineralogy (Esteves, 1998). According to his classification scheme, Amazonian rivers fall into three categories—white-water, black-water, and clear-water—each group with distinct characteristics with respect to dissolved and particulate organic and inorganic chemistry.

This differentiation in chemical and physical characteristics also affects carbon cycling dynamics in aquatic systems. In white-water rivers, particulate organic matter represents only 0.6–3.3% of the suspended coarse particulate material (Richey et al., 1990; Devol et al., 1995) compared to 10–30% in clear-water rivers (Hedges et al., 1994). Dissolved organic carbon concentrations also depend on basin mineralogy and suspended sediment concentrations due to sorption dynamics between suspended minerals and dissolved organic matter (Mayorga and Aufdenkampe, 2001).

Dissolved inorganic carbon (DIC) exists in three forms in aquatic environments: free CO₂ (CO₂ + H₂CO₃), bicarbonate (HCO₃⁻), and carbonate ions (CO₃²⁻), and the relative

proportions of the three carbonate species contributing to DIC is determined by the pH of the water (Esteves, 1998; Finlay, 2003; Rasesa, 2005). The main sources of DIC to rivers are soil respiration, chemical erosion of inorganic materials, and in-stream respiration (Finlay, 2003; Mayorga, 2004; Mayorga et al., 2005; Johnson et al., 2006).

The cation exchange capacity (CEC) and degree of mineral weathering of soils influence the DIC concentration and composition of streams. Soils with high cation exchange capacity, such as clay-rich soils, yield groundwaters rich in cations and carbonate species, which in turn flow into streams giving them higher DIC, pH values, and acid-buffering capacities. This is the result of mineral weathering processes, wherein atmospheric CO₂ is consumed and carbonate alkalinity is generated (in the form of HCO₃⁻ at neutral pH) (Telmer and Veizer, 1999; Mortatti and Probst, 2003; Rasesa, 2005). DIC in streams draining high CEC soils should have a relatively high proportion of HCO₃⁻ or CO₃²⁻ ions to free CO₂ compared to streams draining low CEC soils. In contrast, streams draining sandy soils with lower CEC tend to have lower buffering capacity, more acidic pH values, and a greater contribution of free CO₂ to total DIC.

In this paper we describe dissolved inorganic carbon concentrations and pCO₂ in two streams located in southwestern Amazonia, focusing on the effects of soil type and seasonal variations. We hereby contribute to elucidating the role of small streams in the evasion of CO₂ to the atmosphere from aquatic environments with different characteristics across the Amazon basin.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1. Study Area

The state of Acre, with an area of 163,000 km², is situated in southwestern Amazonia, a transitional region between the Andean Cordillera and the Amazonian lowlands. Geologically, about 80% of the land surface in Acre is covered by the Solimoes Formation, which is rich in calcareous and carbonate sediments (Petri and Fulfaro, 1988). Mean annual air temperature is 26°C, with precipitation between 1750 and 2000 mm yr⁻¹. The driest month is June with 32 mm precipitation, and the wettest is February, with 299 mm (Duarte et al., 2000).

This study was conducted at two research areas of the Federal University of Acre and the chemical and physical features of their soils are shown in the Table 1. Igarapé Floresta, hereafter referred to as “sandy stream”, is a stream located in the Catuaba Experimental Farm, where its soil is dominated for sand (62%) and the pH is about 4.0. The nutrient concentrations are low, thus this soil is considered little. Igarapé da Ponte, hereafter referred to as “silty stream” is a stream located in the Humaita Reserve, where its soil has a high proportion of silt (53%) and low pH ranging from 4.5 to 4.6. In relation to nutrients, the Humaita Research presents the higher values than Catuaba Experimental Farm, mainly to Ca²⁺, Mg²⁺ e Al (values in cmol_c/dm³). Organic carbon content also is higher in Humaita Research, with value about 15.65 g/Kg. The vegetation in the two study areas are characterized as Bamboo-dominated Ombrophilous Open Forest (Silveira, 1999).

According to Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), 11–12% of Acre State was already deforested at the time of this study. The deforestation rate varied between 2004 and 2005 was 743 km²/yr (INPE, 2007). Deforestation rates near the study sites have been higher, since they are closer to Rio Branco, the state capital. About 60% of the forests are cleared mainly for pasture use (Salimon et al., 2003).

Data from the Atmospheric Monitoring Laboratory of the Acre Federal University were used to establish the seasonal precipitation and air temperature between April 2004 and June 2005.

2.2. Field and Laboratory Methods

Monthly water samples were collected from both streams. At each sampling, four 60-mL BOD bottles of unfiltered water were collected for DIC measurements, with the water preserved by mercuric chloride (250 µM HgCl₂). Water temperature and pH immediate measurements were made in the field with a portable pH meter (ThermoOrion model 250A). Dissolved oxygen (DO) concentration and saturation percentage were measured with a portable DO meter (YSI model 58). Conductivity was measured with a conductivity meter (Amber Science model 2052).

DIC and pCO₂ measurements were made by headspace extraction, by equilibrating a 30-ml water sample with 30 ml air in a syringe (Hope et al., 1995). CO₂ was extracted first. The remaining water sample was acidified with 1 mL of 6N HCl to convert all remaining DIC (HCO₃⁻ + CO₃²⁻) into free CO₂, and the headspace extraction was repeated.

Gas samples for pCO₂ and DIC extractions were run on an infrared gas analyzer (IRGA, LI-COR Instruments model LI-820). Standard curves were run with gas standards of the following concentrations: 0, 290, 1,007, and 10,000 ppm.

Table 1. Soil chemical and physical features of the Catuaba Experimental Farm and Humaita Reserve.

	Horizon A		Horizon B	
	Humaita Reserve	Catuaba Experimental Farm	Humaita Reserve	Catuaba Experimental Farm
pH	4.5	4.1	4.6	4.0
Ca²⁺	2.59±2.6	1.63±1.24	1.76±1.35	0.10±0.09
Mg²⁺	2.66±1.76	0.67±0.44	2.69±1.44	0.40±0.29
K⁺	0.16±0.09	0.20±0.12	0.12±0.04	0.08±0.04
Na⁺	0.09±0.06	0.05±0.03	0.06±0.04	0.05±0.04
Al³⁺	1.79±1,35	0.82±0.96	8.31±5.63	2.49±1.05
Al + H	5.56±2.80	3.42±1.47	10.58±6.01	3.61±1.06
O. C.	15.65±4,21	8.56±3.33	2.11±0.95	2.30±0.69
Sand %	25	62	16	47
Silt %	53	19	36	19
Clay %	22	19	48	34

* Nutrients values in cmol_c/dm³ and organic carbon values in g/kg.

3 RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Stream water chemical and physical parameters

Table 2 shows the chemical and physical parameters in the silty stream during the study period. Annual average water temperature was 24.6°C with wet and dry season averages of 23.7 and 25.3°C, respectively. Dissolved oxygen concentrations did not vary significantly with the seasons (5.24 mg l⁻¹ in wet period and 5.59 mg l⁻¹ in the dry season) and had an average of 5.40 mg l⁻¹. Conductivity did vary between seasons, from 14 µS cm⁻¹ in the dry season to 26 µS cm⁻¹.

Table 2. Water chemical and physical parameters (DO = Dissolved Oxygen, EC = Electrical Conductivity and T = Temperature) in the silty stream between July 2004 and June 2005.

Date	pH	DO (% sat)	DO (mg l ⁻¹)	EC (µS cm ⁻¹)	T (°C)
Jul 04	6.55	75.95	6.67	16	23.4
Aug 04	6.27	61.90	5.22	17	23.5
Sep 04	6.29	63.80	6.36	18	22.4
Oct 04	6.53	55.20	4.61	22	24.6
Nov 04	6.69	64.80	5.25	29	25.6
Dec 04	6.71	79.00	6.55	30	24.8
Jan 05	6.51	65.40	5.53	25	25.3
Feb 05	6.59	52.60	4.28	27	25.7
Apr 05	6.62	65.30	5.21	23	25.9
May 05	6.05	51.60	4.26	12	25.3
Jun 05	6.07	65.80	5.42	7	23.9
Mean	6.44	63.76	5.40	20	24.6
Wet Season	6.61	63.72	5.24	26	25.4
Dry Season	6.25	63.81	5.59	14	23.7

Mean temperature in the sandy stream (Table 3) was 24.9°C, ranging from 25.4°C in the rainy season to 24.3°C in the dry season. Dissolved oxygen concentrations and seasonal variability were higher compared to the silty stream, with an average of 6.19 mg l⁻¹, a low of 5.89 mg l⁻¹ during the wet season, and a high of 6.89 mg l⁻¹ during the dry season. Percent oxygen saturation ranged from 71.9% in the wet season to 83.4% in the dry. Conductivity was always below the detection limit of the conductivity meter, which is typical in nutrient-poor waters (Horbe et al., 2005).

The solubility of oxygen in water depends on physical factors such as temperature and gas exchange, as well as biotic factors such as photosynthesis and respiration rates (Esteves, 1998). An increase in the temperature can diminish the dissolved oxygen concentration as oxygen solubility decreases. Consistent with this, lower dissolved oxygen concentrations were observed in the rainy season, when water temperatures were higher. Biological activity can also contribute to variation in dissolved oxygen concentrations. The canopy cover at both sites is closed, which means that light limitation of primary production in the streams may be strong. Also, because the streams are so shallow, gas exchange will play a stronger role than in the deeper mainstem rivers. Therefore, the dominant processes controlling the percent saturation of oxygen in these streams is a balance between respiration and gas exchange, more than primary production.

Table 3. Water chemical and physical parameters (DO = Dissolved Oxygen, EC = Electral Conductivity and T = Temperature), in the sandy stream between May 2004 and April 2005.

Date	pH	DO (% sat)	DO (mg l ⁻¹)	EC (µS cm ⁻¹)	T (°C)
May 04	5.56	-	-	-	24.7
Jun 04	5.16	-	-	-	23.3
Jul 04	5.17	85.13	7.10	0	24.4
Aug 04	5.25	82.20	6.67	0	24.8
Sep 04	5.34	82.90	6.89	0	24.1
Oct 04	5.32	64.60	5.36	0	24.7
Nov 04	5.46	64.15	5.25	0	25.7
Dec 04	5.78	82.00	6.65	0	25.9
Jan 05	5.45	81.60	6.57	0	26.3
Feb 05	5.49	71.00	5.89	0	24.6
Mar 05	5.54	57.50	4.67	0	25.6
Apr 05	5.42	82.50	6.86	0	24.9
Mean	5.41	75.36	6.19	0	24.9
Wet Season	5.49	71.91	5.89	0	25.4
Dry Season	5.30	83.41	6.89	0	24.3

Stream water pH at both sites reflected soil type characteristics, with little variation between wet and dry seasons. Mean annual pH in the silty stream was 6.44 in the rainy season it was slightly higher (6.61) and decreased during the dry season to 6.25. The sandy stream was more acidic at all times, with an annual average value of 5.41, a dry season average of 5.30, and a rainy season average of 5.49. Markewitz et al. (2001) studied a small watershed in the eastern Amazon and observed the same pattern in relation to pH values found in our study. These authors suggest that the higher alkalinity observed in rainy season is related to increasing Mg²⁺, K⁺, NO³⁻ e SO₄²⁻ concentrations with increasing flow.

However, the seasonal variation in pH values observed in small streams contrasts with the pattern found in larger rivers, where waters become more acidic in the rainy season. Leite (2004) showed that the Ji-Paraná River is characterized by near neutral pH values during the dry season as a result of the greater groundwater residence time. Long groundwater residence times result in lengthened contact time with lithologic substrate, increased cation concentrations due to weathering, and thus higher concentrations of cations in groundwater inputs to rivers during the dry season.

3.2. Relationship between DIC and soil type

The pH variation was reflected in dissolved inorganic carbon concentration in stream waters. Figure 1 shows a comparison between total DIC in both streams. The silty stream presents higher DIC concentrations (average±SD = 403±130 µM) than the sandy stream (average = 170±59 µM), with the majority of the difference attributed to the DIC fraction in HCO₃⁻, which is in turn a function of pH (Figure 1B). Average HCO₃⁻ concentrations were 164±89 µM in the silty stream versus 11±5 µM in the sandy stream. Free CO₂ concentrations (Figure 1C) generally dominated the DIC pool in both streams, with higher concentrations found in the silty stream. These results are consistent with observations from the Ji-Paraná

River basin. DIC concentrations reflected drainage geology, with lower concentrations in rivers draining dystrophic soils (DIC from 39 to 56 μM) and higher concentrations in rivers draining eutrophic soils (DIC from 501 to 592 μM) (Rasera, 2005).

DIC total and its fractions are results of soil chemical and physical features influence in the both study areas. In Catuaba Experimental Farm, where the soil is dominated for sand and cation concentrations are low, its stream presented DIC concentrations very low compared with Humaita Research stream, which presented soils with more silt and clay and high cation concentrations. This was also reflected on the DIC fractions. Silty stream presented high HCO_3^- concentrations, which can be explained by high Ca^{2+} , Mg^{2+} e Al^{3+} concentrations founded in its soils. Muddy color of the Humaita Research stream, caused by silt and clay loading, can be responsible for high free CO_2 concentrations. Fine particles are able to sorption nutrients and organic substances, serving as substrate to aquatic metabolism intensifying breathing process (Cogo, 2005). Besides, there is low light penetration into water column caused by this suspended sediments, which also favour the breathing processes into rivers (Mayorga and Aufdenkampe, 2001).

3.3. Seasonal variations in DIC concentration and composition

In Figure 2 are showed the precipitation data for studied period. The dry season in Acre includes the months from May through September and this period was characterized by scarce rains (an average of 61.0 mm). The wet season includes the months of October through April with a mean precipitation of 243.7 mm).

Seasonality influences dissolved inorganic carbon concentration and composition in several ways. Rain water dilutes stream water, diminishing the acid buffering capacity of carbonate and bicarbonate ions (Rasera, 2005). Material entrained by surface runoff during rain events increases suspended solids in the stream and may stimulate the intensity of in-stream respiration/decomposition processes (Cogo, 2005). Finally, during dry season, groundwater rich in CO_2 from root respiration, organic matter oxidation, and soil microorganism respiration dominates streamwater inputs (Johnson et al., 2006; Johnson et al., in press).

The lowest DIC concentrations were observed in January, one of the rainiest months in the period studied, with concentrations of $236 \pm 13 \mu\text{M}$ in the silty stream and $84 \pm 2 \mu\text{M}$ in the sandy stream. These low concentrations observed in the wet season reflect the rain water dilution effect. Rasera (2005) also observed seasonal differences in Ji-Paraná DIC concentrations, with lower concentrations in the rainy season. Peak DIC concentrations occurred in April, with values of $653 \pm 118 \mu\text{M}$ and $256 \pm 21 \mu\text{M}$ in the silty stream and the sandy stream, respectively. April marks the end of the rainy season, and the high DIC concentrations may result from decomposition of material that was carried into stream during the rainy season. Finlay (2003) observed that small stream DIC concentrations in northern California were higher in the dry season, while in bigger rivers CO_2 peaks were related to higher discharges.

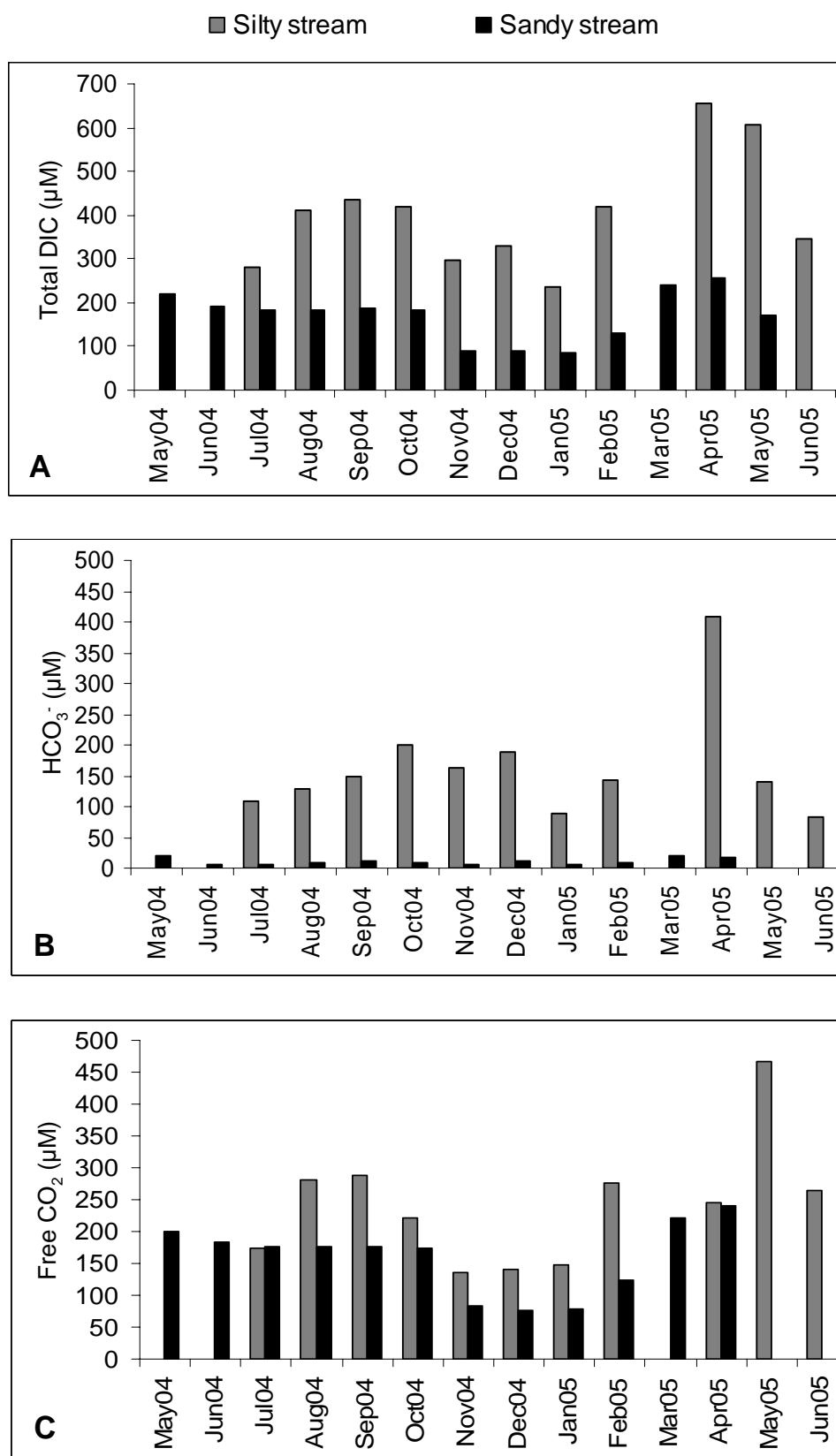


Figure 1. Total dissolved inorganic carbon (total DIC = HCO₃⁻ + CO₃²⁻ + free CO₂) concentrations and fractions (HCO₃⁻ and free CO₂) in the silty and sandy streams.

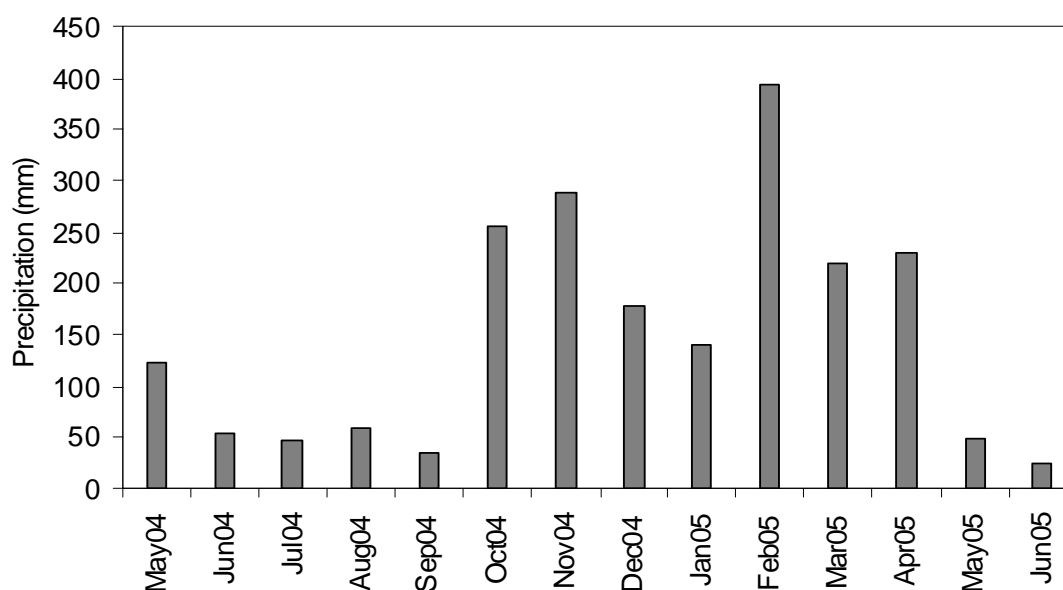


Figure 2. Variation of precipitation from May 2004 to June 2005.

DIC composition — i.e., the fractions of DIC as HCO_3^- and free CO_2 — also varied seasonally (Figure 3). In the silty stream during the dry season, free CO_2 concentrations constituted 70% of the DIC pool versus 30% as HCO_3^- . However, in the rainy season, there was a higher contribution of HCO_3^- (46%) to total DIC. In the sandy stream, free CO_2 concentrations represented more than 90% of total DIC in both seasons. Carbonate (CO_3^{2-}) concentrations were always very low in both streams, because the stream waters were always acidic to neutral in pH.

Both streams drain forested areas, and high rates of root respiration and soil organic matter decomposition yield groundwaters supersaturated in CO_2 . Consequently, in the dry season, when stream water is mainly supplied by groundwater, free CO_2 concentrations tend to be higher. During the rainy season, soil leaching processes intensify, and significant quantities of mineral material (cations and bicarbonates) are entrained into the stream, resulting in higher HCO_3^- contribution to total DIC (Markewitz et al., 2001). These dynamics in relative free CO_2 and HCO_3^- concentrations were reflected in water stream pH, with higher values occurring in the rainy season when HCO_3^- concentrations are higher.

3.4. CO_2 partial pressure (pCO_2)

Figure 4 presents pCO_2 values for both streams relative to atmospheric equilibrium values. pCO_2 values were greater for silty soil stream, mean $3067 \pm 1228 \mu\text{atm month}^{-1}$ and $2321 \pm 1020 \mu\text{atm month}^{-1}$ for sandy soil stream. Seasonality, pCO_2 was higher in the dry season in both streams ($4674 \pm 1845 \mu\text{atm}$ in the silty stream and $2337 \pm 135 \mu\text{atm}$ in the sandy stream). Peak pCO_2 values were observed in May in the silty stream ($5980 \pm 280 \mu\text{atm}$) and in February in the sandy stream ($4990 \pm 791 \mu\text{atm}$). The lowest values were found in November ($1728 \pm 44 \mu\text{atm}$) in the silty stream and in December ($973 \pm 70 \mu\text{atm}$) in the sandy stream.

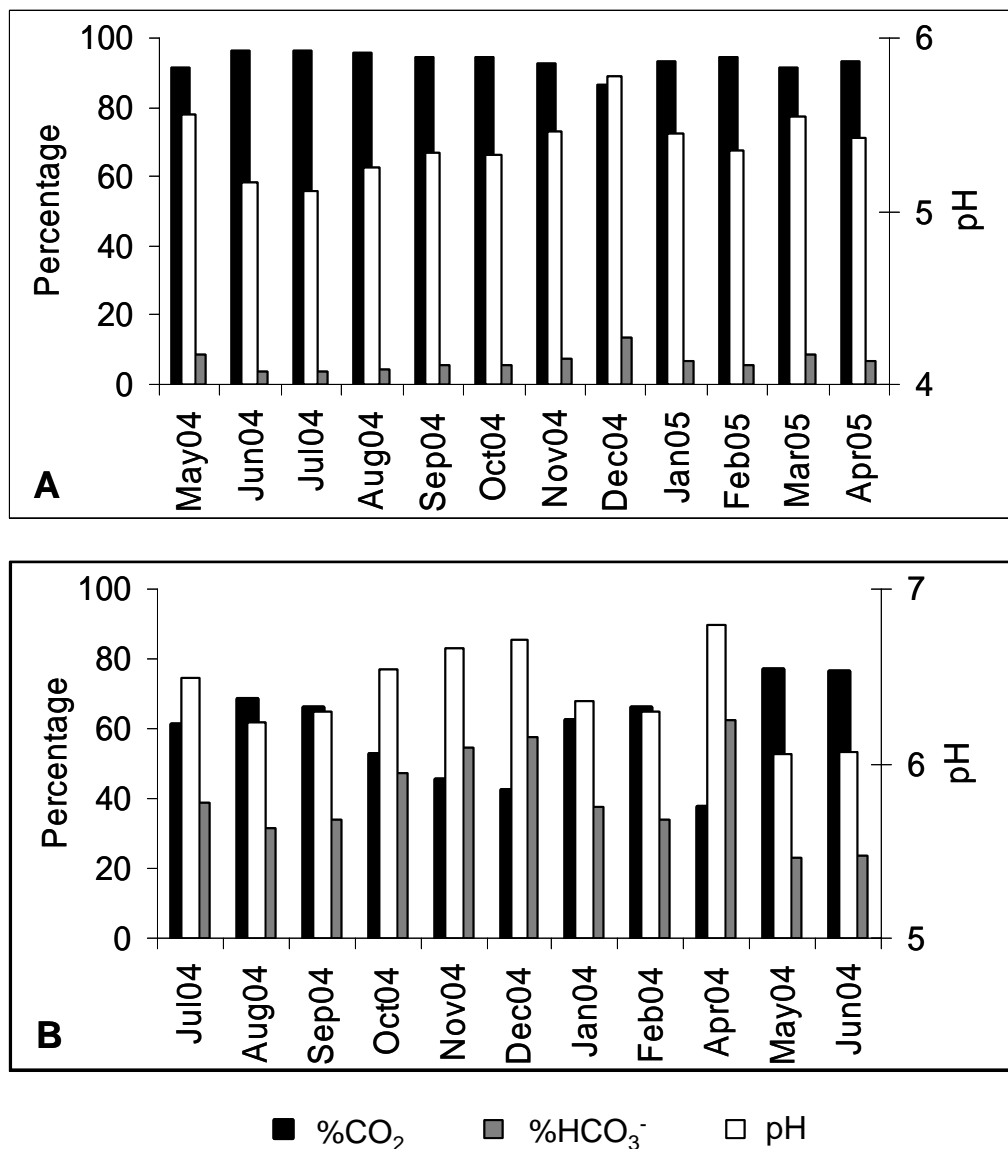


Figure 3. Contribution in percentage of free CO₂ and HCO₃⁻ to total DIC in the sandy stream (A) and the silty stream (B).

As expected, pH values vary inversely to pCO₂. During the dry season, CO₂ concentrations are higher due to respiration and organic matter oxidation occurring both in soil and streams (Cole and Caraco, 2001; Johnson et al., 2006; Johnson et al., in press). This increase in CO₂ partial pressure in turn drives the stream water to more acidic pH values. Conversely, during the rainy season, mineral weathering by carbonic acid (H₂CO₃) results in the addition of bicarbonate to streams, which buffers H⁺ concentrations, resulting in a decrease in CO₂ partial pressure and pH values near neutrality. This weathering process is more dynamic in environments that drain basins with higher cation exchange capacity (CEC), like the silty stream. The dynamic range in pCO₂ values is expected to be lower in streams draining soils with lower CEC, as observed in the sandy stream.

Carbon dioxide concentrations were supersaturated relative to atmospheric pCO₂ (380 μatm) in both streams on all sampling dates. On average, supersaturation in the silty stream is about an order of magnitude higher than atmospheric equilibrium. In the sandy stream, supersaturation is somewhat lower, at about six times atmospheric equilibrium

concentrations. All other factors being equal, we expect that more CO₂ is evaded from streams like the silty stream than those like the sandy stream. Thus, in scaling up gas exchange estimates based on local measurements of pCO₂, it is important to consider the effects of soil type and the influence of seasonal cycles on weathering inputs of buffering carbonate species, which may effectively reduce the pCO₂ available for gas exchange.

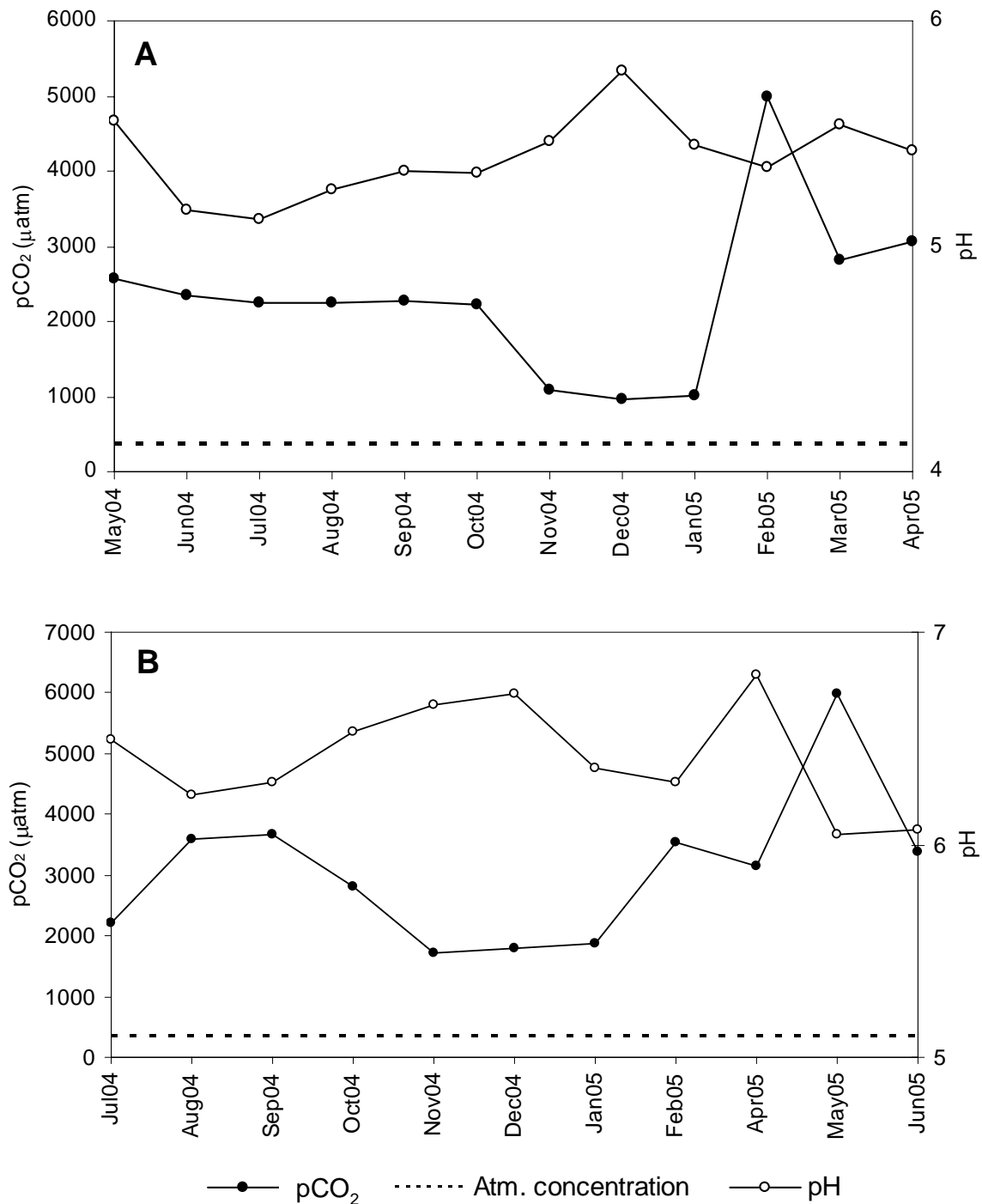


Figure 4. CO₂ partial pressure (pCO₂) and pH in (A) the sandy stream and (B) the silty stream.

4. CONCLUSIONS

According to our results, pH was the parameter that varied most between the streams as a result of soil type's influence on water chemistry, with values more near neutrality found in the silty stream. The concentration and composition of DIC also varied substantially between streams, with greater DIC concentrations in the silty stream, which drains soils with a higher cation exchange capacity. Seasonality also influenced dissolved inorganic carbon dynamics, with higher concentrations observed in the dry season and a greater bicarbonate contribution in rainy season.

Partial pressure of CO₂ also varied between streams and seasonal periods. The silty stream was more supersaturated than the sandy stream, at approximately an order of magnitude more saturated than atmospheric equilibrium. Thus, our results suggest that systems draining soils with greater cation exchange capacity release more CO₂ to atmosphere than those draining poor soils.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

We would like to thank the Federal University of Acre for permitting us to work on their experimental sites; Jorcely Barroso for soil data for both sites; Jeffrey Richey for all comments, insights and discussions; also, all the LBA staff, who supported us with infrastructure. This study was funded by FAPESP projects (03/0778-5 and 03/13172-2) and LBA CD-06, Anthony Aufdenkampe, for help with pCO₂ analyses.

6. REFERENCES

- COGO, M. C. **O papel dos sedimentos em suspensão no metabolismo de rios de micro e meso-escala no estado de Rondônia**. 2005. 66f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz ESALQ, Piracicaba, 2005.
- COLE, JONATHAN J.; CARACO, NINA F. Carbon in catchments: connecting terrestrial carbon losses with aquatic metabolism. **Marine and Freshwater Research**, v. 52, p. 101-110, 2001.
- DEMASTER, D. J.; ALLER R. C. Biogeochemical processes on the Amazon Shelf: changes in dissolved and particulate fluxes during river/ocean mixing. In: **The biogeochemistry of the Amazon basin**. New York: Oxford University Press, 2001. p. 328-357.
- DEVOL, A. H.; FORSBERG, B. R.; RICHEY, J. E.; PIMENTEL, T. P. Seasonal variation in chemical distributions in the Amazon (Solimões) River: a multiyear time series. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 9, p. 307-328, 1995.
- DUARTE, A. F.; ARTAXO NETO, P.; BROWN, I. F.; QUINTELA, T. S.; CHAIM, A. C. **O clima em Rio Branco – Acre Brasil entre os anos 1970 e 2000**. Rio Branco: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico, 2000. (Relatório Técnico).
- ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602p.
- FINLAY, J. C. Controls of streamwater dissolved inorganic carbon dynamics in a forested watershed. **Biogeochemistry**, v. 62, n. 3, p. 231-252, 2003.

- SOUSA, E. dos S.; SALIMON, C. I.; VICTORIA, R. L.; KRUSCHE, A.V.; ALIN, S. R.; LEITE, N. K.. Dissolved inorganic carbon and pCO₂ in two small streams draining different soil types in Southwestern Amazonia, Brazil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 3, n. 2, p. 37-50, 2008. ([doi:10.4136/ambi-agua.51](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.51))
- HEDGES, J. I.; COWIE, G. L.; RICHEY, J. E.; QUAY, P. D.; BENNER, R.; STROM, M. et al. Origins and processing of organic matter in the Amazon River indicate by carbohydrates and amino acids. **Limnology and Oceanography**, v. 39, p. 743-762, 1994.
- HORBE, A. M. C.; GOMES, I. L. F.; MIRANDA, S. F.; SILVA, M. S. R. Contribuição à bioquímica de drenagem no município de Manaus – AM. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 35, n. 2, p. 119-124, 2005.
- HOPE, D.; DOWSON, J. J. C.; CRESSER, M. S.; BILLETT, M. F. A method for measuring free CO₂ in upland streamwater using headspace analysis. **Journal of Hydrology**, v. 166 n. 1/2, p. 1-14, 1995.
- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. São Jose dos Campos, 2007. Disponível em: <<http://www.inpe.br/amz.htm>>. Acesso em: 03 fev. 2007.
- JOHNSON, M. S.; LEHMANN, J.; COUTO, E. G.; NOVÃES FILHO, J. P.; RIHA, S. J. DOC and DIC in flowpaths of Amazonian headwater catchments with hydrologically contrasting soils. **Biogeochemistry**, v. 81, p. 45-57, 2006.
- JOHNSON, M. S.; LEHMANN, J.; RIHA, S. J.; KRUSCHE, A.V.; RICHEY, J. E.; OMETTO, J. P. H. B. et al. CO₂ efflux from Amazonian headwater stream represents a significant fate for deep soil respiration. **Geophysical Research Letters**, 2008, In press.
- LEITE, N. K. **A bioquímica do rio Ji-Paraná**. 2004, 44f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistemas) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz ESALQ, Piracicaba, 2004.
- MARKEWITZ, D.; DAVIDSON, E. A.; FIGUEIREDO, R. O.; VICTORIA, R. L.; KRUSCHE, A. V. Control of cation concentrations in stream waters by surface soil processes in an Amazonian watershed. **Nature**, v. 410, p. 802-805, 2001.
- MAYORGA E.; AUFDENKAMPE, A. Processing of bioactive elements in the Amazon River system. In: **The ecohydrology of South American rivers and wetlands**. Miami: Florida Internacional University 2001. p. 1-20.
- MAYORGA, E. **Isotopic constraints on sources and cycling of riverine dissolved inorganic carbon in the Amazon basin**. 2004. 227f. Dissertation (Doctor) - University of Washington, Seattle, 2004.
- MAYORGA, E.; AUFDENKAMPE, A. K.; MASIELO, C. A.; KRUSCHE, A. V.; HEDGES J. I.; QUAY, P. D. et al. Young organic matter as a source of carbon dioxide outgassing from Amazonian rivers. **Nature**, v. 436, p. 538-541, 2005.
- MORTATTI, J.; PROBST, J. L. Silicate rock weathering and atmospheric/soil CO₂ uptake in the Amazon basin estimated from river water geochemistry: seasonal and spatial variations. **Chemical Geology**, v. 197, n. 1/4, p. 177-196, 2003.
- PETRI, S.; FULFARO, V. J. **Geologia do Brasil**. São Paulo: EDUSP, 1998.
- RASERA, M. F. F. L. **O papel das emissões de CO₂ para a atmosfera, em rios da bacia do Ji-Paraná (RO), no ciclo regional do carbono**. 2005. 69f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Centro de Energia Nuclear na Agricultura CENA, Piracicaba, 2005.

SOUSA, E. dos S.; SALIMON, C. I.; VICTORIA, R. L.; KRUSCHE, A.V.; ALIN, S. R.; LEITE, N. K.. Dissolved inorganic carbon and pCO₂ in two small streams draining different soil types in Southwestern Amazonia, Brazil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 3, n. 2, p. 37-50, 2008. ([doi:10.4136/ambi-agua.51](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.51))

RICHEY, J. E.; HEDGES, J. I.; DEVOL, A. H.; QUAY, P. D. Biogeochemistry of carbon in the Amazon River. **Limnology and Oceanography**, v. 35, n. 2, p. 352-372, 1990.

RICHEY, J. E.; MELACK, J. M.; AUFDENKAMPE, A. K.; BALLESTER, V. M.; HESS, L. L. Outgassing from Amazonian rivers and wetlands as a large tropical source of atmospheric CO₂. **Nature**, v. 416, p. 617-620, 2002.

SALIMON, C. I.; VICTORIA, R. L.; BROWN, I. F.; STONE, T.; DAVIDSON, E. A. Mudanças de cobertura da terra e fluxo de CO₂ para a atmosfera na Amazonia Sulocidental. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 11., 05 a 10 de abril, Belo Horizonte. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2003. p. 699-705.

SILVEIRA, M. Ecological aspects of bamboo-dominate Forest in southwestern Amazônia: an ethnoscience perspective. **Ecotropica**, v. 5, p. 213-216, 1999.

TELMER, K.; VEIZER, J. Carbon fluxes, pCO₂ and substrate weathering in a large northern river basin, Canadá: carbon isotope perspectives. **Chemical Geology**, v. 159, n. 1/4, p. 61-86, 1999.



Evaporative cooling: water for thermal comfort (doi:10.4136/ambi-agua.52)

José Rui Camargo

Mechanical Engineering Department, UNITAU, University of Taubaté
E-mail: rui@unitau.br

ABSTRACT

Evaporative cooling is an environmentally friendly air conditioning system that operates using induced processes of heat and mass transfer, where water and air are the working fluids. It consists, specifically, in water evaporation, induced by the passage of an air flow, thus decreasing the air temperature. This paper presents three methods that can be used as reference for efficient use of evaporative cooling systems, applying it to several Brazilian cities, characterized by different climates. Initially it presents the basic operation principles of direct and indirect evaporative cooling and defines the effectiveness of the systems. Afterwards, it presents three methods that allows to determinate where the systems are more efficient. It concludes that evaporative cooling systems have a very large potential to propitiate thermal comfort and can still be used as an alternative to conventional systems in regions where the design wet bulb temperature is under 24°C.

Keywords: evaporative cooling; air conditioning; thermal comfort.

Resfriamento evaporativo: água para conforto térmico

RESUMO

Resfriamento evaporativo é um sistema de condicionamento de ar ambientalmente amigável, que opera por meio de processos induzidos de transferência de calor e massa, nos quais a água e o ar são os fluidos de trabalho. Consiste na evaporação de água, induzida pela passagem de uma corrente de ar, o que provoca uma redução na temperatura do ar. Este trabalho apresenta três métodos que podem ser utilizados como referência para a aplicação eficiente de sistemas de resfriamento evaporativo, aplicando-os a algumas cidades brasileiras, caracterizadas por condições climáticas diversas. Apresenta-se, inicialmente o princípio de operação dos sistemas de resfriamento evaporativo direto e indireto e define-se a efetividade dos sistemas. Após, são apresentados os três métodos, concluindo-se que os sistemas de resfriamento evaporativo tem grande potencial para oferecer conforto térmico, podendo ser utilizado como uma alternativa aos sistemas de condicionamento de ar convencionais em regiões onde a temperatura de bulbo úmido de projeto é menor que 24°C.

Palavras-chave: resfriamento evaporativo; condicionamento de ar; conforto térmico.

1. INTRODUCTION

An evaporative cooling system operates using induced processes of heat and mass transfer, where water and air are the working fluids. It consists, specifically, in water evaporation, induced by the passage of an air flow, thus decreasing the air temperature. When water evaporates into the air to be cooled, simultaneously humidifying it, that is called direct evaporative cooling (DEC) and the thermal process is the adiabatic saturation. The main characteristic of this process is the fact that it is more efficient when the temperatures are higher, that means, when more cooling is necessary for thermal comfort. It has the additional attractiveness of low energy consumption and easy maintenance. Due to use total airflow renewal, it eliminates the recirculation flow and proliferation of fungi and bacteria, a constant problem in conventional air conditioning systems. Due to its characteristics the evaporative cooling system is more efficient in places where the climate is hot and dry but it can also be used under other climatic conditions.

2. RECENT DEVELOPMENTS

Several authors dedicated their researches to the development of direct and indirect evaporative cooling systems. Watt (1963) developed the first serious analyses of direct and indirect evaporative systems; Leung (1995) presents an experimental research of the forced convection between an air flow and an inner surface of a horizontal isosceles triangular duct; Halaz (1998) presented a general dimensionless mathematical model to describe all evaporative cooling devices used today; Camargo, Cardoso and Travelho (2000) developed a research where a thermal balance study for direct and indirect cooling systems was developed; Camargo and Ebinuma (2002) presented the principles of operation for direct and indirect evaporative cooling systems and the mathematical development of the equations of thermal exchanges, allowing for the determination of heat transfer convection coefficients for primary and secondary air flow; Dai and Sumathy (2002) investigated a cross-flow direct evaporative cooler, in which the wet honeycomb paper constitutes the packing material and the results indicate that there exists an optimum length of the air channel and the performance can be improved by optimizing some operation parameters; Liao and Chiu (2002) developed a compact wind tunnel to simulate evaporative cooling pad-fan systems and tested two alternative materials; Al-Sulaiman (2002) evaluated the performance of three natural fibers (palm fiber, jute and luffa) to be used as wetted pads in evaporative cooling; Camargo, Ebinuma and Silveira (2003) presents a thermoeconomic analysis method based on the first and second law of thermodynamics and applied to an evaporative cooling system coupled to an adsorption dehumidifier; Hasan and Sirén (2003) investigated the performance of two evaporatively heat exchangers operating under similar conditions of air flow and inlet water temperatures; Camargo, Ebinuma and Cardoso (2003) presents the basic principles of the evaporative cooling processes for human thermal comfort and presents the mathematical development of the thermal exchanges equations, allowing the determination of the effectiveness of saturation.

3. EVAPORATIVE COOLING SYSTEMS

The principle underlying direct evaporative cooling is the conversion of sensible heat to latent heat. Non-saturated air is cooled by heat and mass transfer increases by forcing the movement of air through an enlarged liquid water surface area for evaporation by utilizing blowers or fans. Some of the sensible heat of the air is transferred to the water and becomes latent heat by evaporating some of the water. The latent heat follows the water vapor and diffuses into the air.

Figure 1 shows a schematic direct evaporative cooling system, where water is running in a loop and the makeup water entering the sump to replace evaporated water must be at the same adiabatic saturation temperature of the incoming air. In a DEC, the heat and mass transferred between air and water decreases the air dry bulb temperature (DBT) and increases its humidity, keeping the enthalpy constant (adiabatic cooling) in an ideal process. The minimum temperature that can be reached is the thermodynamic wet bulb temperature (TWBT) of the incoming air. The effectiveness of this system is defined as the rate between the real decrease of the DBT and the maximum theoretical decrease that the DBT could have if the cooling were 100% efficient and the outlet air were saturated. Practically, wet porous materials or pads provide a large water surface in which the air moisture contact is achieved and the pad is wetted by dripping water onto the upper edge of vertically mounted pads.

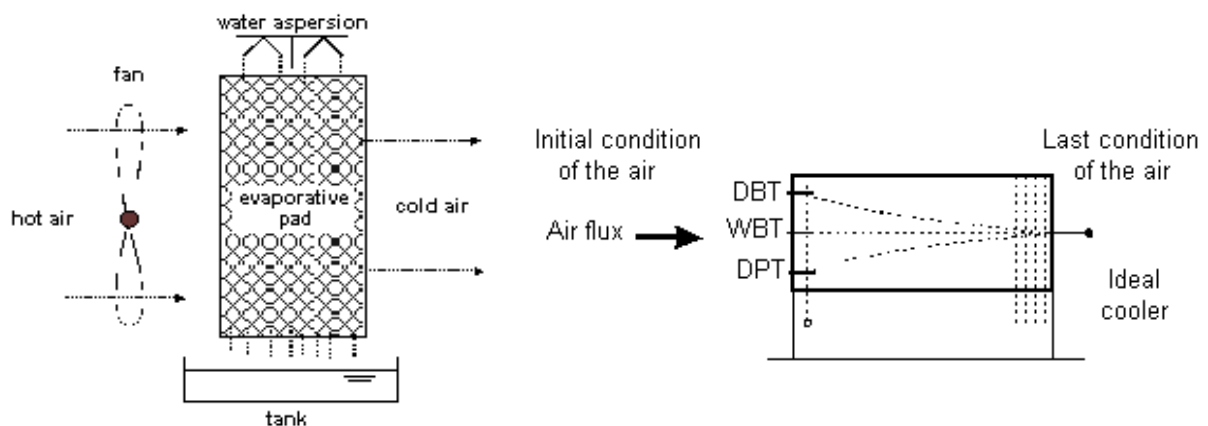


Figure 1. Direct evaporative cooling (DEC).

Another system uses indirect cooling equipment, where air, relatively dry, is separated from the wet airside, where liquid have been evaporated. In the indirect evaporative cooling system (IEC), the process air (primary air) transfers heat to a secondary airflow or to a liquid that has been cooled by evaporation.

Both dry side and air enthalpy on this side are decreased, in contrast to the temperature adiabatic decrease of a direct evaporative cooling. Figure 2 shows two kinds of indirect evaporative cooling system: plate type (Fig. 2a) and tube type (Fig. 2b).

The effectiveness of an evaporative cooling is defined as the rate between the real decrease of dry bulb temperature and the maximum theoretical decrease that dry bulb temperature could have if the cooling were 100% efficient and the outlet air were saturated. In this case the outlet dry bulb temperature would be equal to the inlet wet bulb temperature (Trane, 1978).

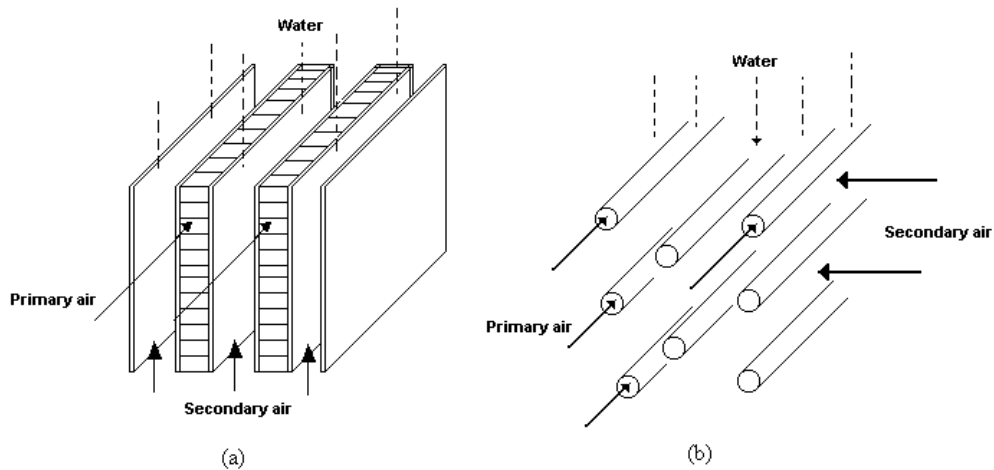


Figure 2. Indirect evaporative cooling: (a) plate, (b) tube.

For an ideal evaporative cooler, it means, 100% efficient, the dry bulb temperature and dew point should be equal to the wet bulb temperature.

The psychrometric chart in Fig. 3 illustrates what happens when the air runs through an evaporative unit. Assuming the condition that the inlet dry bulb temperature is 35°C and the wet bulb temperature is 25°C (point 1), the initial difference is 10°C. The process 1-2 represents an indirect evaporative unit and the process 1-3 represents a direct evaporative unit. If the efficiency of the direct unit is 90% (Munters, 1999), the depression will be 9°C and the dry bulb temperature of the air leaving this unit will be $35 - 0.9 \times 10 = 26^\circ\text{C}$ (point 3). Taking a 70% efficiency for the indirect unit (Munters, 1999), the dry bulb temperature of the air leaving this unit will be 28°C (point 2).

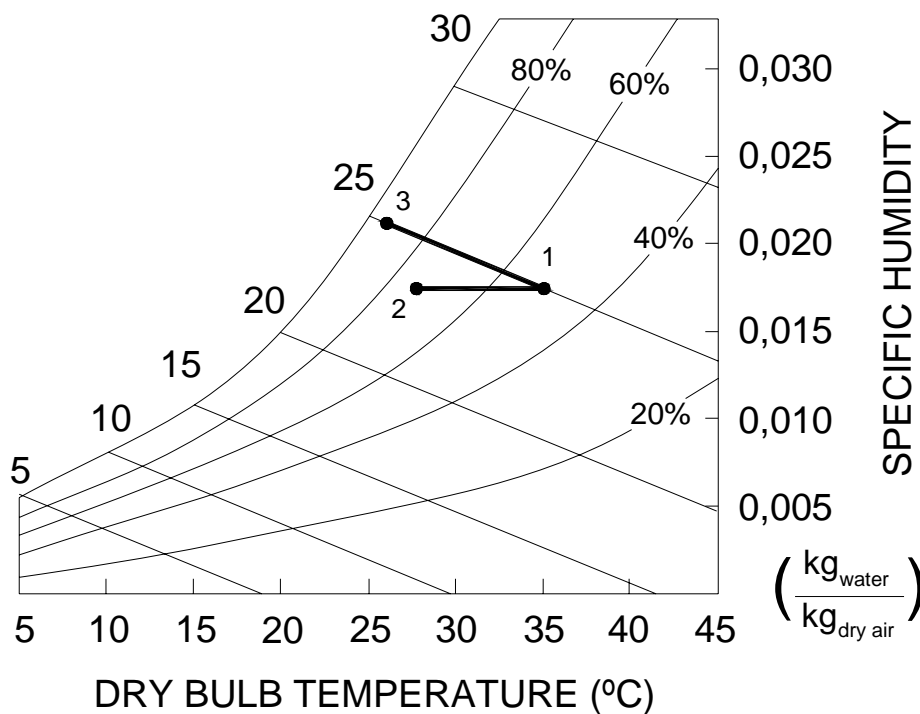


Figure 3. Psychrometric chart showing the condition: (1) outside air, (2) air leaving the indirect unit and (3) air leaving the direct unit.

4. PERFORMANCE OF INDIRECT AND DIRECT SYSTEM FOR SOME PLACES

Direct and indirect evaporative coolers can be coupled in order to reach some thermal comfort conditions. A typical arrangement couples, in series, first an indirect evaporative cooler and, after, a direct one. The performance expected for the direct and indirect evaporative cooling systems is show in Table 1. It was determined for outside conditions with design dry bulb temperature and wet bulb temperature coincidence of 1% for the cities selected. The effectiveness of direct system was assumed with 70% and in the indirect system with 90% (Munters, 1999).

Table 1. Outlet stages temperatures.

City	DBT (Design)/ WBT coincident (1%)	DBT outlet indirect stage (°C)	DBT outlet direct stage (°C)
Belém	32,3/27	28,6	26,4
Belo Horizonte	30/24,4	26,1	23,7
Brasília	30/22	24,4	22,7
Curitiba	30/23	25,1	22,1
Florianópolis	32/27,1	28,6	26,6
Fortaleza	31,4/26	27,6	25,4
Maceió	32/25,7	27,6	24,6
Natal	31,5/25,7	27,5	25,0
Porto Alegre	35/26,3	28,9	25,4
Recife	31,6/25,8	27,6	25,1
Rio de Janeiro	35,3/27,3	29,7	26,5
Salvador	31,2/26,1	27,6	25,5
São Luis	32,5/26,5	28,3	25,8
São Paulo	30,6/23	25,3	22,0
Vitória	33,5/27,4	29,3	26,7

5. METHODS TO EVALUATE EVAPORATIVE COOLING SYSTEMS

This section presents three methods that may be used to verify the viability of using evaporative cooling equipment of air conditioning for human thermal comfort (Camargo, 2000) and their application to several cities.

5.1. Method 1: feasibility index

A fast method to evaluate approximately the potential of the evaporative cooling is based on the Feasibility Index (FI), defined by:

$$FI = WBT - \Delta T$$

Where $\Delta T = (DBT - WBT)$ is the wet bulb depression. DBT and WBT are, respectively the dry bulb temperature and the wet bulb temperature of the outside air. This index decreases as the difference between dry bulb and wet bulb temperature increases, i.e. as air relative

humidity decreases. It shows that, the smaller FI is, more efficient the evaporative cooling will be. Thus, this number indicates the evaporative cooling potential to give thermal comfort.

Watt (1963) recommend that indices that are under or equal to 10 indicate a comfort cooling, indices between 11 and 16 indicate lenitive cooling (relief) and indices above 16 classify the place as not recommended for use evaporative cooling systems.

From these limits it is possible to conclude that, to reach a comfort recommended performance index, a wet bulb depression from, at least, 12°C, is needed. It corresponds, e.g. to a DBT of 34°C with WBT of 22°C, characterizing a region with relative humidity of approximately 35%.

5.2. Method 2: cooling process vectors

Another method to determine evaporative cooling potential is through a psychometric chart giving comfort areas and vectors representing the cooling process. Local climatic condition must be plotted in this chart giving the vector application point. If, through evaporative cooling vector representation is possible to reach the comfort zone, then evaporative systems are possible to be used in that region.

Figure 4 shows vectors of three different cooling processes:

AB – direct evaporative cooling

AD – indirect first stage (AC) and direct second stage (CD)

EF – conventional air conditioning

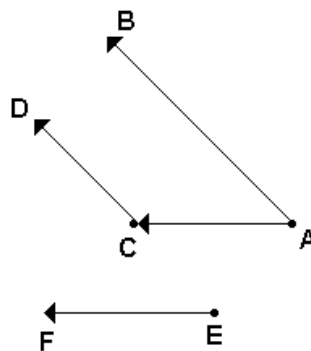


Figure 4. Cooling process vectors.

This method determines, in the psychometric chart, a zone, from where it is possible to reach the comfort zone by means of direct or indirect cooling. To determine this zone limits, values of the specific humidity were fixed and its corresponding dry bulb temperature (DBTC) on the limit line of the comfort zone were obtained, that is,

$$DBT_C = DBT_L - \varepsilon_i (DBT_L - WBT)$$

Where DBTC is the dry bulb temperature in the limit line on the right and DBTL is the dry bulb temperature in the limit line of the ASHRAE comfort zone. With the help of a software developed by the authors, the values of its corresponding wet bulb temperature WBTW and, finally, the DBTL temperature of the above equation were obtained.

If the point is under the representative line of an IEC with *i = 60% or 70% it is possible to use this system for comfort cooling. Figure 5 shows the result.

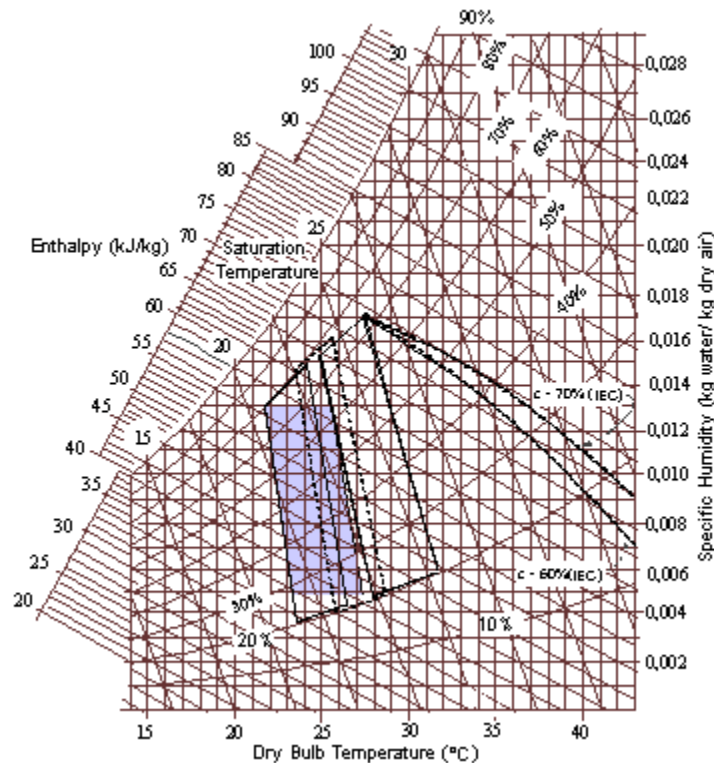


Figure 5. Delimitation of the area where it is possible to reach the evaporative cooling comfort area.

5.3. Method 3: nomograph and template

This method is an adaptation of what was proposed by Watt (1963) and by Watt and Brown (1997).

If both final indoor or process condition are known for each region, the effective temperature chart allows the determination of the maximum permissible local outdoor wet bulb temperature and the minimum average outdoor wet bulb depression required for such performance. The first one becomes the maximum permissible design wet bulb temperature for the location and the latter is converted into the required minimum design wet bulb depression.

Figure 6 is an adapted thermometric chart that shows the interaction, during summer, of the dry bulb temperature, wet bulb temperature and air speed in the representation of the effective temperature. ASHRAE comfort zone for 41° North Latitude (the first comfort chart was made in Pittsburgh, in this latitude) has been superimposed upon it, its upper limit on 26.1°C temperature effective.

To determine the outdoor climatic condition necessary to achieve the comfort cooling, as defined above, a calculator template, showed in its inferior side, is used and it is useful to fix the comfort cooling limits (superior template) and to the relief (inferior template).

In order to use the template, first it is necessary to copy it into a transparent paper. Then put it over the chart with the “indoor conditions” line crossing the intersection of the maximum permissible air speed with the regional comfort zone maximum permissible effective temperature. The template lower right intersection indicates maximum outdoor wet bulb temperature able to give comfort, under the given conditions. The template maximum difference between dry bulb temperature and wet bulb temperature indicates the minimum average outdoor wet bulb depression required.

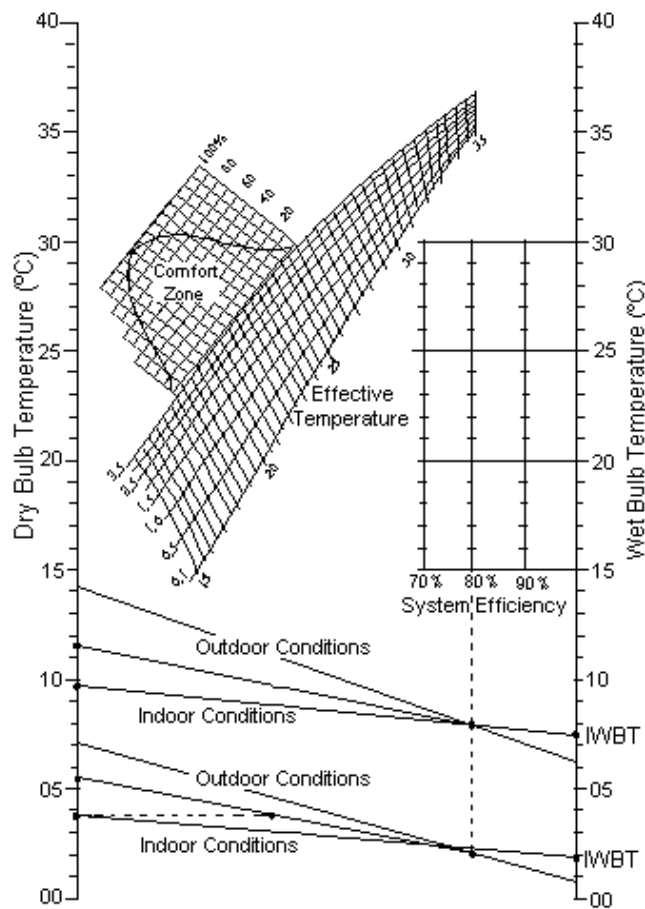


Figure 6. Nomograph and template.

Watt (1963) says that comfort cooling through DEC in the 41° north latitude (Pittsburgh) must give a 26.1°C effective temperature, requiring design WBT not above 24.8°C.

6. ECONOMY

There are, now a days in operation, more than 20 millions of residential evaporative cooling in all world, saving approximately 60 millions of petroleum's drum and avoiding the emission of 27 billions of CO₂ pounds yearly. In the USA, only the fair of residential evaporative cooling moves US\$ 180 millions in the year, with more than 4 millions of units installed. The cost per unit of equipment is between US\$ 35 for simple direct system and US\$ 2000 for completely systems with ducts, and the average cost between US\$ 300 and US\$ 700. The direct settling reduce the operation costs between 25% and 40% when is compared with costs of mechanicals refrigeration only (ASHRAE, 1995), to produce the same cooling effect. A direct/indirect system can be saving between 40% and 50% of energy in moderately wet areas.

7. RESULTS AND DISCUSSION

Using the method called "feasibility index (FI)", whose values give the possibility of obtaining cooling for comfort or relief, it is possible to check that performance index values

under or equal to 10 are obtained, for example, to Cordoba and Tucuman, in Argentina, and Santiago, in Chile. In Brazil it is possible to find indices between 11 and 16 for Petrolina (PE), Uberlândia (MG), Campinas (SP), Pirassununga (SP), Brasília (DF), Campo Grande (MT), Londrina (PR), Caxias do Sul (RS) and Santa Maria (RS), among others.

Through “vectors cooling process” method it is possible to verify that a basic requirement to fit onto a region where it is possible to reach the comfort zone is the wet bulb temperature being below 24°C. In regions where climatic conditions do not allow reaching the comfort zone only through evaporative cooling, it is possible to use a pre-dehumidification process of the air by adsorption, direct / indirect associated systems or to use the mechanical cooling as a support system. Some cities whose climates conditions allow arrive the ASHARE comfort zone only with evaporative cooling are: Belo Horizonte (MG), Brasília (DF), Campinas (SP), Caxias do Sul (RS), Curitiba (PR), Londrina (PR), São Paulo (SP) and Uberlândia (MG), among others. For places with climates conditions that no allow arrive the comfort are only through the evaporative cooling can be used in process of pre-dehumidification the air by adsorption or mechanicals refrigeration support.

The method called “nomograph and template” allows to determinate the maximum design WBT and, through it, it is possible to obtain the results described below.

The comfort zone increases the effective temperature curve by 5°C for each 5° reduction in latitude. Evaporative cooling placed in northern Argentina, Uruguay and Rio Grande do Sul must obtain maximum 26.8°C ET (effective temperature), requiring 24.4°C design WBT or lesser, for air speed of 0.1 m/s. At the same way, with the same air speed, regions in northern Rio Grande do Sul, Santa Catarina and in southern Paraná must have 27.3°C ET or less, where 24.9°C is the maximum permissible design WBT. In northern Paraná, São Paulo, Rio de Janeiro, Mato Grosso do Sul and in southern Minas Gerais the comfort cooling needs to obtain 27.8°C ET or less, requiring the maximum design WBT of 25.5°C. Northern Minas Gerais and southern Mato Grosso and Goiás require maximum design WBT of 26°C. Bahia, southern Tocantins, northern Mato Grosso, Rondonia and Acre require maximum design WBT of 26.6°C. Southern Maranhão, northern Tocantins, southern Pará and southern Amazonas request maximum design WBT of 27.3°C. Finally, the northern Maranhão, northern Pará, northern Ceará, northern Amazonas, Amapá and Roraima require maximum design WBT of 27.9°C. The values presented above are related to the maximum required design WBT, that is, the temperature that takes to the upper limit of the comfort zone presented in the nomograph of Fig.7. For WBT values providing comfort to 100% of the occupants, the temperatures presented above must be reduced in approximately 4.5°C.

8. CONCLUSIONS

This paper presents a methodology and a systematic study related to evaporative cooling systems applied to tropical and equatorial regions and the methods presented here are useful to evaluate the technical viability of evaporative cooling systems for human thermal comfort. It allows to the correct determination of where and how evaporative cooling systems can be efficiently used.

Evaporative cooling systems, although not widely used in Brazil, have a very large potential to produce thermal comfort and can be an alternative to the conventional systems in regions where the wet bulb temperature is relatively low. Moreover, it may also be used with conventional systems where only the evaporative system cannot supply all of the needs for comfort. Some possible alternatives are the multistage systems and the adsorption pre-humidifying systems.

Regions with design wet bulb temperature lower than 24°C are places where evaporative cooling air conditioning systems may be used with great efficiency.

The most important data for an engineer or designer, however, when considering evaporative system applications, is updated climatic registers for each specific region in order to find out what can be done with regard to thermal comfort.

The methods presented in this paper, although illustrated for evaporative cooling, may also be used for other air conditioning systems.

9. ACKNOWLEDGEMENTS

The author wish to acknowledge the technical support provided by CNPq (Conselho Nacional do Desenvolvimento Científico e Tecnológico).

10. REFERENCES

- AL-SULAIMAN, F. Evaluation of the performance of local fibers in evaporative cooling. **Energy Conversion & Management**, Oxford, v. 43, p.2267-73, 2002.
- AMERICAN SOCIETY OF HEATING, REFRIGERATING AND AIR CONDITIONING ENGINEERS. **ASHRAE handbook applications**. Si Ed. Atlanta: ASHRAE, 1995. Cap. 47.
- CAMARGO, J. R. **Análise de métodos para avaliar a viabilidade técnica de sistemas de resfriamento evaporativo aplicados ao condicionamento de ar para conforto**. 2000, 106f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) - Universidade de Taubaté, Taubaté, 2000.
- CAMARGO, J. R.; CARDOSO, S.; TRAVELHO, J. S. Condicionamento de ar por resfriamento evaporativo. In: CONGRESO CHILENO DE ENGENHARIA MECÂNICA, **9.**, CONGRESO NACIONAL COCIM-CONAE 2000, 4., Valparaiso, 2000. **Proceedings...** Valparaiso: [S.n]., 2000.
- CAMARGO, J. R.; EBINUMA, C. D. A mathematical model for direct and indirect evaporative cooling air conditioning systems. In: BRAZILIAN CONGRESS OF THERMAL ENGINEERING AND SCIENCES, ENCIT, 9., João Pessoa, 2002. **Proceedings...** João Pessoa: UFPB, 2002. p. CIT02-0855.
- CAMARGO, J. R.; EBINUMA, C. D.; CARDOSO, S. A mathematical model for direct evaporative cooling air conditioning system. **Engenharia Térmica**, Curitiba, n. 04, p. 30-34, 2003.
- CAMARGO, J. R.; EBINUMA, C. D.; SILVEIRA, J. L. Thermoeconomic analysis of an evaporative desiccant air conditioning system. **Applied Thermal Engineering**, n. 23, p.1537-2549, 2003.
- DAI, Y. J.; SUMATHY, K. Theoretical study on a cross-flow direct evaporative cooler using honeycomb paper as packing material. **Applied Thermal Engineering**, v. 22, p.1417-1430, 2002.
- HALAZ, B. A. A General mathematical model of evaporative cooling devices. **Rev. Gén. Therm. Elsevier**, Paris, v. 37, p.245-255, 1998.

CAMARGO, J. R. Evaporative cooling: water for thermal comfort. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 3, n. 2, p. 51-61, 2008. ([doi:10.4136/ambi-agua.52](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.52))

HASAN, A.; SIRÉN, K. Performance investigation of plain and finned tube evaporatively cooled heat exchangers. **Applied Thermal Engineering**, v. 23, p.325-340, 2003.

LEUNG, C. W. Forced convection inside horizontal isosceles triangular ducts. In: **IMECHE Conference Transactions**. London: Mechanical Engineering Publications, 1995. p.117-121.

LIAO, C.; CHIU, K. Wind tunnel modeling the system performance of alternative evaporative cooling pads in Taiwan region. **Building and Environment**, v. 37, p.177-187, 2002.

MUNTERS BRASIL. **Sistema de ventilação com resfriamento através do processo natural de evaporação da água**. Curitiba: Munters, 1999. 1 Apostila mimeografada.

TRANE COMPANY. **Trane air conditioning manual**. La Crosse: The Trane Company, 1978. 456p.

WATT, J. R. **Evaporative air conditioning**. New York: The Industrial Press, 1963. 300p.

WATT, J. R.; BROWN, W. K. **Evaporative air conditioning handbook**. 3. ed. Lilburn: The Fairmont Press, 1997. 507 p.



Avaliação do desempenho de equações de regionalização de vazões na bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Bárbara, Goiás, Brasil (doi:10.4136/ambi-agua.53)

**Ana Paula Fioreze¹; Luiz Fernando Coutinho de Oliveira²; Alexandre Puglisi
Barbosa Franco³**

¹Engenheira Agrônoma, M.Sc. em Agronomia e Esp. em Gestão de Recursos Hídricos – Rua 82, s/n,
Palácio Pedro Ludovico Teixeira, 1º andar – CEP 74088-900 – Goiânia, GO
E-mail: anafioreze@semarh.goias.gov.br

² Professor Associado da UFG/UFLA, Bolsista do CNPq, Departamento de Engenharia, Universidade
Federal de Lavras, Campus da UFLA – CEP 37200-000 – Lavras, MG
E-mail: lfco@pq.cnpq.br

³ Engenheiro Agrônomo, M.Sc. em Agronomia
E-mail: alexandre@imparag.com.br

RESUMO

A disponibilidade de informações sobre as vazões de referência é essencial para a gestão dos recursos hídricos. Grande parte das pequenas bacias hidrográficas brasileiras não tem suas vazões monitoradas. A regionalização de vazões é uma das alternativas para a obtenção dessas informações. No entanto, esses modelos constituem uma representação simplificada dos fenômenos naturais, sujeita a erros, e devem ser testados antes de sua aplicação. Este trabalho avaliou o desempenho de equações de regionalização das vazões média de longo período, mínima, máxima, com 95% de permanência, mínima com sete dias de duração e dez anos de tempo de retorno e médias mensais ajustadas para a região da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Bárbara, em Goiás, compreendida entre as coordenadas 17°45' e 18°15' de latitude sul e 49°36' e 50°03' de longitude oeste e com área de 1371,16 km². As equações foram consideradas satisfatórias para estimar as vazões médias na saída dessa bacia hidrográfica, mas inadequadas para os eventos extremos (vazões máximas e mínimas), obtendo-se melhores resultados com as equações ajustadas após a definição de regiões homogêneas. A Q₀₅, vazão de referência à outorga no Estado de Goiás, foi satisfatoriamente estimada pela equação que envolve a área e a densidade de drenagem da bacia, produzindo resultados mais significativos que os fornecidos por poucas medições efetuadas no local.

Palavras-chave: recursos hídricos; disponibilidade hídrica; vazões de referência.

Evaluation of regionalization flows models performance at Santa Bárbara River Basin, Goiás, Brazil

ABSTRACT

Information on river flows is essential for water resources management. Most of the Brazilian small watersheds is ungauged. Regionalization of hydrologic information is an alternative way to get this lacking information. The regionalization models, however, are a simplified representation of natural phenomena, what could lead to miscalculation. Therefore, these models should be tested before being used as a management tool. This paper evaluates the performance of the regionalization models created for the Santa Bárbara River Basin

region, in Goiás. This river basin is located between 17°45' and 18°15' South and 49°36' and 50°03' West and has a catchment area of 1371,16 km². The models estimate average streamflow, maximum streamflow, minimum streamflow, the 95% duration streamflow, the seven day, ten years, minimum streamflow and the monthly-average streamflows. The tested streamflow regionalization models proved to be good enough for average flows, but not for maximum and minimum events. The models based on homogeneous regions were superior to those that ignored that aspect. The model that uses drainage area and density to estimate the 95% duration streamflow could be used in water resources management with little error. The use of this model would better represent the water availability at Santa Bárbara River Basin than a few local measurements currently used.

Keywords: water resources; water availability; reference flows.

1. INTRODUÇÃO

Para a adequada gestão dos recursos hídricos, é preciso conhecer o comportamento hidrológico das bacias hidrográficas. Segundo Arnéz (2002), é necessária a definição da vazão disponível para alocação aos usuários, obtida a partir da vazão de referência, utilizada como base para o processo de gestão dos recursos hídricos. Em Goiás, a Resolução N° 11, de 20 de março de 2007, aprovada pelo Conselho Estadual de Recursos Hídricos, determina a adoção da vazão com garantia de permanência em 95% do tempo (Q₉₅) como vazão de referência e a porção de 50% dessa como vazão alocável. Isso não exclui, porém, a necessidade de conhecimento de outras vazões para o planejamento de obras e outras atividades de gestão (Arnéz, 2002). Decisões tomadas a partir de informações de vazão pouco representativas podem comprometer a gestão e o planejamento de recursos hídricos.

A determinação da disponibilidade hídrica necessita de monitoramento contínuo e a realização de estudos complementares. Esse conhecimento é obtido, preferencialmente, de dados históricos de vazões dos mananciais. A implantação de postos de medição de vazão em número e localização suficientes para a representação do comportamento fluviométrico de uma área, no entanto, nem sempre é um procedimento viável pelo alto custo envolvido e pela falta de recursos disponíveis.

A maioria das bacias hidrográficas não dispõe de dados fluviométricos suficientes. Silveira e Tucci (1998), ao desenvolverem estudo para a quantificação de vazão em pequenas bacias hidrográficas, constataram que a atual rede hidrometeorológica brasileira contempla as grandes bacias hidrográficas, com áreas maiores que 500km², e que as pequenas bacias, com áreas de drenagem inferiores a 100km², apresentam carência quase total de dados. Os mesmos autores afirmam, ainda, que a carência de dados fluviométricos leva a grandes incertezas na avaliação quantitativa dos recursos hídricos.

A escassez de dados históricos torna necessária a busca por soluções alternativas que levem ao conhecimento da disponibilidade hídrica das bacias hidrográficas. Segundo Silva Júnior (2001), devido à escassez de dados em pequenas bacias, suas variáveis hidrológicas são obtidas pela transferência de informações hidrológicas de grandes bacias, que, normalmente, têm maior disponibilidade de dados hidrológicos. Isso é alcançado pelo procedimento de regionalização de vazões, que permite a transferência de dados fluviométricos de um local para outro hidrológicamente semelhante, baseando-se nas relações de homogeneidade entre as regiões (Tucci, 2004). Obregon et al. (1999), estudando as séries de vazão estendidas para a regionalização, afirmam que, em bacias com carência de dados

hidrológicos, a regionalização de vazões constitui um procedimento muito valioso para a avaliação dos recursos hídricos.

O emprego das equações de regionalização deve ser efetuado somente quando houver segurança quanto ao seu desempenho em refletir o comportamento hidrológico da bacia. Sugai et al. (1998) encontraram discrepâncias de 3 a 75% para a Q_{95} ao comparar os valores estimados por equações de regionalização com valores obtidos de dados observados em bacias hidrográficas do Estado do Paraná.

As principais incertezas na determinação da disponibilidade hídrica de uma bacia provêm das amostras das informações, dos dados de entrada e saída do modelo, da estrutura e dos parâmetros do modelo (Cruz, 2001). Isso decorre do fato de que os modelos são uma representação simplificada da natureza, na qual há perda de informações. Assani et al. (2006) procuraram, com o método de regionalização que denominaram “eco-geográfico”, incorporar outras características do escoamento de maior interesse à ecologia e que envolvessem fatores ambientais. No entanto, pela dificuldade de obtenção dessas informações, a maioria dos modelos disponíveis não incorpora, por exemplo, as variações existentes pela ação humana na bacia hidrográfica, que altera drasticamente as condições de infiltração e escoamento das precipitações. Normalmente, os parâmetros empregados nos modelos de regionalização de vazões dizem respeito a condições de clima e características fisiográficas das bacias. Alterach et al. (2006), ao avaliarem procedimentos para regionalização de vazões diárias na região dos Alpes italianos, concluíram que, entre os parâmetros empregados, os mais significativos foram: a área de drenagem, a precipitação média anual, o comprimento do rio principal, o relevo da bacia e a percentagem de área impermeável.

Para a validação de equações de regionalização, é importante a comparação dos resultados estimados com as vazões de saída da área onde se pretende aplicá-las. Cruz (2001) afirma que a disponibilidade de monitoramento em pequenas bacias permite avaliar o grau de confiabilidade da extrapolação e a validação de estudos de regionalização para toda a bacia onde é desenvolvido. Laaha e Blöschl (2006) empregaram dados de 325 sub-bacias monitoradas para avaliar o desempenho de diferentes métodos de regionalização.

Apesar de algumas limitações no emprego da regionalização de vazões, a técnica vem sendo amplamente empregada na obtenção de disponibilidade hídrica em bacias não monitoradas ou com registros insuficientes em todo o mundo. Parajka et al. (2005) compararam diferentes métodos de regionalização de parâmetros hidrológicos para bacias hidrográficas na Áustria, com área variando de 10 km² a 9770 km² e diversas condições de relevo, precipitação e uso do solo, obtendo bom desempenho no método baseado na definição de regiões homogêneas e na similaridade das características fisiográficas das bacias. Massuel e Cappelaere (2005) empregaram séries com registros de nove anos em bacias hidrográficas nigerianas para desenvolver modelos de previsão de vazões resultantes de precipitações.

No Estado de Minas Gerais, um programa de regionalização hidrológica, denominado RH 3.0, foi empregado para 96% do território. O mesmo procedimento foi empregado na sub-bacia do Rio Purus, que pertence à bacia do Rio Amazonas, e vem sendo aplicado como apoio à elaboração de diferentes Planos Diretores de Recursos Hídricos (UFV, 2004). Euclides et al. (2002), em um trabalho de regionalização no Alto São Francisco, obtiveram resultados razoáveis para vazões mínimas com duração de sete dias e dez anos de período de retorno.

No Estado de Goiás, foram realizados estudos de regionalização de vazões para a bacia hidrográfica do Rio Meia Ponte (Rusteberg, 2003), como parte do Convênio de Cooperação Técnica Brasil-Alemanha, que pretendia fornecer subsídios à gestão daquela bacia. O extinto Ministério da Irrigação produziu modelos de regionalização de vazões mensais para o sudoeste goiano (Brasil, 1987) e Cortês (2004) obteve modelos de regionalização das vazões mínima, média, máxima e Q_{95} para a bacia hidrográfica do Rio dos Bois. Os modelos gerados

em ambos os trabalhos não foram avaliados para pequenas sub-bacias, como é o caso da bacia do Ribeirão Santa Bárbara. Assim, não é possível afirmar definitivamente que as estimativas obtidas a partir desses modelos possam ser empregadas de maneira confiável em toda a extensão da bacia.

Este trabalho teve como objetivo a avaliação do desempenho das equações de regionalização de vazões conhecidas para a região da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Bárbara, em Goiás, a partir da caracterização do seu comportamento hidrológico.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Bárbara

A bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Bárbara está localizada na região sul do Estado de Goiás e pertence à bacia do Rio dos Bois, que, por sua vez, pertence à bacia hidrográfica do Rio Paranaíba. A bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Bárbara, representada na Figura 1, está compreendida entre as coordenadas 17°45' e 18°15' de latitude sul e 49°36' e 50°03' de longitude oeste, na região centro-sul de Goiás. A área da bacia inclui os municípios de Vicentinópolis, Joviânia, Goiatuba e Bom Jesus de Goiás. O exutório da área de estudo, delimitada pela estação Fazenda Aliança, está localizado a 15 km à montante da foz do Ribeirão Santa Bárbara, em uma altitude aproximada de 452 metros (Figura 2).

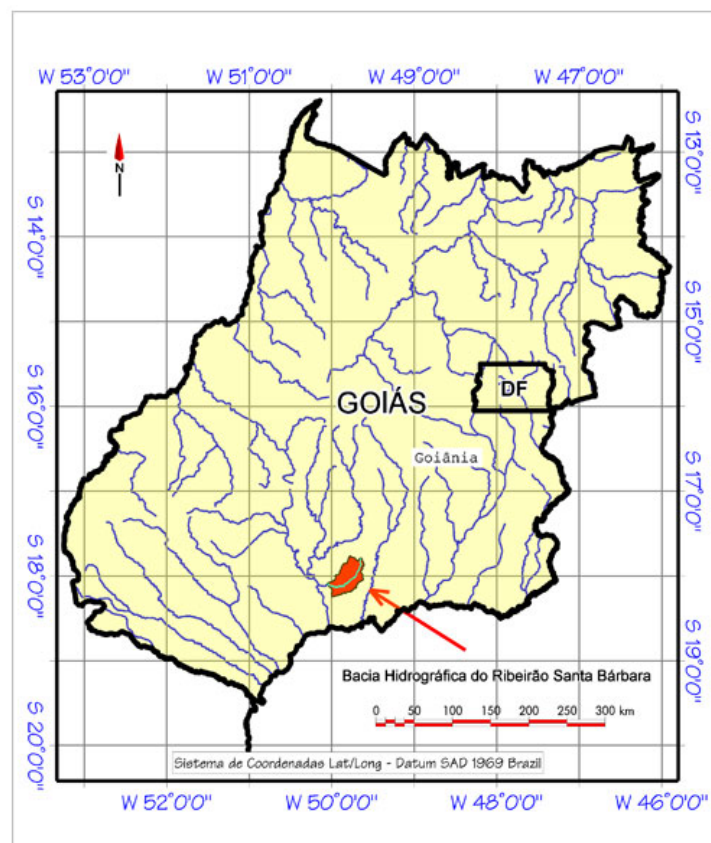


Figura 1. Bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Bárbara, Goiás (Franco, 2006).

As características físicas empregadas nas equações de regionalização de vazões foram: (a) área de drenagem, (b) comprimento do curso de água principal, (c) densidade de drenagem, (d) coeficiente de compacidade e (e) declividade do álveo. Essas características

foram obtidas conforme metodologia descrita por Villela e Mattos (1975), a partir da base topográfica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), em escala 1:100.000, da superfície de relevo gerada por imagens SRTM (Shuttle Radar Topography Mission) e do sensor TM+ a bordo do satélite Landsat 7. Todas as informações foram processadas em um Sistema de Informações Geográficas (SIG) denominado TNT mips (map image processing system), que contém ferramenta específica para trabalhar com pequenas bacias hidrográficas.

A precipitação média na bacia hidrográfica foi obtida pelo método de Thiessen, empregando as precipitações totais anuais das estações pluviométricas Fazenda Aliança, Joviânia, Ponte Sul Goiana, Maurilândia e Ponte Meia Ponte (Figura 2). Empregaram-se, nesse estudo, as séries históricas consistidas disponíveis no sistema de informações da Agência Nacional de Águas, com 31 a 34 anos de observações no período de 1971 a 2004.

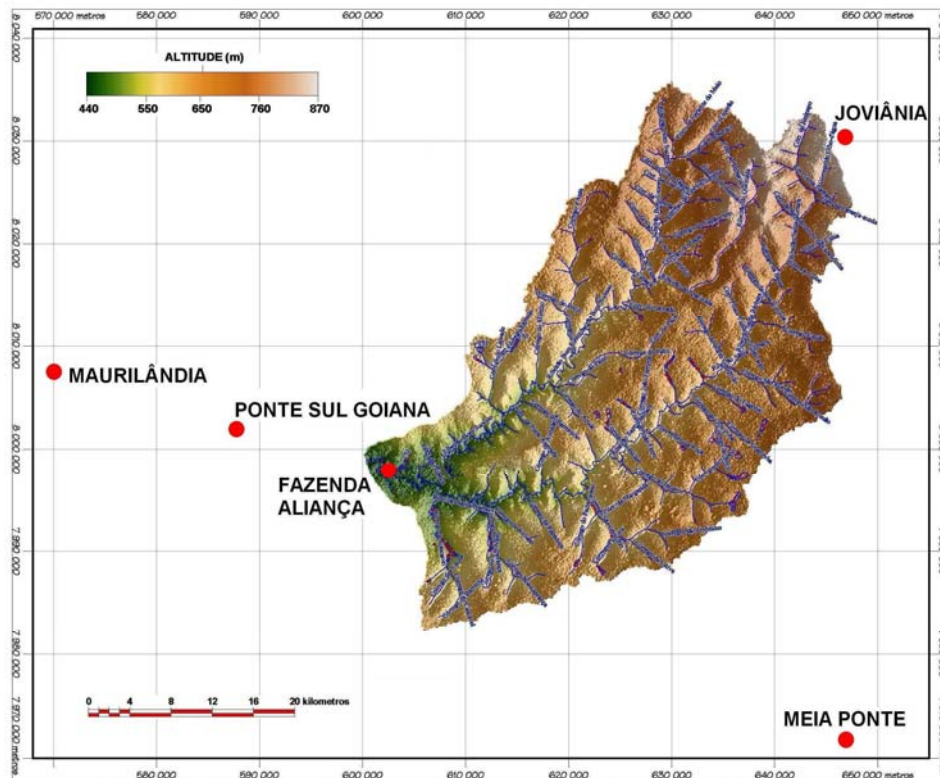


Figura 2. Relevo, topografia e estações pluviométricas empregadas, bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Bárbara, Goiás (Franco, 2006).

As vazões de saída da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Bárbara correspondem àquelas observadas na estação fluviométrica denominada Fazenda Aliança, que limita a área da bacia em estudo (Figura 2). A série disponível no sistema de informações da Agência Nacional de Águas é constituída de dados consistidos de vazões diárias, observadas no período de 1969 a 2004. Com base na série histórica, foram calculadas a vazão média de longo período (Q_{MLP}), a vazão mínima (Q_{MIN}), a vazão máxima (Q_{MAX}) e a vazão com 95% de permanência (Q_{95}), a vazão mínima com sete dias de duração e dez anos de tempo de retorno ($Q_{7,10}$) e as vazões médias mensais.

A Q_{MLP} foi obtida pela média aritmética de todas as vazões diárias observadas. As vazões médias mensais para todo o período de dados disponível foram obtidas a partir da construção de uma série de vazões médias mensais a cada ano. A Q_{MIN} corresponde à média das vazões observadas em uma série construída com as vazões mínimas com duração de sete dias a cada ano. A Q_{MAX} corresponde à média dos registros de vazão máxima a cada ano. A Q_{95} foi obtida

pela confecção da curva de permanência de vazões. A curva de permanência corresponde à frequência acumulada das vazões observadas, dispostas em ordem decrescente em classes.

A $Q_{7,10}$ foi calculada a partir da construção da série de vazões médias das mínimas com sete dias de duração. Empregando-se a distribuição log-normal à série produzida, foi possível calcular o valor correspondente ao tempo de retorno de dez anos.

As vazões Q_{MLP} , Q_{MIN} , Q_{MAX} e Q_{95} foram também calculadas para cada ano no qual se dispunha de dados pluviométricos coincidentes (1974 a 1996), de forma a possibilitar a calibração das equações geradas por Cortês (2004) que têm a precipitação pluviométrica média como uma das variáveis explicativas.

2.2. Aplicação e avaliação do desempenho das equações de regionalização de vazões

As equações de regionalização de vazão empregadas neste trabalho foram aquelas ajustadas por Cortês (2004) e pelo Proni (Brasil, 1987). As equações do Proni (Brasil, 1987) regionalizam, com base na área de drenagem e para cinco zonas homogêneas definidas, as vazões média de longo período, mínima média de sete dias consecutivos com tempo de retorno de dez anos ($Q_{7,10}$) e médias mensais para as bacias hidrográficas do Rio dos Bois ao Rio Corrente. As equações de Cortês foram geradas empregando sub-bacias com área de drenagem entre 557 e 17.245 km² para estimar as vazões mínima, média, máxima e a vazão com 95% de permanência na bacia hidrográfica do Rio dos Bois, com base em até seis variáveis explicativas. As equações são válidas para áreas de drenagem compreendidas no intervalo correspondente àquele das sub-bacias utilizadas no ajuste. As equações produzidas por Cortês (2004), com seis, cinco, duas e uma variáveis independentes, e pelo Proni (Brasil, 1987), com uma variável independente, estão apresentadas na Tabela 1.

Para verificar a adequacidade das estimativas empregando as equações de regionalização de vazão geradas por Cortês (2004) e pelo Proni (Brasil, 1987), foi realizada a comparação com os valores observados na estação fluviométrica Fazenda Aliança. Para tal, empregou-se o erro relativo em cada estimativa, descrito pela equação:

$$ER = \frac{\hat{Q} - Q}{Q} \quad [31]$$

em que:

ER = erro relativo da estimativa;

\hat{Q} = vazão estimada pela equação, em m³ s⁻¹;

Q = vazão observada, em m³ s⁻¹.

As equações que envolvem a precipitação média como uma das variáveis independentes (equações 1, 2, 5, 6, 9, 10, 13 e 14) tiveram sua precisão avaliada pelo coeficiente de correlação r e pelo índice de concordância de Willmott, dado por:

$$d = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (\hat{Q}_i - Q_i)^2}{\sum_{i=1}^n (|\hat{Q}_i| + |Q_i|)^2} \quad [32]$$

sendo:

$$\hat{Q}_i = \hat{Q}_i - \bar{Q}; \quad Q_i = Q_i - \bar{Q}$$

em que:

d = índice de concordância de Willmott;

\bar{Q} = média das vazões observadas, em m³ s⁻¹.

Tabela 1. Equações de regionalização de vazões ($m^3 s^{-1}$) ajustadas por Cortês (2004) e pelo Proni (Brasil, 1987) para a região da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Bárbara, Goiás.

Autor	Equação	
Cortês (2004)	$Q_{MIN} = 15,617A^{-0,03223}L^{2,5902}Dd^{-4,2992}D^{1,5923}P^{-1,7577}Kc^{-2,0607}$	[1]
	$Q_{MIN} = 1,0324 \times 10^5 A^{0,894} Dd^{-3,8784} D^{0,03145} P^{-2,5809} Kc^{-0,3319}$	[2]
	$Q_{MIN} = 7,8822 \times 10^{-4} A^{0,9107} Dd^{-3,3181}$	[3]
	$Q_{MIN} = 3,8812 \times 10^{-2} A^{0,7767}$	[4]
	$Q_{MLP} = 7,3417 \times 10^4 A^{0,39529} L^{1,1972} Dd^{-2,3149} D^{0,5344} P^{-2,3283} Kc^{-1,4494}$	[5]
	$Q_{MLP} = 4,2804 \times 10^6 A^{0,8234} Dd^{-2,1204} D^{-0,1869} P^{-2,7087} Kc^{-0,6503}$	[6]
	$Q_{MLP} = 8,1165 \times 10^{-3} A^{0,9159} Dd^{-1,6507}$	[7]
	$Q_{MLP} = 5,6397 \times 10^{-2} A^{0,84945}$	[8]
	$Q_{MAX} = 2,31 \times 10^{10} A^{0,36932} L^{1,2839} Dd^{-3,3483} D^{0,76312} P^{-3,9507} Kc^{-1,7450}$	[9]
	$Q_{MAX} = 1,8 \times 10^{12} A^{0,8284} Dd^{-3,1398} D^{-0,01052} P^{-4,3587} Kc^{-0,8881}$	[10]
	$Q_{MAX} = 3,0619 \times 10^{-2} A^{0,8805} Dd^{-2,0813}$	[11]
	$Q_{MAX} = 3,528 \times 10^{-1} A^{0,79664}$	[12]
	$Q_{95} = 1,7257 A^{-0,16792} L^{2,9094} Dd^{-4,2920} D^{1,7083} P^{-1,4968} Kc^{-2,2436}$	[13]
	$Q_{95} = 3,3721 \times 10^4 A^{0,8724} Dd^{-3,8193} D^{-0,04479} P^{-2,4214} Kc^{-0,3019}$	[14]
	$Q_{95} = 6,9924 \times 10^{-4} A^{0,9124} Dd^{-3,4016}$	[15]
	$Q_{95} = 3,80 \times 10^{-2} A^{0,77533}$	[16]
	$Q_{MLP} = 1,172 \times 10^{-2} A^{0,9684}$	[17]
	$Q_{7,10} = 2,9 \times 10^{-3} A^{0,9541}$	[18]
Proni (1987)	Jan $Q_{MED} = 2,02 \times 10^{-2} A^{1,0007}$	[19]
	Fev $Q_{MED} = 1,52 \times 10^{-2} A^{1,0410}$	[20]
	Mar $Q_{MED} = 2,48 \times 10^{-2} A^{0,9858}$	[21]
	Abr $Q_{MED} = 2,77 \times 10^{-2} A^{0,9557}$	[22]
	Mai $Q_{MED} = 4,07 \times 10^{-2} A^{0,8698}$	[23]
	Jun $Q_{MED} = 3,62 \times 10^{-2} A^{0,8576}$	[24]
	Jul $Q_{MED} = 3,13 \times 10^{-2} A^{0,8492}$	[25]
	Ago $Q_{MED} = 2,40 \times 10^{-2} A^{0,8558}$	[26]
	Set $Q_{MED} = 1,87 \times 10^{-2} A^{0,8723}$	[27]
	Out $Q_{MED} = 1,51 \times 10^{-2} A^{0,9094}$	[28]
	Nov $Q_{MED} = 1,79 \times 10^{-2} A^{0,9395}$	[29]
	Dez $Q_{MED} = 1,74 \times 10^{-2} A^{0,9846}$	[30]

A = área de drenagem da bacia (km^2); L = comprimento do curso de água principal (km); Dd = densidade de drenagem ($km km^{-2}$); D = declividade do curso de água principal (%); P = precipitação pluviométrica média anual (mm) e Kc = coeficiente de compacidade.

Outro índice utilizado para avaliar o desempenho das equações que envolvem a precipitação média como variável independente foi o índice *c*, proposto por Camargo e Sentelhas (1997 apud Medeiros, 2002). O índice *c* é obtido pelo produto do coeficiente de correlação (*r*) pelo índice de concordância de Willmott (*d*) e classifica o desempenho das equações conforme a Tabela 2.

Tabela 2. Desempenho das equações de regionalização de vazão pelo índice c .

Valor de c	Desempenho
$> 0,90$	Ótimo
0,81 a 0,90	Muito bom
0,71 a 0,80	Bom
0,51 a 0,70	Mediano
0,41 a 0,50	Sufrível
0,31 a 0,40	Mau
$\leq 0,30$	Péssimo

Fonte: Medeiros (2002).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Caracterização da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Bárbara

A bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Bárbara apresenta área de drenagem de 1371,16 km², comprimento do curso de água principal de 96,88 km, densidade de drenagem de 0,56 km km⁻², coeficiente de compacidade de 1,53 e declividade do álveo de 0,38%.

A distribuição da precipitação é desigual durante o ano e se caracteriza pela existência de verões chuvosos e invernos secos, conforme precipitação média mensal ocorrida na estação Fazenda Aliança, localizada na bacia. O ano hidrológico estende-se de outubro a setembro, com precipitação próxima a zero nos meses de junho a agosto. A precipitação pluviométrica média anual na bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Bárbara, obtida pelo emprego dos polígonos de Thiessen, foi de 1510,1 mm.

A vazão média de longo período (Q_{MLP}), máxima (Q_{MAX}) e média das mínimas com sete dias de duração (Q_{MIN}) foram de 19,70; 76,17 e 7,04 m³s⁻¹, respectivamente. A vazão com 95% de permanência (Q_{95}) obtida a partir da construção da curva de permanência (Figura 3) corresponde a 4,20 m³s⁻¹.

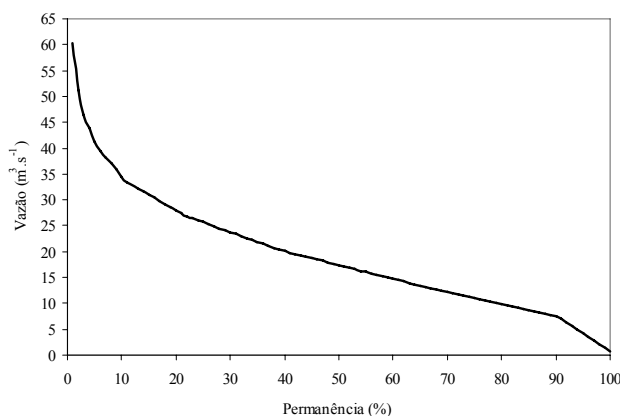


Figura 3. Curva de permanência das vazões do Ribeirão Santa Bárbara na estação Fazenda Aliança, 1969 a 2004, bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Bárbara, Goiás.

Segundo Barbosa et al. (2005), a vazão média de longo período indica a disponibilidade hídrica na bacia e representa a máxima vazão teoricamente possível de ser regularizada pela construção de reservatório. As vazões mínimas representam a disponibilidade natural da bacia e a vazão máxima está associada a riscos de inundação e a projetos de obras hidráulicas.

As vazões mínimas e máximas não foram, a princípio, associadas a uma frequência de ocorrência. Tal medida foi adotada para que fosse seguido o método utilizado por Cortês

(2004), de maneira a possibilitar a avaliação do desempenho das equações de regionalização propostas pelo autor. Os mesmos procedimentos foram adotados para cada ano, gerando-se uma série de vazões mínimas com sete dias de duração e uma série de vazões máximas.

A vazão mínima observada foi maior que a Q_{95} por se tratar somente da média das vazões mínimas médias em sete dias consecutivos, não associada a risco de ocorrência. Dessa forma, os anos de vazões elevadas contribuem tanto quanto aqueles com menores vazões, mais próximos de uma situação crítica.

Normalmente, a vazão mínima corresponde ao evento mínimo observado ou está associada a um determinado risco de ocorrência, resultando valor inferior à vazão com 95% de permanência. Para Tucci (2004), a determinação de vazões mínimas com uma determinada duração é mais interessante, já que a seqüência de vazões baixas é a condição mais crítica na utilização da água. A curva de probabilidade de vazões mínimas permite estimar o risco de que ocorram. A vazão mínima com sete dias de duração e dez anos de tempo de retorno ($Q_{7,10}$) na bacia do Ribeirão Santa Bárbara foi de $1,08 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. A $Q_{7,10}$ indica as vazões críticas de estiagem e é muito empregada para projetos de abastecimento público por representar o risco aceitável para esse tipo de captação. A exemplo do que foi encontrado por Rusteberg (2003) para a bacia hidrográfica do Rio Meia Ponte, em Goiás, na bacia do Ribeirão Santa Bárbara a $Q_{7,10}$ se aproxima da vazão com 99% de permanência (Q_{99}).

As vazões médias mensais refletem o regime de precipitação observado na bacia, conforme demonstrado na Figura 4. O início do período de estiagem, no mês de abril, marca o início da redução das vazões de saída na bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Bárbara, que diminuem até que se iniciam as chuvas, no mês de outubro.

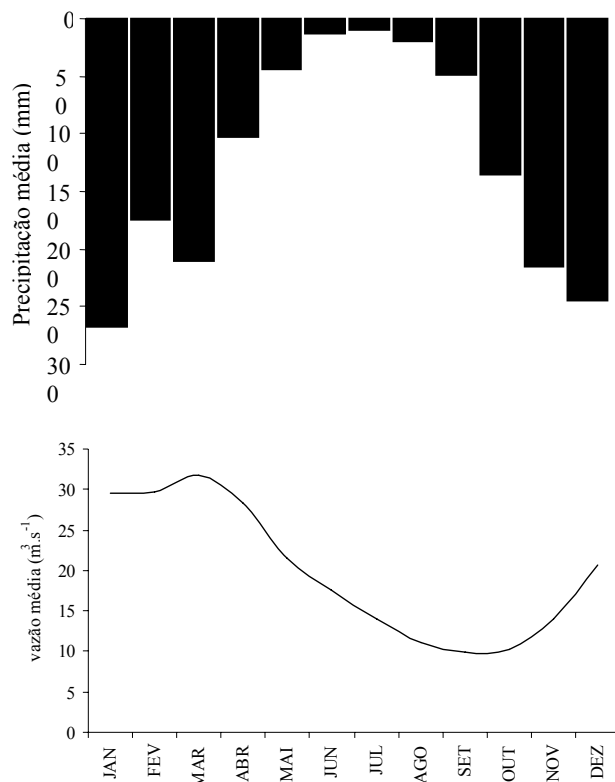


Figura 4. Precipitação média mensal e hidrograma de vazões de saída correspondente na bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Bárbara, Goiás.

3.2. Aplicação e avaliação do desempenho das equações de regionalização de vazões

As equações de 1 a 30 (Tabela 1), ajustadas por Cortês (2004) e Proni (Brasil, 1987), tiveram seu desempenho avaliado em comparação com as vazões observadas na estação Fazenda Aliança, na série disponível, de 1969 a 2004. Inicialmente, a avaliação do desempenho considerou somente o desvio dos resultados estimados pelas equações em comparação com os resultados observados, visto que, para a maioria das equações, somente é possível obter um resultado, já que as variáveis independentes envolvidas são únicas para a bacia.

As equações ajustadas por Cortês (2004) tiveram, em média, desempenho inferior àquelas ajustadas pelo Proni (Brasil, 1987) como evidenciam os resultados dos erros relativos obtidos (Tabela 3). No entanto, comparando-se o único valor estimado por ambos os autores, a Q_{MLP} , observa-se que o melhor resultado foi obtido pelo emprego de uma das equações ajustadas por Cortês (Equação 7). Ainda, o maior erro observado foi referente à estimativa da $Q_{7,10}$, pela equação 18, ajustada por Proni (Brasil, 1987).

Tabela 3. Vazões de referência observadas e estimadas pelas equações de regionalização de vazão ajustadas por Cortês (2004) e Proni (Brasil, 1987), na bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Bárbara, Goiás.

Vazão	Observado (m^3s^{-1})	Equação	Estimado (m^3s^{-1})	Erro (%)		
Q_{MIN}	7,04	1	5,01	-28,87		
		2	3,36	-52,24		
		3	3,97	-43,64		
		4	10,61	50,65		
Q_{MLP}	19,7	5	15,14	-23,13		
		6	12,60	-36,03		
		7	15,96	-18,99		
		8	26,06	32,31		
		17	12,79	-35,07		
Q_{MAX}	76,17	9	53,01	-30,41		
		10	43,32	-43,13		
		11	60,01	-21,22		
		12	111,34	46,18		
Q_{95}	4,20	13	4,97	18,43		
		14	3,18	-24,33		
		15	3,74	-10,90		
		16	10,28	144,80		
$Q_{7,10}$	1,082	18	2,85	163,79		
		Jan	29,50	19	27,84	-2,32
		Fev	29,63	20	28,03	-5,40
		Mar	31,79	21	30,69	-3,48
		Abr	28,26	22	27,58	-2,40
		Mai	21,57	23	21,79	1,03
		Jun	17,56	24	17,74	1,05
		Jul	14,02	25	14,44	2,98
		Ago	11,16	26	11,61	4,04
		Set	9,85	27	10,19	3,51
		Out	10,17	28	10,76	5,86
		Nov	14,07	29	15,85	12,71
		Dez	20,72	30	21,35	3,04

É possível que o desempenho geral superior das equações produzidas por Proni (Brasil, 1987) se deva ao fato de ter havido, para este trabalho, a identificação e delimitação de zonas homogêneas dentro da região estudada. As equações de regionalização de vazão foram propostas para cada uma das zonas homogêneas. O trabalho de Cortês (2004), por sua vez, propõe equações que abrangem todo o território da bacia hidrográfica do Rio dos Bois. Ao efetuarem regionalizações de vazões no Estado de Minas Gerais, Euclides (2005) e Barbosa et al. (2005) caracterizaram as regiões homogêneas por meio de critérios físicos e estatísticos, baseados nas características fisiográficas e na distribuição de frequências das vazões adimensionalizadas em relação à vazão média de longa duração.

A redução do número de variáveis explicativas normalmente leva à redução do desempenho das equações, o que não foi observado neste estudo. Entre as equações ajustadas por Cortês (2004), tiveram melhor desempenho pelo coeficiente de Willmott aquelas que relacionaram a vazão com a área da bacia hidrográfica e a densidade de drenagem. Exceção foi percebida nas equações para determinação da $Q_{\text{MÍN}}$, em que a equação com melhor desempenho é aquela que envolve todas as variáveis independentes. Já as equações que utilizam somente a área como variável explicativa produziram resultados com desvios elevados em relação ao observado. Os maiores desvios encontrados estão na estimativa das vazões mínimas ($Q_{\text{MÍN}}$ e Q_{95}) em função somente da área de drenagem.

A vazão máxima, reflexo direto da precipitação na bacia, cuja estimativa deveria ser afetada negativamente pela retirada da precipitação média do modelo, foi mais bem estimada empregando-se somente a área e densidade de drenagem. Observou-se que os índices atribuídos à variável precipitação nas equações ajustadas por Cortês (2004) são negativos, de maneira que maiores precipitações resultam menores vazões, o que contraria o fenômeno natural.

As equações ajustadas pelo Proni (Brasil, 1987), apesar de utilizarem somente a área como variável explicativa, apresentaram desempenho satisfatório na estimativa das vazões médias mensais da bacia, possivelmente devido à delimitação de regiões homogêneas hidrologicamente. A $Q_{7,10}$, no entanto, foi superestimada em relação ao observado e pode ser considerada inadequada.

A variável hidrológica de maior interesse na gestão dos recursos hídricos em Goiás é a Q_{95} , empregada como vazão de referência para a gestão. Com exceção da equação 16, que teve desvio de mais de 144% em relação à vazão observada, as equações propostas por Cortês (2004) estimaram relativamente bem a Q_{95} . O melhor desempenho foi observado na equação 15, que utiliza área e densidade de drenagem como variáveis explicativas. Nessa situação específica, essa equação subestimou a vazão de referência, o que permite seu emprego na avaliação dos pleitos de outorga na bacia com maior segurança ao gestor.

Atualmente, por carência de postos de controle de vazões e de estudos de regionalização, que permitam o conhecimento da Q_{95} em pequenas bacias agrícolas, onde estão concentrados os usos, o órgão gestor dos recursos hídricos em Goiás emprega medições pontuais no tempo e no espaço como referência às análises de pleitos de outorga. Como essas medições são pouco representativas do comportamento hidrológico das bacias, a porção que se permite captar é muito reduzida. Por esse motivo, mesmo as estimativas com certa margem de erro podem ser consideradas vantajosas em relação às vazões de referência atuais.

As equações 1, 2, 5, 6, 9, 10, 13 e 14, que envolvem a precipitação média na bacia, puderam ser avaliadas pelos resultados estimados a cada ano com séries coincidentes de precipitação e vazão, considerando o coeficiente de correlação, o índice de concordância de Willmott (d) e o índice c (Tabela 4). Foram encontradas séries coincidentes de precipitação em todas as estações pluviométricas selecionadas e de vazão na estação fluviométrica

Fazenda Aliança de 1974 a 1978, 1980 a 1982, 1984 a 1990 e 1992 a 1996, totalizando 20 anos de dados.

Tabela 4. Avaliação das equações de regionalização de vazão propostas por Cortês (2004), na bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Bárbara, Goiás, com coeficientes de correlação (r), índice de concordância de Willmott (d), índice c e desempenho.

Vazão	Equação	r	d	C	Desempenho
Q _{MIN}	1	0,46	0,30	0,14	Péssimo
	2	0,46	0,34	0,15	Péssimo
Q _{MLP}	5	0,47	0,18	0,08	Péssimo
	6	0,47	0,22	0,11	Péssimo
Q _{MAX}	9	0,47	0,12	0,06	Péssimo
	10	0,47	0,15	0,07	Péssimo
Q ₉₅	13	0,49	0,34	0,17	Péssimo
	14	0,48	0,35	0,17	Péssimo

Todos os coeficientes empregados indicaram péssimo desempenho das equações de regionalização de vazão propostas por Cortês (2004) que empregam a precipitação média como variável independente. As equações foram inadequadas para descrever as vazões de referência da bacia nos anos estudados, conforme exemplificado pelo ajuste obtido entre vazões observadas e simuladas pela equação 1 (Figura 5), e os resultados estimados por elas não devem ser empregados indiscriminadamente.

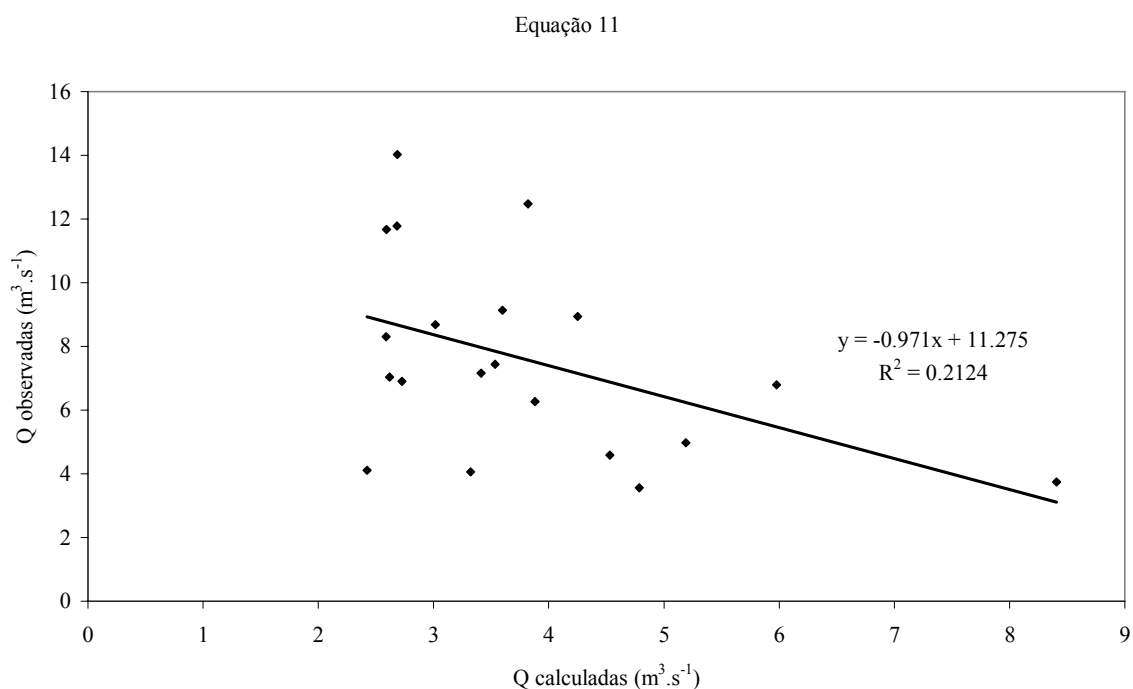


Figura 5. Vazões observadas na estação Fazenda Aliança, no Ribeirão Santa Bárbara, Goiás, e estimadas pelas equações propostas por Cortês (2004).

Na tentativa de obter uma calibração das equações geradas por Cortês (2004) que têm a precipitação média como variável independente, foram traçadas as curvas de correlação entre os valores observados nas séries de vazões e aqueles estimados pelas equações. Não foi alcançado um ajuste adequado para nenhuma das equações. Os coeficientes de determinação variaram de 21 a 24% e, devido a esses resultados, não foi possível determinar uma equação para calibração das equações.

4. CONCLUSÃO

Os modelos de regionalização avaliados apresentaram um bom desempenho na estimativa das vazões médias para a bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Bárbara, mas inadequados para os eventos extremos (vazões máximas e mínimas). Aqueles gerados após a definição de regiões homogêneas têm desempenho notadamente melhor do que os que desconsideraram esse aspecto.

Os modelos de regionalização que têm a precipitação média na bacia hidrográfica como variável independente não permitiram a obtenção de uma equação para correção dos valores estimados, indicando que tais equações não são robustas a ponto de serem utilizadas indiscriminadamente.

O modelo que estima a Q_{95} permitiu sua estimativa com erro aceitável, produzindo resultados mais confiáveis que os fornecidos por poucas medições efetuadas no local de interesse, conforme praticado atualmente. A equação pode ser facilmente empregada em diferentes pontos da bacia e deve ser utilizada como apoio à gestão dos recursos hídricos.

5. REFERÊNCIAS

- ALTERACH, J.; BARONTINI, S.; BAVERA, D.; CADORE, A.; DE LOTTO, P.; ZAINA, G. Regionalization procedures for the estimation of daily flow duration curves in the Italian Alps. **Geophysical Research Abstracts**, v. 8, 2006. Disponível em: <<http://www.geophysical-research-abstracts.net/>>. Acesso em: 28 de julho de 2008.
- ASSANI, A. A.; TARDIF, S.; BENSEGHIR, S.; CHALIFOUR, A.; MHAMED, M. Développement d'une nouvelle méthode de régionalisation basée sur le concept de « régime des débits naturels » : la méthode éco-géographique. **Revue des Sciences de l'Eau**, Québec, v. 19, n. 4, p. 365-380, 2006.
- ARNÉZ, F. A. **Análise de critérios de outorga do uso da água na bacia do rio Santa Maria**, RS. 2002. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, UFRGS, Porto Alegre, 2002.
- BARBOSA, S. E. S.; BARBOSA JR., A. R.; SILVA, G. Q.; CAMPOS, E. N. B.; RODRIGUES, V. C. Geração de modelos de regionalização de vazões máximas, médias de longo período e mínimas de sete dias para a bacia do Rio do Carmo, Minas Gerais. **Revista Engenharia Sanitária e Ambiental**, Rio de Janeiro, v. 10, n. 1, p. 64-71, 2005.
- BRASIL. Ministério da Integração Social. Programa Nacional de Irrigação - PRONI. **Disponibilidade Hídrica**. Região do Rio dos Bois. Regionalização. Mapas. Brasília: Ministério da Irrigação, 1987.

FIGLIANO, A. P.; OLIVEIRA, L. F. C.; FRANCO, A. P. B. Avaliação do desempenho de equações de regionalização de vazões na bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Bárbara, Goiás, Brasil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 3, n. 2, p. 62-76, 2008. ([doi:10.4136/ambi-agua.53](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.53))

CORTÊS, F. C. **Obtenção e validação de modelos de regionalização de vazão na Bacia do Rio dos Bois, Estado de Goiás**. 2004. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias) - Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, UNB, Brasília, 2004.

CRUZ, J. C. **Disponibilidade hídrica para outorga: avaliação de aspectos técnicos e conceituais**. 2001. Tese (Doutorado em Engenharia) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, UFRGS, Porto Alegre, 2001.

EUCLYDES, H. P.; FERREIRA, P. A.; RUBERT, O. A. V.; SANTOS, R. M. Regionalização hidrológica na bacia do alto São Francisco a montante da barragem de Três Marias, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 6, n. 2, p. 81-105, 2002.

EUCLYDES, H. P. (coordenador). **Atlas digital das águas de Minas: uma ferramenta para o planejamento e gestão dos recursos hídricos**. Belo Horizonte: RURALMINAS/UFV, 2005.

FRANCO, A. P. B. **Mapas de caracterização da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Bárbara, Goiás**. Goiânia, 2006. Escala 1:200.000. Disponível em: <<http://www.geonutri.com.br>>. Acesso em: 11 de agosto de 2006.

LAAHA, G.; BLÖSCHL, G. A comparison of low flow regionalization methods – catchment grouping. **Journal of Hydrology**, v. 323, n. 1/4, p. 193 - 214, 2006.

MASSUEL, S.; CAPPELAERE, B. Hydrological model upscaling for regionalization of runoff flow and accumulation over the Amma-Niger meso-site. **Geophysical Research Abstracts**, v. 7, 2005. Disponível em: <<http://www.geophysical-research-abstracts.net/>>. Acesso em: 28 de julho de 2008.

MEDEIROS, A. T. **Estimativa da evapotranspiração de referência a partir da equação de Penman-Monteith, de medidas lisimétricas e de equações empíricas, em Paraipaba, CE**. 2002. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, USP, Piracicaba, 2002.

OBREGON, E.; TUCCI, C. E. M.; GOLDENFUM, J. A. Regionalização de vazões com base em séries estendidas: bacias afluentes à Lagoa Mirim, RS. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 4, n. 1, p. 57-75, 1999.

PARAJKA, J.; MERZ, R.; BLÖSCHL, G. A comparison of regionalisation methods for catchment model parameters. **Hydrology and Earth System Sciences Discussions**, v.2, p. 509-542, 2005.

RUSTEBERG, B. **Recomendações referentes à criação de uma base de dados técnicos como subsídio para a outorga de direito de uso de recursos hídricos superficiais na bacia hidrográfica do Rio Meia Ponte – GO**. Goiânia: Projeto Desenvolvimento Integrado e Sustentável do Rio Meia Ponte, 2003. Não publicado.

SILVA JR., O. B. **Análise da escala das variáveis hidrológicas e do uso do solo na bacia do Potiribu - RS**. 2001. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Instituto de Pesquisas Hídricas, UFRGS, Porto Alegre, 2001.

SILVEIRA, G. L.; TUCCI, C. E. M. Monitoramento em pequenas bacias para a estimativa de disponibilidade hídrica. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 3, n. 3, p. 97-110, 1998.

FIGLIANO, A. P.; OLIVEIRA, L. F. C.; FRANCO, A. P. B. Avaliação do desempenho de equações de regionalização de vazões na bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Bárbara, Goiás, Brasil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 3, n. 2, p. 62-76, 2008. ([doi:10.4136/ambi-agua.53](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.53))

SUGAI, M. R. V. B.; FILL, H. D.; GOMES, J. A. A importância do monitoramento na gestão de recursos hídricos. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL SOBRE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS, 1998, Gramado. **Anais...** Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 1998.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia** – ciência e aplicação. 3. ed. Porto Alegre: UFRGS/ABRH, 2004.

UNIVERSIDADE FEDERAL DE VIÇOSA - UFV. Disponível em: <<http://www.ufv.br/dea/hidrotec>>. Acesso em: 15 de outubro de 2004.

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



Aplicação do TOPMODEL para determinação de áreas saturadas da bacia do rio Pequeno, São José dos Pinhais, PR, Brasil

(doi:10.4136/ambi-agua.54)

Irani dos Santos¹; Masato Kobiyama²

¹ Departamento de Geografia, Universidade Federal do Paraná
E-mail: irani@ufpr.br

² Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina
E-mail: kobiyama@ens.ufsc.br

RESUMO

O presente trabalho mostra a aplicação do modelo hidrológico TOPMODEL para determinar as áreas saturadas da bacia hidrográfica do rio Pequeno, com área de 104 km², localizada no município de São José dos Pinhais, Região Metropolitana de Curitiba, Paraná. O TOPMODEL pressupõe que a dinâmica da água é influenciada pelas características do solo e do relevo de toda a bacia contribuinte, fornecendo como resultado, além da vazão do rio, a distribuição espacial da umidade no sistema (zonas saturadas e áreas secas) ao longo do tempo. Os mapas de áreas saturadas foram analisados frente ao uso do solo e às áreas de preservação permanente de mata ciliar. O TOPMODEL apresentou boa aderência entre as vazões observadas e calculadas ($R^2=0,75$), confirmando sua eficiência em regiões de clima úmido e relevo suave. Os resultados das simulações mostram o grande potencial de aplicabilidade desse modelo no planejamento ambiental, pois permitem discutir e orientar as ações antrópicas sobre o meio físico com base no entendimento dos processos naturais.

Palavras-chave: TOPMODEL; área saturada; planejamento ambiental.

Determination of saturated areas using TOPMODEL in the Pequeno river watershed, Southern Brazil

ABSTRACT

This work presents the determination of saturated areas in the Pequeno River watershed (104 km²), located in the São José dos Pinhais District, Metropolitan Region of Curitiba, Paraná State, Brazil. We employed the hydrological model TOPMODEL which assumes that the water dynamics are influenced by soil and hillslope characteristics of the entire watershed. It calculates the runoff and the spatial distribution (saturated and unsaturated areas) of the soil humidity in the system throughout the considered time period. The maps of the saturated areas were analyzed taking into account the land use and riparian vegetation (permanent preservation). The computations showed a good adherence between calculated and observed runoff ($R^2=0.75$), thus confirming the model efficiency in regions of humid climate and smooth topography. The simulation results reveal a potential application for environmental planning because they allow the discussion and further orientation for human interventions in the environment based on the understanding of the natural processes.

Keywords: TOPMODEL; saturated area; environmental planning.

1. INTRODUÇÃO

As distribuições espaciais e temporais dos recursos hídricos vêm se tornando mais heterogêneas devido à ação humana intensa e sem planejamento correto, prejudicando os sistemas naturais e a própria sociedade. No Brasil, a bacia hidrográfica foi definida, de acordo com a Lei Federal Nº 9433/97, como “a unidade territorial para implantação da Política Nacional de Recursos Hídricos e a atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos”. Esse arcabouço legal altera, também, a demanda por produção científica. Assim, estudos em bacias hidrográficas tornam-se fundamentais para o planejamento ambiental.

A bacia do rio Pequeno, com uma área de 134 km², localiza-se no município de São José dos Pinhais, na região metropolitana de Curitiba, estado do Paraná, Brasil. Devido ao crescimento populacional acelerado da região, essa bacia vem sofrendo pressões ambientais, principalmente pela expansão da ocupação urbana sem planejamento. Nesse contexto, torna-se necessário um zoneamento ambiental com base em conhecimento técnico relativo aos processos naturais atuantes na bacia.

O procedimento para estabelecer tal zoneamento é complexo e requer tempo, recursos humanos e financeiros, sendo, portanto, vantajosa a utilização de técnicas de modelagem computacional. Os modelos que tratam dos processos precipitação-vazão apresentam grande capacidade de representar conceitualmente a dinâmica da água em bacias hidrográficas. A modelagem desses processos pressupõe o conhecimento detalhado do ciclo hidrológico dentro de uma bacia hidrográfica. Com base no conhecimento desses processos, surgiu o conceito de área variável de afluência e o fluxo subsuperficial foi reconhecido como um dos processos mais importantes na geração do escoamento (Kirkby, 1978), pela própria contribuição do escoamento de retorno e a sua influência preponderante no escoamento direto.

Considerando que a topografia apresenta uma grande influência no movimento de água subterrânea e que controla igualmente o movimento de água na superfície, pode-se fundamentar um modelo de dinâmica de bacias na idéia de que a topografia é a característica de paisagem mais importante no controle do fluxo de água. Essas considerações tornam o relevo um elemento importante no ciclo hidrológico e permitiram o desenvolvimento de modelos que levassem em consideração esses processos, sendo o TOPMODEL (Beven e Kirkby, 1979) um dos mais difundidos entre os que possuem essa característica.

O TOPMODEL é um modelo do tipo determinístico, semidistribuído e fisicamente baseado. Esse modelo pressupõe que a dinâmica da água resulta das características do solo e do relevo de toda a bacia contribuinte, o que fornece como resultado, além da vazão do rio, a distribuição espacial da umidade no sistema (zonas saturadas e áreas secas) ao longo do tempo, e permite estimar por meio de calibragem valores característicos de algumas propriedades físico-hídricas do solo (por exemplo, transmissividade).

Em sua formulação, o TOPMODEL utiliza relações físicas para reproduzir o comportamento de alguns dos processos hidrológicos e também para representar a bacia hidrográfica. Com base em Beven et al. (1995), Mine e Clarke (1996), Beven (1997), Tucci (1998), Hornberger et al. (1998) e Beven (2001), Santos (2001) sintetizou um resumo da base conceitual do modelo, cujos principais componentes são: armazenamentos e fluxos na zona não-saturada; armazenamentos e fluxos na zona saturada; e propagação do fluxo na sub-bacia. O modelo considera as seguintes hipóteses:

- (1) A dinâmica da zona saturada pode ser obtida por sucessivas representações de estados uniformes.
- (2) O gradiente hidráulico da zona saturada é igual a declividade local do terreno.
- (3) A distribuição da transmissividade com a profundidade do solo ocorre segundo uma função exponencial.
- (4) No intervalo de tempo existe homogeneidade espacial da taxa de recarga que contribui para a área saturada.

O presente trabalho mostra a aplicação do modelo hidrológico TOPMODEL para determinar as áreas saturadas da bacia hidrográfica do rio Pequeno.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Pequeno está compreendida integralmente nos limites do município de São José dos Pinhais, entre as coordenadas 25°29' e 25°37' de latitude sul e os meridianos 48°58' e 49°11' de longitude oeste. A área total de drenagem é de 134 km², tendo como limites, ao norte, a bacia do rio Itaquí, ao sul, a bacia do rio Miringuava, a leste, o relevo montanhoso da Serra do Mar e a oeste, o rio Iguaçu.

A bacia está localizada no Primeiro Planalto Paranaense (Maack, 1968), com as nascentes localizadas na encosta ocidental da Serra do Mar sobre a formação geológica de migmatitos e granitos associados do período pré-cambriano. Desenvolve-se no sentido geral leste-oeste atravessando a formação Guabirotuba do pleistoceno, indo desaguar no rio Iguaçu, que possui em suas planícies sedimentos recentes (holoceno) denominados aluviões (CODEPAR, 1967).

A bacia do rio Pequeno, segundo a classificação de Köppen, apresenta o tipo climático Cfb que se caracteriza como “clima temperado propriamente dito; temperatura média do mês mais frio abaixo de 18°C (mesotérmico), com verões frescos, temperatura média no mês mais quente abaixo de 22°C e sem estação seca definida” (IAPAR, 1994). A precipitação média anual da região é de aproximadamente 1400 mm, bem distribuídos ao longo do ano.

A Figura 1 mostra a localização da bacia hidrográfica do rio Pequeno, destacando também a localização dos pontos de monitoramento localizados na bacia: estação pluviométrica Chácara Guajubi (Código: 02549123, localizada nas coordenadas 25°33' de latitude sul e 49°04' de longitude oeste) e estação fluviométrica Fazendinha (Código: 65010000, nas coordenadas 25°31' de latitude sul e 49°11' de longitude oeste). O presente trabalho considera a “bacia hidrográfica do rio Pequeno” como a área afluente à estação fluviométrica Fazendinha com 104 km².

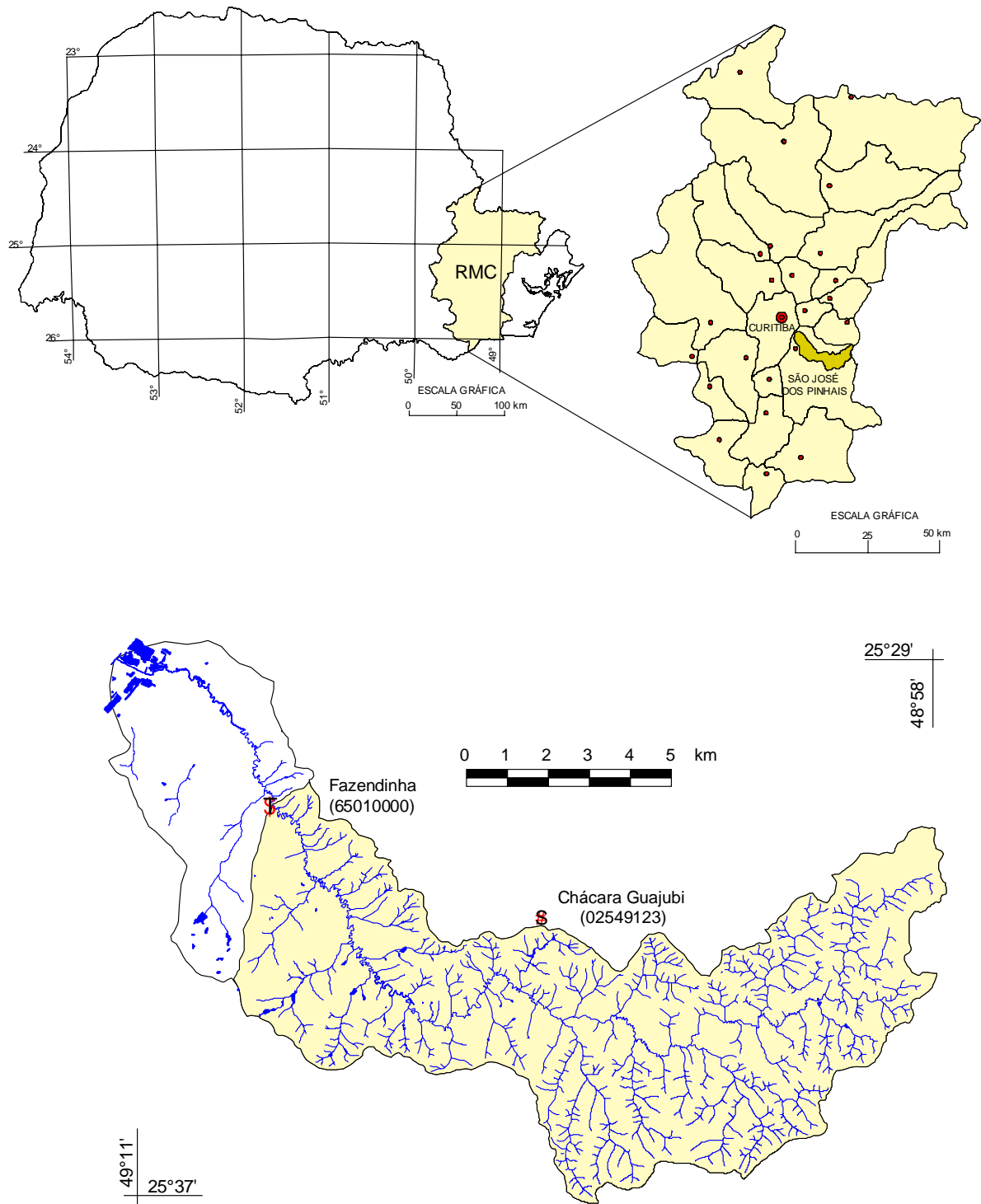


Figura 1. Localização da bacia do rio Pequeno.

2.2. Aplicação do TOPMODEL

O presente trabalho utilizou a versão (97.01) do TOPMODEL elaborado pela University of Lancaster (Beven, 1997). O modelo possui cinco parâmetros de entrada que exigem calibração com valores médios para a bacia (Tabela 1).

Tabela 1. Parâmetros de entrada no TOPMODEL.

Parâmetro	Descrição	Unidade
m	Parâmetro da função de transmissividade exponencial ou curva de recessão	m
$\ln(T_0)$	Transmissividade efetiva do solo saturado	m^2 / h
SR_{max}	Capacidade de água na zona de raízes	m
SR_{init}	Déficit de armazenamento inicial na zona de raízes (proporção de SR_{max})	m
$ChVel$	Velocidade da propagação superficial (assume propagação linear)	m / h

O modelo utiliza também dois parâmetros de bacia, distribuídos espacialmente e obtidos a partir das características geomorfológicas, um dado pela distribuição do índice topográfico e outro pelas características da bacia de propagação.

As variáveis de entrada necessárias para calibração/simulação do modelo são precipitação, vazão e evapotranspiração potencial.

Em função das características do modelo e do tamanho da área da bacia, optou-se pela utilização de dados horários. Assim, foram utilizados dados de vazões médias horárias entre agosto de 1999 e dezembro de 2000 da estação fluviométrica Fazendinha, automatizada pela Superintendência de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental do estado do Paraná.

Foram utilizados também na modelagem os dados horários de precipitação da estação Chácara Guajubi. Como essa estação está localizada na região central da bacia do rio Pequeno, optou-se por não fazer correção espacial da precipitação, ou seja, a precipitação observada nesse local foi considerada como sendo igual a média sobre a bacia.

A evapotranspiração potencial diária foi calculada pelo método de Penman Modificado (Doorenbos e Pruitt, 1992) a partir dos dados meteorológicos diários da estação meteorológica Piraquara/Pinhais (02549041) operada pelo Instituto Tecnológico SIMEPAR, localizada no município de Pinhais com 25°25' de latitude sul e 49°08' de longitude oeste e altitude de 930 m.

Para entrada no modelo, os valores de evapotranspiração diária foram convertidos em dados horários, sendo distribuídos entre os horários de maior insolação (07h às 17h) a partir de coeficientes de ponderação utilizados por Mine (1998) e mostrados na Tabela 2. A Figura 2 mostra o fluxograma de integração das atividades e dados necessários para simulação do modelo.

Tabela 2. Coeficientes de ponderação para evapotranspirações horárias.

Hora do dia	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17
Coefficientes	0,034	0,066	0,094	0,114	0,127	0,132	0,127	0,114	0,094	0,066	0,034

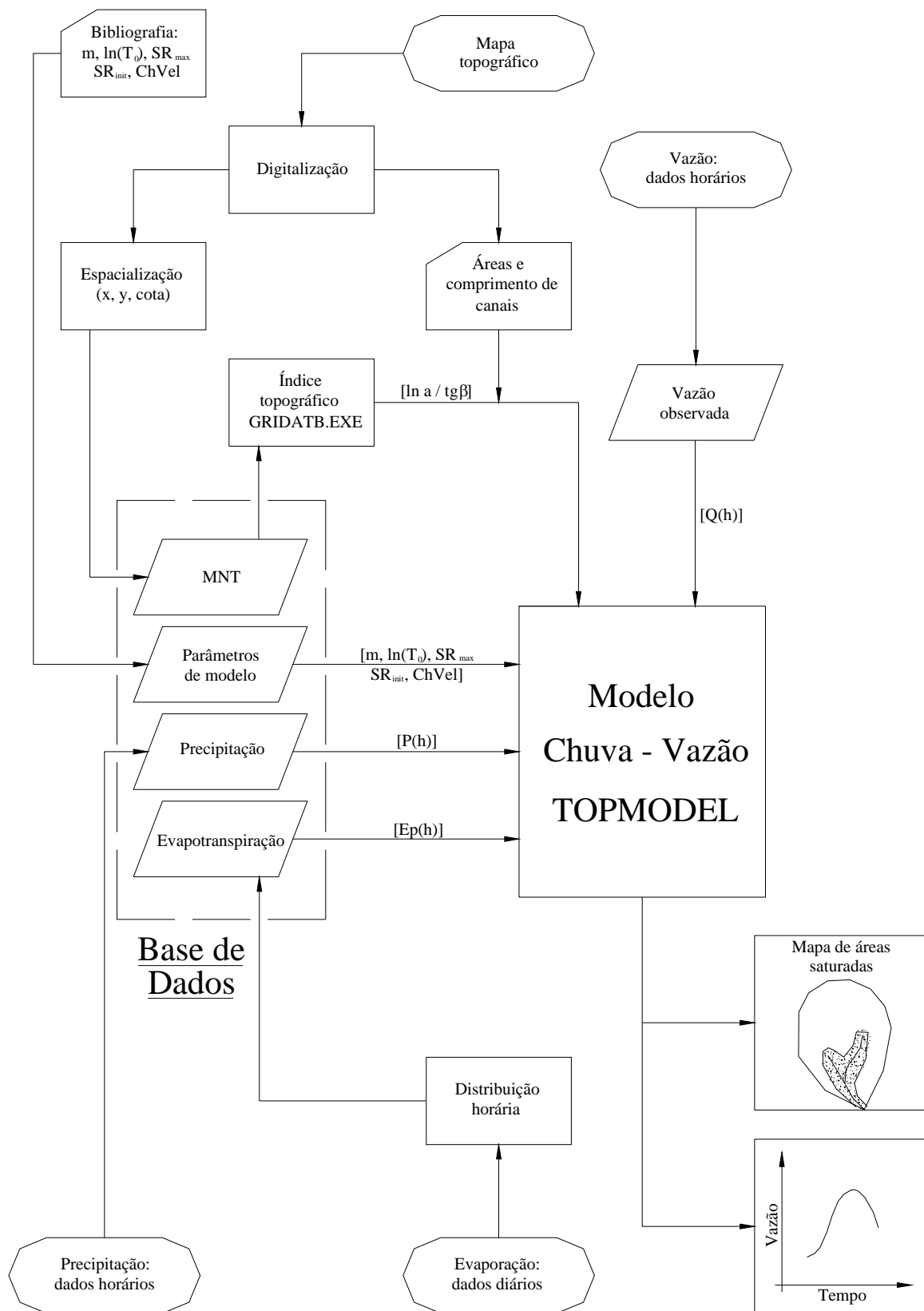


Figura 2. Fluxograma de atividades para utilização do TOPMODEL (Modificado de Varella e Campana, 2000).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Parâmetros

A versão do TOPMODEL utilizada possui o limite de 2500 intervalos de tempo em cada simulação. Em função dessa limitação a série de dados foi dividida em seis períodos, conforme mostra a Tabela 3.

Tabela 3. Valores dos parâmetros obtidos na calibração do TOPMODEL.

Período	Início	Final	<i>m</i>	$\ln(T_0)$	<i>SRmax</i>	<i>SRinit</i>	<i>ChVel</i>	<i>E</i>
1	14/08/99	30/09/99	0,030	0,05	0,0030	0,001	500	0,776
2	26/09/99	25/12/99	0,030	0,05	0,0005	0,001	460	0,528
3	22/12/99	03/04/00	0,070	0,05	0,0040	0,001	460	0,576
4	31/03/00	08/07/00	0,070	0,05	0,0040	0,001	500	0,732
5	05/07/00	01/10/00	0,024	0,05	0,0020	0,001	500	0,874
6	28/09/00	31/12/00	0,030	0,05	0,0020	0,001	480	0,702
Média			0,042	0,05	0,0026	0,001	483	0,698

Para cada período foi ajustado o melhor conjunto de valores dos parâmetros para a estimativa das vazões. A Tabela 3 apresenta esses valores juntamente com os valores de eficiência medidos pelo índice de Nash e Sutcliffe (*E*).

A análise da qualidade de uma simulação é, em geral, realizada pela medida de aderência entre as vazões observadas e simuladas. O índice *E* indica que quanto melhor o ajuste entre os dois conjuntos de valores, mais próximo de 1 é o valor *E*. Valores de $E \geq 0,7$ indicam alta eficiência no ajuste do modelo (Iorgulescu e Jordan, 1994; Mine e Clarke, 1996). De maneira geral, os valores dos parâmetros mantiveram-se coerentes com as grandezas físicas às quais estão associados.

Para o parâmetro $\ln(T_0)$, foi encontrado o valor de 0,05 m²/h para todos os períodos, o que representa uma transmissividade do solo de: $T_0 = e^{0,05} \cong 1,05$ m²/h.

Essa transmissividade equivale a condutividade hidráulica saturada de 0,03 e 0,015 cm/s para solos com profundidade média de 1 e 2 m, respectivamente. Esses valores são condizentes com valores obtidos em medições diretas, como mostrado a seguir.

Montgomery e Dietrich (1995) calcularam a condutividade hidráulica a partir de dados piezométricos e encontraram valores de 0,1 a 0,01 cm/s em solos rasos e abaixo de 10^{-7} até 10^{-8} cm/s em depósitos coluviais. Wu e Sidle (1995) encontraram valores de condutividade hidráulica saturada em torno de 0,8 m/h \cong 0,02 cm/s para diferentes profundidades e tipos de solo. Assim, é razoável o valor de T_0 obtido no presente trabalho, supondo-se que a profundidade do solo varia entre 1 e 2 m.

3.2. Hidrograma

A Figura 3 mostra os hidrogramas das vazões horárias observadas e calculadas, a Figura 4 apresenta um gráfico com as vazões acumuladas no tempo e a Figura 5 mostra a correlação entre as vazões observadas e calculadas. Esses resultados indicam um bom ajuste do modelo à bacia estudada, com coeficiente de determinação $R^2 = 0,75$ entre as vazões calculadas e observadas.

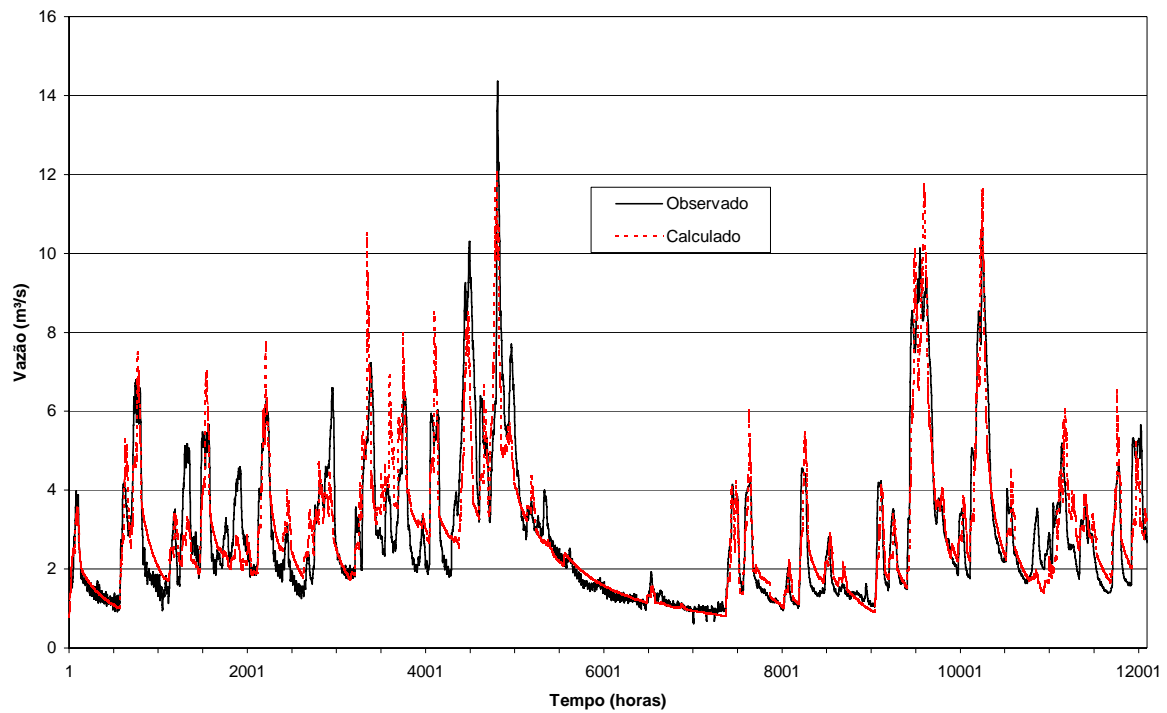


Figura 3. Hidrogramas de vazões observadas e calculadas.

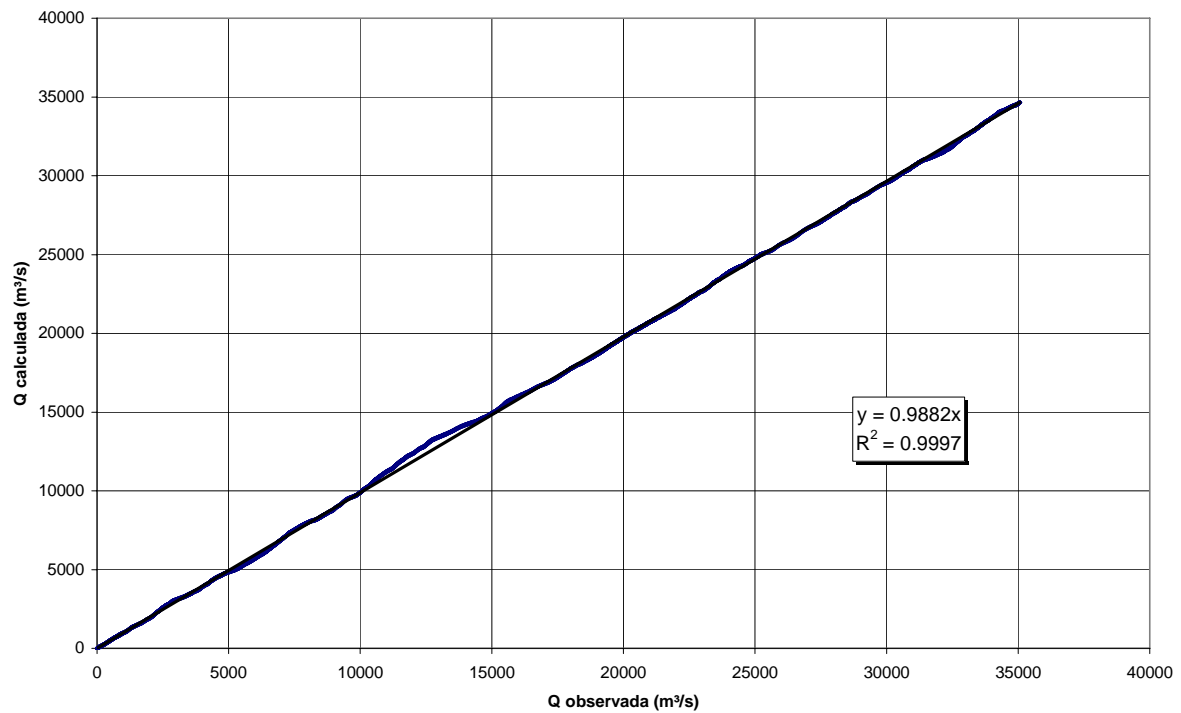


Figura 4. Vazões observadas e calculadas acumuladas no tempo.

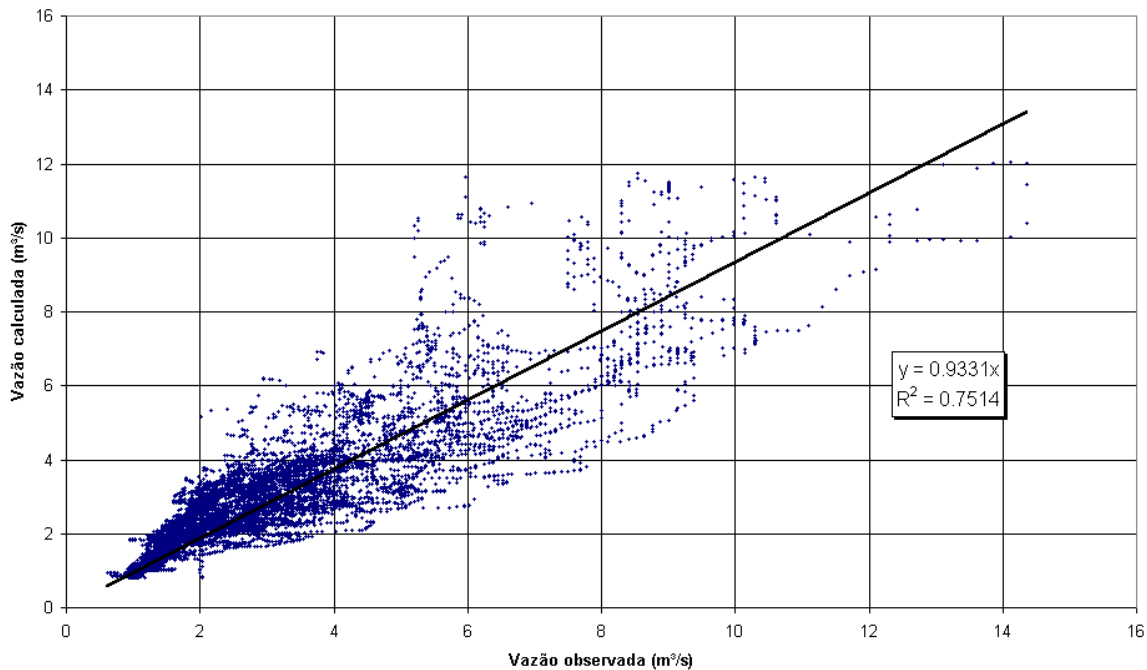


Figura 5. Coeficiente de determinação entre vazões observadas e calculadas.

3.3. Zoneamento

A simulação do TOPMODEL resulta também em um mapa com as áreas saturadas para cada intervalo de tempo definido na modelagem. Como o intervalo de tempo adotado foi de uma hora, obtiveram-se 12.000 mapas que reproduzem a dinâmica das áreas saturadas no tempo e no espaço. No período simulado de 14/08/99 a 31/12/00, a porcentagem de áreas saturadas em relação à área total da bacia variou entre 15,8% e 32,8%. A Figura 6 mostra o mapa de áreas saturadas, mínima e máxima, para o período simulado.

O valor mínimo de 15,8% se manteve constante durante os períodos mais secos. Esse valor está coerente com o observado na bacia, pois a sua configuração topográfica favorece a formação de banhados, que estão presentes ao longo de todo o vale formado por aluviões.

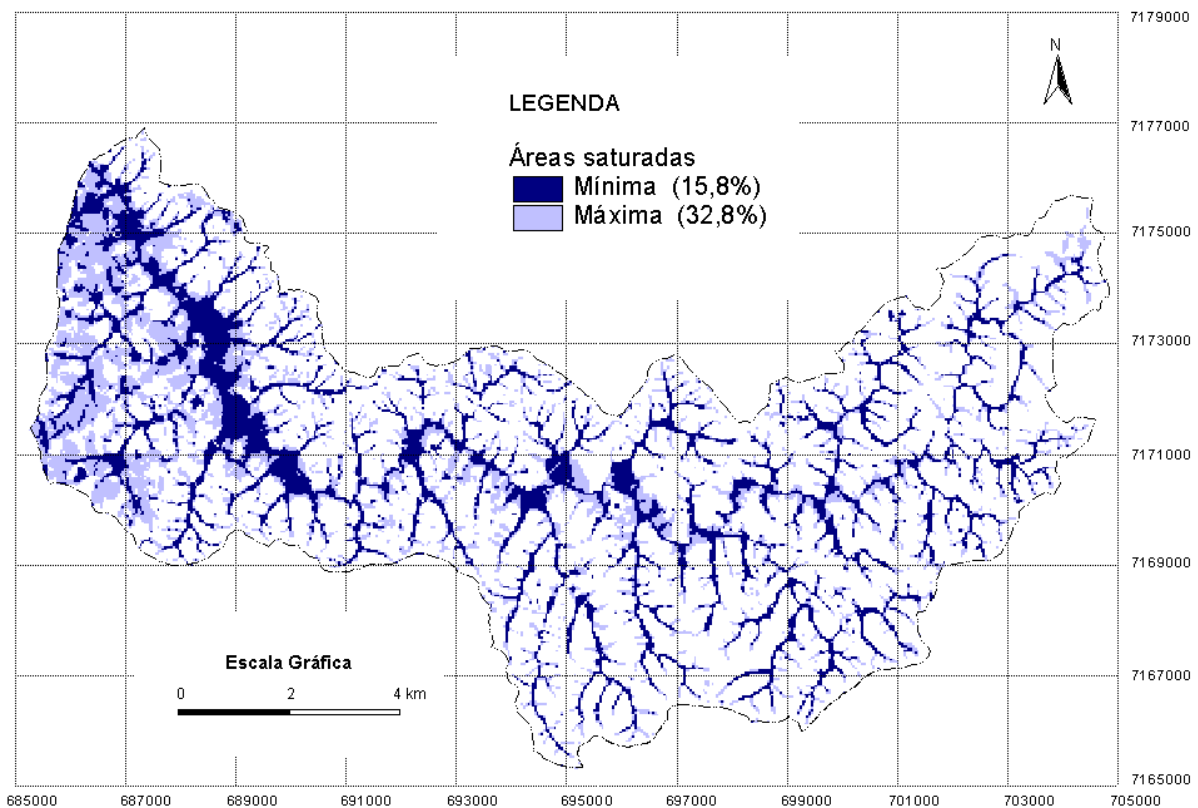


Figura 6. Mapa de áreas saturadas.

As áreas de preservação permanente correspondentes à mata ciliar da bacia do rio Pequeno possuem uma área de 21 km², que equivale a 20% da área total da bacia (Figura 7). Comparando-se os mapas de áreas de preservação permanente e de áreas saturadas fica evidente que, em grande parte, elas não coincidem espacialmente.

Pode-se considerar que as áreas saturadas da bacia apresentam função hidrológica distinta, ou seja, toda a precipitação sobre essas áreas escoar diretamente para os cursos de água, sem passar pelos processos de infiltração e escoamento subsuperficial, o que pode provocar o carreamento de possíveis contaminantes existentes na superfície do solo diretamente para os rios.

Outro aspecto ambientalmente importante é que essas áreas apresentam uma condição de biodiversidade também distinta, com flora e fauna adaptadas às condições de permanência e/ou variação do lençol freático. Portanto, essas áreas possuem uma importante função ambiental e devem ser preservadas.

Considerando-se a possibilidade de preservação ou de uso do solo diferenciado nas áreas saturadas, a Figura 8 mostra um mapa que reúne as áreas de preservação permanente de mata ciliar, definidas por lei, com as áreas saturadas da bacia. Assim, a área de 21 km² (20%) equivalente às áreas de preservação permanente é acrescida de 7,95 km² (8%) de área permanentemente saturada (área saturada mínima) e de 12,71 km² (12%) de áreas saturadas eventualmente por ocasião dos eventos de cheias (área saturada máxima), ambas localizadas fora do limite das áreas de preservação permanente.

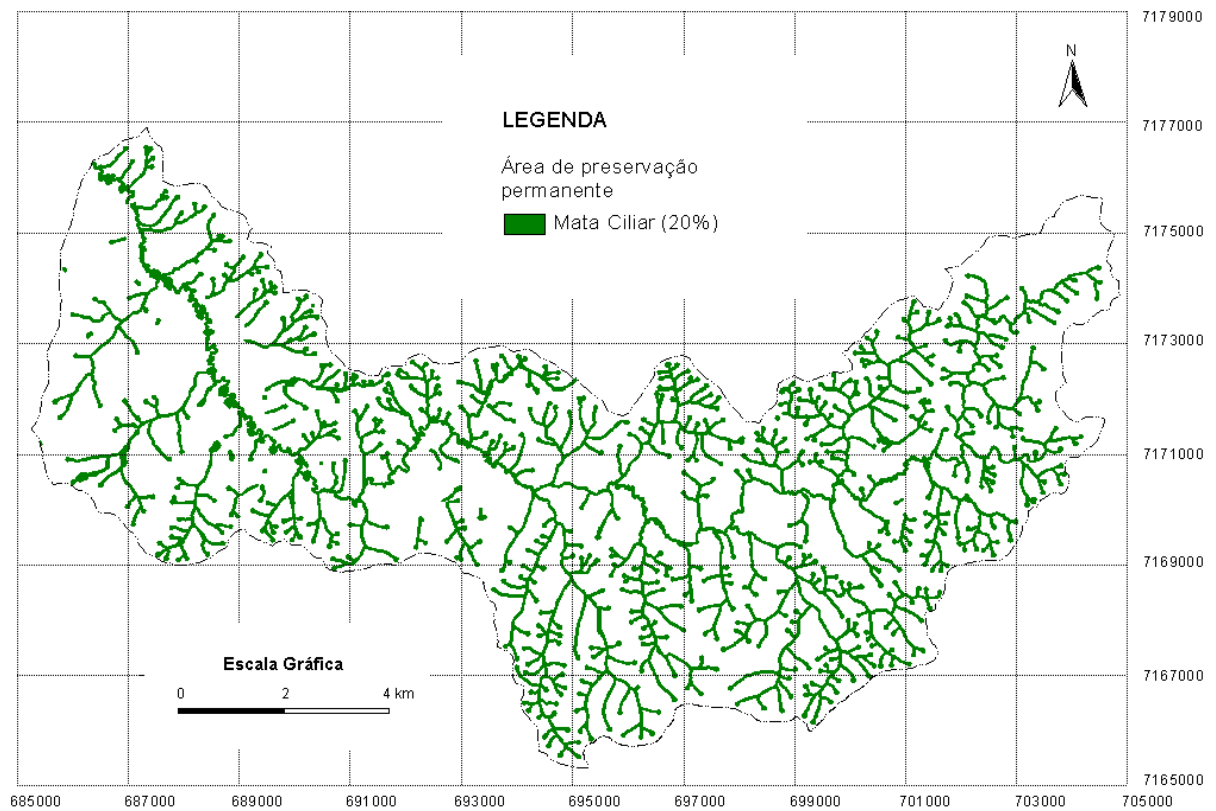


Figura 7. Mapa de áreas de preservação permanente.

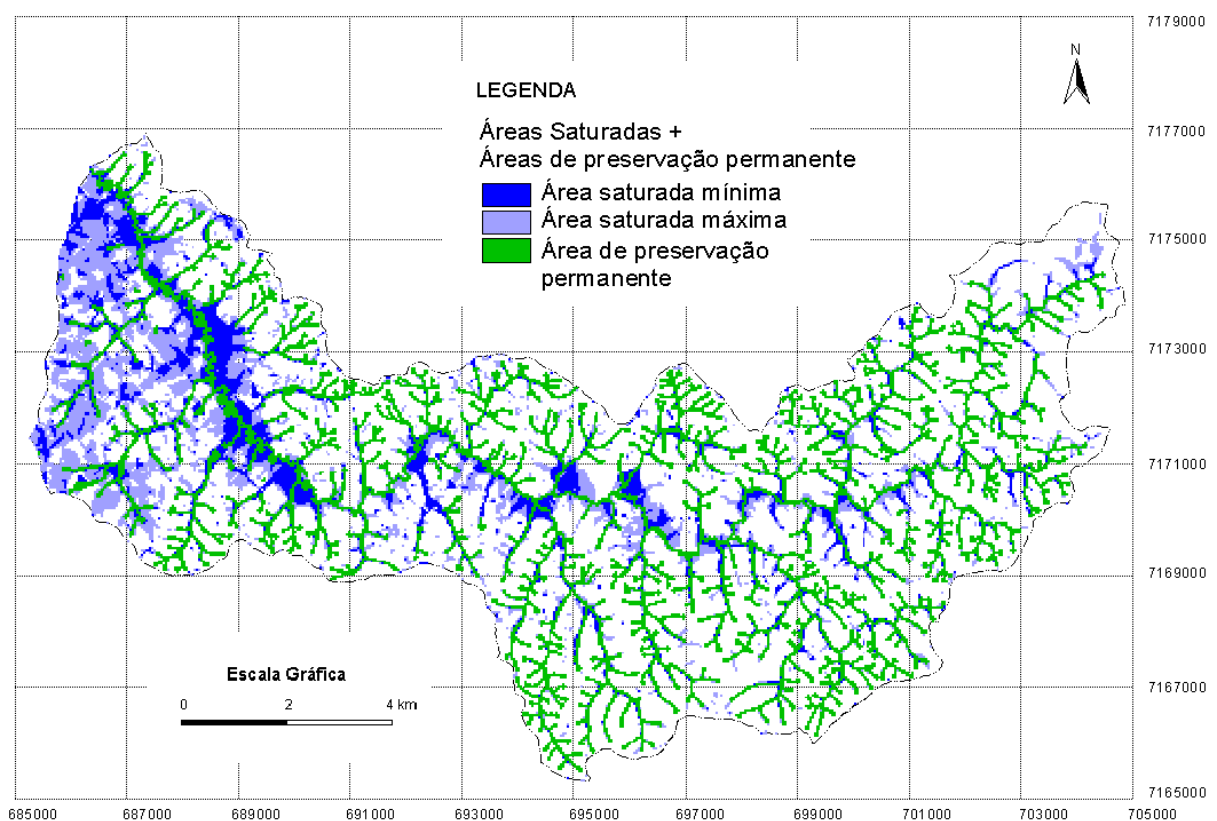


Figura 8. Comparação entre áreas de preservação permanente e áreas saturadas.

4. CONCLUSÕES

O TOPMODEL respondeu de forma bastante eficiente às condições ambientais da área de estudo, confirmando a aplicabilidade desse modelo em regiões de clima úmido e relevo suave.

A medida de aderência entre as vazões observadas e simuladas, que indica a qualidade da simulação, resultou em um valor $E \cong 0,7$, ficando acima desse valor em quatro dos seis períodos simulados. Esse resultado indica alta eficiência no ajuste do modelo.

De maneira geral, os valores dos parâmetros de entrada do TOPMODEL ficaram muito próximos dos valores calculados previamente, ou seja, mantiveram-se coerentes com as grandezas físicas às quais estão associados. O modelo apresentou sensibilidade à inconsistência dos dados observados de precipitação, ressaltando a necessidade de dados observados de boa qualidade e com discretização temporal adequada.

No período simulado, a porcentagem de áreas saturadas em relação à área total da bacia variou entre 15,8% e 32,8%. O valor mínimo de 15,8% manteve-se constante durante os períodos mais secos e, apesar de aparentemente alto, está coerente com o observado na bacia, pois a configuração topográfica dela favorece a formação de banhados.

O modelo utilizado mostrou grande potencial de aplicabilidade no planejamento ambiental, pois permite discutir e orientar as ações antrópicas sobre o meio físico com base no entendimento dos processos naturais. Portanto, esse modelo torna-se uma ferramenta de grande utilidade para o diagnóstico e análise ambiental, bem como para subsidiar projetos de ordenamento territorial.

5. REFERÊNCIAS

- BEVEN, K. J. **Rainfall-runoff modelling: the primer**. New York: J. Willey, 2001. 360 p.
- BEVEN, K. J. **TOPMODEL User Manual - Windows Version 97.01**. Lancaster: Universidade de Lancaster, 1997. Disponível em: <<http://www.es.lancs.ac.uk/hfdg/topmodel.html>>. Acesso em maio 2008.
- BEVEN, K. J.; KIRKBY, M. J. A physically based, variable contributing area model of basin hydrology. **Hydrological Sciences Bulletin**, v. 24, p. 43-69, 1979.
- BEVEN, K. J.; LAMB, R.; QUINN, P.; ROMANOWICZ, R.; FREER, J. Topmodel. In: SINGH, V. P. (Ed.) **Computer models of watershed hydrology**. Highlands Ranch: Water Resource Publication, 1995. p. 627-668.
- COMPANHIA DE DESENVOLVIMENTO DO PARANÁ - CODEPAR. **Folha geológica de São José dos Pinhais**. Curitiba: CODEPAR, 1967. 1 Mapa. Escala 1:50.000.
- DOORENBOS, J.; PRUIT, W.O. **Crop water requirements**. Roma: FAO, 1992. 144 p.
- HORNBERGER, G. M.; RAFFENSPERGER, J. P.; WIBERG, P. L.; ESHLEMAN, K. N. **Elements of physical hydrology**. Baltimore: J. Hopkins, 1998. 302p.
- INSTITUTO AGRONÔMICO DO PARANÁ - IAPAR. **Cartas climáticas do estado do Paraná**. Londrina: IAPAR, 1994.
- IORGULESCU, I.; JORDAN, J. P. Validation of TOPMODEL on a small Swiss catchment. **Journal of Hydrology**, v. 159, p. 255-273, 1994.

SANTOS, I. dos; KOBAYAMA, M. Aplicação do TOPMODEL para determinação de áreas saturadas da bacia do rio Pequeno, São José dos Pinhais, PR, Brasil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 3, n. 2, p. 77-89, 2008. ([doi:10.4136/ambi-agua.54](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.54))

KIRKBY, M. J. **Hillslope hydrology**. Chichester: John-Wiley, 1978. 389p.

MAACK, R. **Geografia física do estado do Paraná**. Curitiba: Papelaria Roesner, 1968. 350p.

MINE, M.R.M. **Método determinístico para minimizar o conflito entre gerar energia e controlar cheias**. 1998. 146f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1998.

MINE, M. R. M.; CLARKE, T. R. O uso do TOPMODEL em condições brasileiras: resultado preliminar. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 1, n. 2, p. 89-106, 1996.

MONTGOMERY, D. R.; DIETRICH, W. E. Hydrologic processes in a low-gradient source area. **Water Resources Research**, v. 31, n. 1, p. 1-10, 1995.

SANTOS, I. **Modelagem geobiohidrológica como ferramenta no planejamento ambiental: Estudo da bacia hidrográfica do Rio Pequeno, São José dos Pinhais – PR**. 2001. 92f. Dissertação (Mestrado em Ciências do Solo) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2001.

TUCCI, C. E. M. **Modelos hidrológicos**. Porto Alegre: ABRH, 1998. 669 p.

VARELLA, R. F.; CAMPANA, N. C. Simulação matemática do processo de transformação de chuva em vazão: estudo do modelo TOPMODEL. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 5, n. 4, p. 121-139, 2000.

WU, W.; SIDLE, R. C. A distributed slope stability model for steep forested basins. **Water Resources Research**, v. 31, n. 8, p. 2097-2110, 1995.



Densidade fitoplanctônica e estado trófico dos rios Canha e Pariquera-Açu, bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, SP, Brasil (doi:10.4136/ambi-agua.55)

Davi Gasparini Fernandes Cunha¹; Patrícia Bortoletto de Falco²; Maria do Carmo Calijuri³

¹ Graduando em Engenharia Ambiental, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC-USP). Av. Trabalhador São-Carlense, 400. CEP 13566-590. São Carlos, SP, Brasil

E-mail: davig@sc.usp.br

² Pós-Doutora em Engenharia Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC-USP)

³ Professora Titular, Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo (EESC-USP)

RESUMO

Ao se considerar a carência de estudos a respeito do processo de eutrofização em sistemas lóticos, sobretudo em rios tropicais, esta pesquisa teve como objetivo principal comparar a comunidade fitoplanctônica dos rios Canha e Pariquera-Açu, (bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, SP), aos valores de IETm (Índice de Estado Trófico médio), em coletas realizadas em janeiro e abril de 2007. O IETm, originalmente concebido para ambientes lênticos, foi calculado com base nas concentrações de fósforo total, ortofosfato e clorofila-*a* na água. A densidade da comunidade fitoplanctônica foi obtida a partir da contagem de indivíduos em câmaras de sedimentação. Comparando-se os valores do IETm aos resultados quantitativos do fitoplâncton, verificou-se que o IETm pode superestimar o estado trófico dos rios. Isso foi associado à contribuição das formas fosfatadas que compõem o cálculo do índice, as quais concorreram para o incremento indevido em seu valor, incompatível com a real resposta biológica associada, em relação à densidade fitoplanctônica. Em abril, apesar dos valores de IETm terem sido superiores, a densidade do fitoplâncton foi menor, com mínimo de 83 indmL⁻¹, no rio Canha, e de 66 indmL⁻¹, no rio Pariquera-Açu. Concluiu-se que, neste caso, as elevadas concentrações das formas fosfatadas não foram suficientes para promover proporcional crescimento fitoplanctônico, que deve ter sido limitado por outros fatores, tais como temperatura da água, concentração de sólidos em suspensão, vazão do rio e predação pelo zooplâncton. Em janeiro, por outro lado, embora o IETm tenha sido inferior, a densidade total do fitoplâncton foi maior. Nesta coleta, as menores concentrações de ortofosfato disponíveis na água indicaram a maior assimilação desse nutriente pelos microrganismos.

Palavras-chave: eutrofização de rios; comunidade fitoplanctônica; rios tropicais; Baixo Ribeira de Iguape (SP).

Phytoplankton density and trophic state of Canha and Pariquera-Açu rivers, Ribeira de Iguape hydrographic basin, SP, Brazil

ABSTRACT

Regarding the lack of studies about lotic eutrophication, mainly for tropical rivers, this research aimed to assess the density of phytoplanktonic community of two tropical rivers located in Ribeira do Iguape Watershed (São Paulo state, Brazil), Canha and Pariquera-Açu Rivers, based on sampling campaigns in January and April, 2007. These results were compared to the mTSI (mean Trophic State Index) values. This index was originally developed for lentic aquatic systems and its calculus depends on total phosphorous, orthophosphate and chlorophyll-a concentrations in water samples. Comparing mTSI values in all sampling stations with the phytoplankton quantitative results, it was possible to verify that mTSI may overestimate the trophic state of lotic ecosystems, since the phosphorus species that integrate its calculus contributed to an improper augmentation on mTSI, which were incompatible with the real associated biological response. Thus, for April sampling, although mTSI values were higher, in general, phytoplankton density were lower (minimum of 83 indmL⁻¹ for Canha River and of 66 indmL⁻¹ for Pariquera-Açu River). In this case, the high total phosphorous concentrations by themselves were not enough to promote proportional phytoplanktonic growth, which was probably limited by other factors, like water temperature, suspended solids concentration, river discharge and zooplanktonic predation. In January, on the other hand, mTSI values were lower, but total phytoplankton density was higher. For this sampling, the lower orthophosphate concentrations in water pointed phytoplankton assimilation of this nutrient.

Keywords: lotic eutrophication; phytoplanktonic community; tropical rivers; Ribeira do Iguape Valley (São Paulo state, Brazil).

1. INTRODUÇÃO

A avaliação do estado trófico de ecossistemas aquáticos pode ser adotada como instrumento de gestão dos recursos hídricos, uma vez que contribui para o entendimento da resposta biológica ao incremento de nutrientes, sobretudo fósforo e nitrogênio, nesses ambientes. Além disso, oferece subsídios para que sejam implementadas medidas de recuperação dos sistemas lênticos e lóticos, com base nos princípios da sustentabilidade e na manutenção dos usos múltiplos da água. Os organismos fitoplanctônicos são usualmente empregados em programas de monitoramento de eutrofização de ambientes aquáticos, pois são sensíveis às mudanças nas características físicas e químicas da água, sobretudo no que concerne à concentração de nutrientes. O estudo desses organismos permite, ainda, acompanhar a evolução do grau de eutrofização do ecossistema e prevenir situações em que seja excedida a capacidade assimilativa do corpo receptor (Jarvie et al., 2002; Lobo et al., 2004; Potapova e Charles, 2005; Bellinger et al., 2006; Wang et al., 2007).

Historicamente, o fitoplâncton de ambientes lóticos tem recebido menos atenção em estudos limnológicos (Rodrigues et al., 2007). Características inerentes a esses sistemas, como a turbulência, o baixo tempo de residência da água e, conseqüentemente, o contínuo transporte da comunidade fitoplanctônica a jusante, levam a concluir, a princípio, que dificilmente haveria resposta biológica significativa ao incremento de nutrientes e que, portanto, a

eutrofização nesses ambientes seria incomum. Entretanto, diversas pesquisas recentes têm demonstrado que o aporte de nutrientes aos ecossistemas lóticos pode ocasionar mudança drástica na biomassa, conduzindo à eutrofização (Dodds et al., 1998; Smith et al., 1999; Smith, 2003; Silveira, 2004; Dodds, 2006; Hilton et al., 2006; Billen et al., 2007).

Assim, o objetivo desta pesquisa foi comparar a densidade da comunidade fitoplanctônica aos valores do Índice de Estado Trófico médio (IETm) em dois rios tropicais sujeitos a diferentes magnitudes de impactos advindos de atividades antrópicas, os rios Canha e Pariquera-Açu. Para que esse objetivo fosse atingido, buscou-se relacionar algumas variáveis da água, tais como fósforo total, ortofosfato e clorofila-a, com a comunidade fitoplanctônica. Além disso, verificou-se a coerência da classificação de estado trófico de sistemas aquáticos, baseada nas concentrações de algumas formas fosfatadas e clorofila-a, com os resultados quantitativos do fitoplâncton. Analisou-se, também, a aplicabilidade dessa classificação para rios, já que foi desenvolvida, originalmente, para ecossistemas lênticos. Partiu-se da hipótese de que essa classificação, por ter sido concebida para lagos e reservatórios, poderia distorcer o real estado trófico de sistemas aquáticos lóticos.

Os rios Canha e Pariquera-Açu se situam na bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, porção sul do estado de São Paulo. As principais atividades econômicas desenvolvidas na sub-bacia do rio Jacupiranga, na qual se inserem os sistemas lóticos avaliados nesta pesquisa, são a agricultura (plantações de chá e banana) e pecuária (criação de búfalos, principalmente). No rio Pariquera-Açu, ocorre lançamento do efluente de uma lagoa de estabilização que trata o esgoto doméstico do município de mesmo nome. O rio Canha, por sua vez, não recebe despejos pontuais.

Vale destacar que o vale do rio Ribeira de Iguape apresenta significativos fragmentos remanescentes de Mata Atlântica, mais de 2,1 milhões de hectares de florestas, equivalente a aproximadamente 21% dos remanescentes de Mata Atlântica do país (Fundação SOS Mata Atlântica, 2001; Resende, 2002; Favareto e Brancher, 2005). Dessa forma, o estudo da comunidade fitoplanctônica e da concentração de nutrientes em sistemas aquáticos da região e, por conseguinte, a avaliação do potencial de eutrofização nesses ambientes, alvo desta pesquisa, pode contribuir para o desenvolvimento de planos de manejo dos recursos hídricos, que promovam a preservação do seu valioso patrimônio ambiental.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Foram efetuadas duas coletas nos rios Canha e Pariquera-Açu, em janeiro e em abril de 2007. No rio Canha, as coletas ocorreram nos dias 17 de janeiro e 25 de abril de 2007 e, no rio Pariquera-Açu, nos dias 19 de janeiro e de 25 de abril de 2007. As estações amostrais foram selecionadas de forma a abranger locais considerados estratégicos (Tabela 1), por se localizarem nas proximidades das nascentes dos sistemas aquáticos, por sofrerem influência do meio urbano ou por receberem efluentes de ETE (Estação de Tratamento de Esgotos). Ao todo, foram determinadas oito estações no rio Canha e nove no rio Pariquera-Açu.

Para os rios Canha e Pariquera-Açu, a vazão foi calculada a partir da determinação das áreas de segmentos dos transectos e suas respectivas velocidades de escoamento. As velocidades de escoamento foram medidas com auxílio de molinete hidrométrico (medida de velocidade-área), de acordo com Wisler e Brater (1964). Os dados climatológicos foram obtidos de postos meteorológicos do IAC, Instituto Agrônomo de Campinas (2007), localizados nos municípios de Jacupiranga e Pariquera-Açu.

Determinaram-se, também, as concentrações de fósforo total e fosfato inorgânico (ortofosfato), seguindo os protocolos descritos em APHA (2002), em amostras de água

coletadas sub-superficialmente, além das concentrações de clorofila-a, utilizando etanol 80% para extração, de acordo com a metodologia de Nush (1980) modificada por NEN (1981). Todas as análises foram efetuadas com duas réplicas. A determinação da densidade total do fitoplâncton, por sua vez, foi feita a partir de amostras também coletadas sub-superficialmente, fixadas com lugol acético e quantificada pelo método da sedimentação (Uthermöhl, 1958).

Tabela 1. Referências de localização e coordenadas geográficas das estações de amostragem nos rios Canha e Pariquera-Açu.

Estação de amostragem	Rio Canha		Rio Pariquera-Açu	
1	Dossel fechado, sombreamento do canal do rio	24°52'07''S 47°57'55''W	Próximo à nascente	24° 44' 54"S 47° 56' 58"W
2	Dossel menos denso e canal mais largo que anterior	24°50'56''S 47°57'55''W	Zona rural	24° 43' 46"S 47° 56' 28"W
3	Dossel menos denso e canal mais largo que anterior	24°50'05''S 47°57'37''W	Antes do município de Pariquera-Açu	24° 43' 36"S 47° 54' 26"W
4	Margens desmatadas (bananicultura). Pequena faixa de vegetação nas margens (< que 30m). Sinais de assoreamento.	24°47'09''S 47°58'20''W	Captação de água para abastecimento público	24° 43' 00"S 47° 53' 40"W
5	Idem anterior	24°46'20''S 47°58'54''W	Antes do lançamento da ETE	24° 42' 07"S 47° 52' 55"W
6	Idem anterior	24°44'01''S 47°59'36''W	Depois do lançamento do efluente da ETE	24° 42' 03"S 47° 52' 55"W
7	Após passar pela periferia de Jacupiranga (casas e escolas). Margens desprotegidas e estação localizada sob ponte na rodovia SP 222	24°41'48''S 47°59'48''W	Depois do município de Pariquera-Açu	24° 37' 57"S 47° 50' 59"W
8	Próxima à ETE de Jacupiranga. Pequeno trecho de vegetação seguida de pastagem	24°41'18''S 47°59'44''W	Próximo ao Parque Estadual Campina do Encantado	24° 36' 41"S 47° 46' 38"W
9	-	-	Foz do rio	24° 37' 56"S 47° 44' 12"W

Com base nas concentrações de fósforo total, ortofosfato e clorofila-a, o Índice de Estado Trófico médio (IETm) foi calculado de acordo com a Equação 1, proposta por Toledo et al. (1983).

$$IETm = \frac{IET (PT) + IET (PO 4) + IET (CL)}{3} \quad [1]$$

Em que:

$$IET (PT) = 10 \left[6 - \frac{\ln \left(\frac{80,32}{PT} \right)}{\ln 2} \right] \quad [2]$$

$$IET (PO 4) = 10 \left[6 - \frac{\ln \left(\frac{21,67}{PO 4} \right)}{\ln 2} \right] \quad [3]$$

$$IET(CL) = 10 \left[6 - \left(\frac{2,04 - 0,695 \ln(CL)}{\ln 2} \right) \right] \quad [4]$$

PT: concentração de fósforo total (μgL^{-1}).

PO4: concentração de ortofosfato (μgL^{-1}).

CL: concentração de clorofila-*a* (μgL^{-1}).

ln: logaritmo natural.

Para a classificação do IETm, foram adotados os estados de trofia: ultraoligotrófico, oligotrófico, mesotrófico, eutrófico e hipereutrófico (Tabela 2).

Tabela 2. Classificação do estado trófico com base no resultado do cálculo do IETm.

Estado Trófico	Critério
Ultraoligotrófico	$IETm \leq 24$
Oligotrófico	$24 < IETm \leq 44$
Mesotrófico	$44 < IETm \leq 54$
Eutrófico	$54 < IETm \leq 74$
Hipereutrófico	$IETm > 74$

Fonte: Toledo (1990).

No que se refere ao tratamento estatístico dos dados, as variáveis fósforo total, ortofosfato e clorofila-*a* dos dois rios foram submetidas à análise de *cluster*, por meio da qual foram obtidos dendogramas de similaridade entre as estações de amostragem. As análises estatísticas foram efetuadas no *software Statistica 6.0*.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram examinados dados de precipitação pluviométrica e de temperatura do ar do município de Jacupiranga (SP). Apesar de o rio Canha atravessar o município de Cajati, não havia disponibilidade de informações para essa localidade. Ressalta-se, contudo, que Jacupiranga é o município mais próximo de Cajati, distante cerca de 13 km, que dispõe de informações meteorológicas. Os valores de chuva observados para janeiro e abril de 2007 foram, respectivamente, 301,0 e 91,0 mm. Já a média das temperaturas mínimas e máximas nesses meses foram de 20,8 e 31,3°C (janeiro) e de 19,4 e 30,0°C (abril).

No município de Pariquera-Açu, atravessado pelo rio de mesmo nome, os valores de chuva observados para os meses de janeiro e abril de 2007 foram, respectivamente, 274,2 e 63,6 mm. A média das temperaturas máximas e mínimas para esses períodos foram de 30,3 e 20,5°C (janeiro) e de 29,1 e 19,4°C (abril).

Assim, as duas coletas abrangeram períodos que apresentaram padrões distintos de precipitação, sendo o mês de janeiro caracterizado como chuvoso e o mês de abril, como de estiagem. Os resultados das medições de vazão reforçaram essa constatação. Em janeiro, a vazão do rio Pariquera-Açu foi de 0,018 m^3s^{-1} , 0,137 m^3s^{-1} e 0,330 m^3s^{-1} nas Estações 1, 3 e 5,

respectivamente. Já em abril, para as mesmas estações amostrais, as vazões calculadas foram de $0,015 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, $0,052 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e $0,247 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$. No que se refere ao rio Canha, as vazões medidas nas Estações 1, 4 e 8 foram, respectivamente, de $0,016 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, $0,705 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e $1,038 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, na primeira coleta, e de $0,017 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, $0,500 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ e $0,700 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$, na segunda.

A precipitação pluviométrica diária nas semanas em que houve campanhas amostrais nos rios Canha e Pariquera-Açu, além da variação da temperatura do ar em cada um dos dias, encontra-se na Tabela 3. Vale destacar que no dia da coleta em janeiro, no rio Canha, a precipitação foi de 10,0 mm e a temperatura do ar esteve entre 19,0 e 29,6°C. Já para o rio Pariquera-Açu, não houve precipitação no dia da coleta de janeiro e as temperaturas do ar foram superiores, entre 22,0 e 33,7°C. No que se refere à amostragem de abril, houve lâminas de chuva de 37,2 e 31,1 mm, nos rios Canha e Pariquera-Açu, respectivamente, durante os dias de coleta. Similarmente à coleta de janeiro, a temperatura do ar no município de Pariquera-Açu, no dia da coleta, foi superior à de Jacupiranga, atingindo valor máximo de 31,2°C. Assim, apesar de abril ter sido considerado período de estiagem, em comparação com janeiro, houve lâminas de chuva relevantes durante os dias de coleta, em cada rio, nesse período.

Tabela 3. Precipitação pluviométrica (mm) e variação da temperatura do ar (°C) diárias nas semanas em que houve campanhas amostrais nos rios Canha e Pariquera-Açu.

Município	Data	Precipitação (mm)	Temperatura mínima do ar (°C)	Temperatura máxima do ar (°C)
Jacupiranga	13/01/2007	16,0	20,4	35,4
	14/01/2007	0,0	19,2	34,0
	15/01/2007	3,0	18,0	31,4
	16/01/2007	0,0	20,6	26,0
	17/01/2007 (*)	10,0	19,0	29,6
	<i>Janeiro de 2007</i>	<i>301,0^a</i>	<i>20,8^b</i>	<i>31,3^c</i>
	21/04/2007	0,0	5,8	22,0
	22/04/2007	0,0	8,0	24,0
	23/04/2007	27,9	10,2	20,0
	24/04/2007	30,4	15,0	17,0
25/04/2007 (*)	37,2	13,8	24,2	
<i>Abril de 2007</i>	<i>91,0^a</i>	<i>19,4^b</i>	<i>30,0^c</i>	
Pariquera-Açu	15/01/2007	0,0	19,4	30,8
	16/01/2007	0,0	18,8	27,2
	17/01/2007	0,0	18,4	29,8
	18/01/2007	19,0	19,2	32,0
	19/01/2007 (*)	0,0	22,0	33,7
	<i>Janeiro de 2007</i>	<i>274,2^a</i>	<i>20,5^b</i>	<i>30,3^c</i>
	21/04/2007	0,0	19,0	30,8
	22/04/2007	0,0	19,6	29,2
	23/04/2007	0,0	20,0	31,4
	24/04/2007	0,0	20,0	34,0
25/04/2007 (*)	31,1	20,6	31,2	
<i>Abril de 2007</i>	<i>63,6^a</i>	<i>19,4^b</i>	<i>29,1^c</i>	

Legenda: (*) dia em que houve coleta; ^a total mensal; ^b Média das temperaturas mínimas verificadas em cada dia do mês; ^c média das temperaturas máximas verificadas em cada dia do mês. **Fonte:** IAC (2007).

As concentrações de fósforo total na água do rio Canha variaram entre $5,0 \mu\text{gL}^{-1}$ (Estação 1) e $28,4 \mu\text{gL}^{-1}$ (Estação 7), em janeiro de 2007, e entre $13,1 \mu\text{gL}^{-1}$ (Estação 4) e $36,8 \mu\text{gL}^{-1}$ (Estação 6), em abril (Tabela 4). Para o rio Pariquera-Açu, essas concentrações foram

maiores, oscilando, na primeira coleta, entre 33,3 μgL^{-1} (Estação 2) e 646,7 μgL^{-1} (Estação 9) e, na segunda, entre 20,7 μgL^{-1} (Estação 1) e 268,8 μgL^{-1} (Estações 6 e 9). Deve-se salientar que algumas concentrações verificadas no rio Pariquera-Açu estiveram em desacordo com o limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 (Brasil, 2005) para rios de classe 2, que é de 100,0 μgL^{-1} . Nas Estações 5, 6, 7, 8 e 9, em janeiro e abril, e na Estação 4, em janeiro, concentrações superiores a esse valor foram observadas.

As concentrações dessa variável foram, em geral, superiores no rio Pariquera-Açu nas duas coletas, sobretudo à jusante da Estação 5, a partir da qual o sistema aquático sofre influência do município e do efluente da ETE. No caso da coleta de abril, em especial, deve-se considerar que houve rompimento da tubulação que veicula o efluente da ETE, o que pode ter contribuído para o incremento dessas concentrações já na própria Estação 5. Além disso, no que se refere à Estação 9, as elevadas concentrações de fósforo total foram associadas ao comportamento lântico do rio nesse local, em função do encontro com o rio Ribeira de Iguape, o que proporciona desenvolvimento de macrófitas aquáticas. Sabe-se que as macrófitas que povoam os ambientes aquáticos podem contribuir significativamente para o aumento das concentrações de fósforo tanto na água como no sedimento (Demars e Harper, 1998; Bollmann et al., 2005; Lima et al., 2005; Xavier et al., 2005). Além disso, as baixas concentrações de oxigênio na água do rio Pariquera-Açu nessa estação podem ter promovido a liberação de fósforo previamente imobilizado no sedimento. Nas Estações 1, 2, 3, 4 e 9, as concentrações de fósforo total foram maiores em janeiro. Nas demais estações, as concentrações foram maiores em abril.

No caso do rio Canha, destaca-se a influência do município de Jacupiranga nas concentrações dessa variável na Estação 7, devendo-se levar em conta a contribuição de esgotos domésticos clandestinos, além de fontes difusas de poluição, já que essa estação se situa sob uma ponte na rodovia SP-222. As maiores concentrações de fósforo total foram observadas, majoritariamente, em abril de 2007. Deve-se reconhecer a importância do escoamento superficial no aumento das concentrações de fósforo total, principalmente, no rio Canha, já que as elevadas concentrações foram influenciadas, principalmente, pelas chuvas que ocorreram nos dias anteriores à coleta e, também, no próprio dia da amostragem de abril. Bordalo et al. (2001) relataram flutuações sazonais nas concentrações de fósforo total na água, sendo superiores no período de maior precipitação pluviométrica.

Uma vasta avaliação das concentrações de nutrientes em diversos rios do estado de São Paulo (Lamparelli, 2004), contudo, indicou que não há diferença estatisticamente significativa entre as concentrações de fósforo total na água encontradas nos períodos seco e chuvoso para 35 rios avaliados no estado. Segundo a mesma autora, embora as chuvas contribuam com o escoamento superficial e, conseqüentemente, para o incremento das concentrações de fósforo nos sistemas aquáticos, a precipitação pluviométrica também acarreta aumento do volume de água nos corpos de água e, por conseguinte, maior potencial de diluição de cargas poluidoras. No caso do rio Pariquera-Açu, parece ter havido equilíbrio entre esses dois fatores citados por Lamparelli (op. cit.), já que não houve padrão definido de variação sazonal nas concentrações de fósforo total.

O ortofosfato é a principal forma de fosfato assimilada por organismos aquáticos. Assim, a menor disponibilidade de ortofosfato em janeiro, para os dois rios, indicou maior assimilação pelo fitoplâncton. Tratando-se da variação espacial das concentrações de ortofosfato e clorofila-a, no rio Pariquera-Açu, destaca-se o incremento de fósforo a partir da Estação 5. Na Estação 6, houve picos de 7,00 e 11,16 μgL^{-1} de clorofila-a nas coletas de janeiro e abril, respectivamente, provavelmente como resultado do impacto do efluente da ETE. Na Estação 9, em função de seu comportamento lântico, também foram observadas

elevadas concentrações de ortofosfato nas duas amostragens. No caso do rio Canha, foram observadas menores concentrações de ortofosfato (máximo de 30,4 μgL^{-1} , Estação 5, em abril) e de clorofila-a (máximo de 1,12 μgL^{-1} , Estação 7, em abril, e Estação 8, em janeiro e abril).

A variação sazonal das concentrações de clorofila-a está vinculada a diversos fatores, tais como: maior atividade biológica, normalmente verificada nos meses de primavera e no verão, em que são observadas temperaturas mais elevadas; características hidráulicas (vazão do rio, velocidade da água), além de características da bacia hidrográfica em que se insere o sistema aquático estudado, cuja área pode ser ocupada, majoritariamente, por atividades agrícolas, industriais ou por meio urbano (Chai et al., 2006; Neal et al., 2006; Wysocki et al., 2006). Entretanto, para os rios Canha e Pariquera-Açu, não foi verificado padrão definido de variação sazonal das concentrações do pigmento.

Tabela 4. Concentrações de fósforo total, ortofosfato e clorofila-a (μgL^{-1}), nas estações de amostragem, nos rios Canha e Pariquera-Açu, em janeiro e abril de 2007.

Rios	Estação	Fósforo total (μgL^{-1})		Ortofosfato (μgL^{-1})		Clorofila-a (μgL^{-1})	
		Janeiro	Abril	Janeiro	Abril	Janeiro	Abril
Canha	1	5,0	26,3	4,3	10,6	^b	0,56
	2	19,6	20,5	3,2	9,6	^b	^b
	3	6,6	35,8	6,1	9,5	0,28	^b
	4	23,7	13,1	13,4	11,8	0,56	0,56
	5	23,5	27,2	5,6	30,4	^b	0,56
	6	9,0	36,8	6,8	14,5	0,56	0,84
	7	28,4	32,8	11,3	23,2	0,84	1,12
	8	10,6	31,9	17,7	19,9	1,12	1,12
Pariquera-Açu	1	62,7	20,7	27,8	18,0	^b	0,56
	2	33,3	24,7	19,2	13,4	^b	0,60
	3	65,1	29,0	22,3	18,6	^b	0,62
	4	110,6 ^a	36,1	20,9	13,5	2,30	0,84
	5	141,0 ^a	270,0 ^a	24,0	128,2	3,70	6,14
	6	110,0 ^a	268,8 ^a	36,4	166,5	7,00	11,16
	7	156,5 ^a	228,4 ^a	49,7	136,2	1,40	0,28
	8	108,8 ^a	180,1 ^a	37,4	70,3	3,30	0,90
	9	646,7 ^a	268,8 ^a	484,3	122,7	3,30	2,79

Legenda: ^a Concentração em desacordo com a Resolução CONAMA 357/05 (Brasil, 2005) para rios de classe 2;

^b Concentração de clorofila-a não detectada pelo espectrofotômetro.

Para o rio Canha, em janeiro, o menor IETm foi 19 (Estação 1) e o maior, 41, na Estação 7 (Tabela 5). Considerando a coleta de abril, os valores do IETm estiveram entre 30 (Estação 2) e 47 (Estação 7). Em janeiro, para o rio Pariquera-Açu, o IETm variou entre 35 (Estação 2) e 79 (Estação 9). Já em abril, oscilou entre 41 (Estações 1 e 2) e 74 (Estação 6). Para os dois sistemas lóticos estudados, o IETm das estações de amostragem foi, em geral, maior em abril.

É interessante notar que, em praticamente todos os casos, houve discrepância entre as classificações do IET (PT), IET (PO₄) e IET (CL). Na maioria das estações amostrais, as formas fosfatadas classificaram o ambiente em classe superior à obtida pelo valor de clorofila-a, corroborando o que foi verificado por Lamparelli (2004), para rios do estado de São Paulo. Assim, o IETm pode ser superestimado em função das formas fosfatadas e nem sempre refletir o real estado de trofia do ambiente, no que se refere ao desenvolvimento de biomassa fitoplanctônica. No caso dos rios Canha e Pariquera-Açu, as concentrações de ortofosfato foram elevadas em abril, de modo geral, embora as concentrações de clorofila-a nesta coleta

não as tenham acompanhado de forma consistente. Isso indicou menor assimilação da forma fosfatada pelo fitoplâncton, resultando em maiores concentrações disponíveis na água.

Tabela 5. Índice de Estado Trófico em relação ao fósforo total [IET (PT)], ao ortofosfato [IET (PO4)], à clorofila-a [IET (CL)] e Índice de Estado trófico médio (IETm), para as diferentes estações de amostragem nos rios Canha e Pariquera-Açu, em janeiro e abril de 2007.

Rio	Estação	IET (PT)	IET (PO4)	IET (CL)	IETm	Classificação	
Canha	Janeiro de 2007	1	20 (U)	37 (O)	0 (U)*	19	ultraoligotrófico
		2	40 (O)	32 (O)	0 (U)*	24	ultraoligotrófico
		3	24 (U)	42 (O)	18 (U)	28	oligotrófico
		4	42 (O)	53 (M)	25 (O)	40	oligotrófico
		5	42 (O)	40 (O)	0 (U)*	28	oligotrófico
		6	28 (O)	43 (O)	25 (O)	32	oligotrófico
		7	45 (M)	51 (M)	29 (O)	41	oligotrófico
		8	31 (O)	57 (E)	32 (O)	40	oligotrófico
	Abril de 2007	1	44 (O)	50 (M)	25 (O)	39	oligotrófico
		2	40 (O)	48 (M)	0 (U)*	30	oligotrófico
		3	48 (M)	48 (M)	0 (U)*	32	oligotrófico
		4	34 (O)	51 (M)	25 (O)	37	oligotrófico
		5	44 (O)	65 (E)	25 (O)	45	mesotrófico
		6	49 (M)	54 (M)	29 (O)	44	oligotrófico
		7	47 (M)	61 (E)	32 (O)	47	mesotrófico
		8	47 (M)	59 (E)	32 (O)	46	mesotrófico
Pariquera-Açu	Janeiro de 2007	1	56 (E)	64 (E)	0 (U)*	40	oligotrófico
		2	47 (M)	58 (E)	0 (U)*	35	oligotrófico
		3	57 (E)	60 (E)	0 (U)*	39	oligotrófico
		4	65 (E)	59 (E)	39 (O)	54	mesotrófico
		5	68 (E)	61 (E)	44 (O)	58	eutrófico
		6	65 (E)	67 (E)	50 (M)	61	eutrófico
		7	70 (E)	72 (E)	34 (O)	59	eutrófico
		8	64 (E)	68 (E)	43 (O)	58	eutrófico
		9	90 (H)	105 (H)	43 (O)	79	hipereutrófico
	Abril de 2007	1	40 (O)	57 (E)	25 (O)	41	oligotrófico
		2	43 (O)	53 (M)	25 (O)	41	oligotrófico
		3	45 (E)	58 (E)	26 (O)	43	oligotrófico
		4	48 (E)	53 (M)	29 (O)	43	oligotrófico
		5	77 (H)	86 (H)	49 (M)	71	eutrófico
		6	77 (H)	89 (H)	55 (E)	74	eutrófico
		7	75 (H)	87 (H)	18 (U)	60	eutrófico
		8	72 (E)	77 (H)	30 (O)	59	eutrófico
9		77 (H)	85 (H)	41 (O)	68	eutrófico	

Legenda: U (ultraoligotrófico); O (oligotrófico); M (mesotrófico); E (eutrófico); H (hipereutrófico); *Considerou-se IET (CL) = 0 para concentrações de clorofila-a não detectadas pelo espectrofotômetro.

Em janeiro de 2007, a densidade total do fitoplâncton no rio Canha variou entre 221 indmL⁻¹ (Estação 6) e 3.759 indmL⁻¹ (Estação 1) e, em abril, entre 83 indmL⁻¹ (Estação 8) e 752 indmL⁻¹ (Estação 1). Para o rio Pariquera-Açu, a densidade oscilou entre 129 indmL⁻¹ (Estação 3) e 1.769 indmL⁻¹ (Estação 6), na primeira coleta, e entre 66 indmL⁻¹ (Estação 2) e 13.377 indmL⁻¹ (Estação 9), na segunda amostragem (Tabela 6). Estudo sobre o fitoplâncton da baía do Guajará e foz do rio Guamá, estado do Pará, Brasil, (Paiva et al., 2006) mostrou expressivo aumento do número de células por litro durante o período menos chuvoso, o que foi relacionado, pelos pesquisadores, à maior disponibilidade de luz e à maior transparência da água, favorecendo o florescimento fitoplanctônico. No caso dos rios Canha e Pariquera-Açu,

situação semelhante foi observada, já que se verificou maior densidade de indivíduos no período que apresentou menor incidência de chuvas nos dias próximos de cada coleta, janeiro de 2007. Esse mês, apesar de ser caracterizado como chuvoso, em virtude do total mensal de precipitação, contou com pequenas lâminas de chuva no período específico de coleta, quando comparado a abril.

Tabela 6. Densidade total fitoplanctônica nas estações de amostragem nos rios Canha e Pariquera-Açu, em janeiro e abril de 2007.

Rios	Estação	Densidade (indmL ⁻¹)	
		<i>Janeiro</i>	<i>Abril</i>
Canha	1	3.759	752
	2	332	111
	3	663	105
	4	553	133
	5	265	144
	6	221	205
	7	409	116
	8	332	83
Pariquera-Açu	1	290	94
	2	143	66
	3	129	105
	4	567	310
	5	1.727	1.121
	6	1.769	995
	7	276	111
	8	543	111
	9	967	13.377

Para os dois rios, portanto, a densidade total do fitoplâncton foi, na maioria dos casos, maior em janeiro, embora o IETm tenha sido mais elevado em abril. Essa discordância confirmou a hipótese de que a avaliação do estado trófico por meio do IETm, originalmente desenvolvido para lagos e reservatórios, pode superestimar o grau de trofia dos rios. Isto ocorre, principalmente, em função das elevadas concentrações de fósforo encontradas em sistemas lóticos, as quais não promovem, necessariamente, resposta biológica diretamente proporcional a essas concentrações, isto é, aumento da densidade do fitoplâncton.

Portanto, embora o IETm tenha sido maior em abril, para os dois rios, as concentrações de fósforo total e ortofosfato verificadas nesta coleta não foram suficientes, por si só, para promover maior crescimento da comunidade fitoplanctônica, como seria esperado. Nesse caso, outros fatores podem ter interferido no desenvolvimento desses organismos, tais como a presença de sólidos em suspensão (e, conseqüentemente, a menor disponibilidade de luz), a predação pelo zooplâncton, entre outros. Em janeiro, por outro lado, embora os valores de IETm tenham sido menores, a densidade total do fitoplâncton foi maior, fato que, aliado às menores concentrações de ortofosfato disponíveis na água, indicou maior assimilação desse nutriente pelo fitoplâncton.

Os dendogramas de similaridade entre as estações de amostragem nos dois rios estudados estão sintetizados nas Figuras 1, 2, 3 e 4.

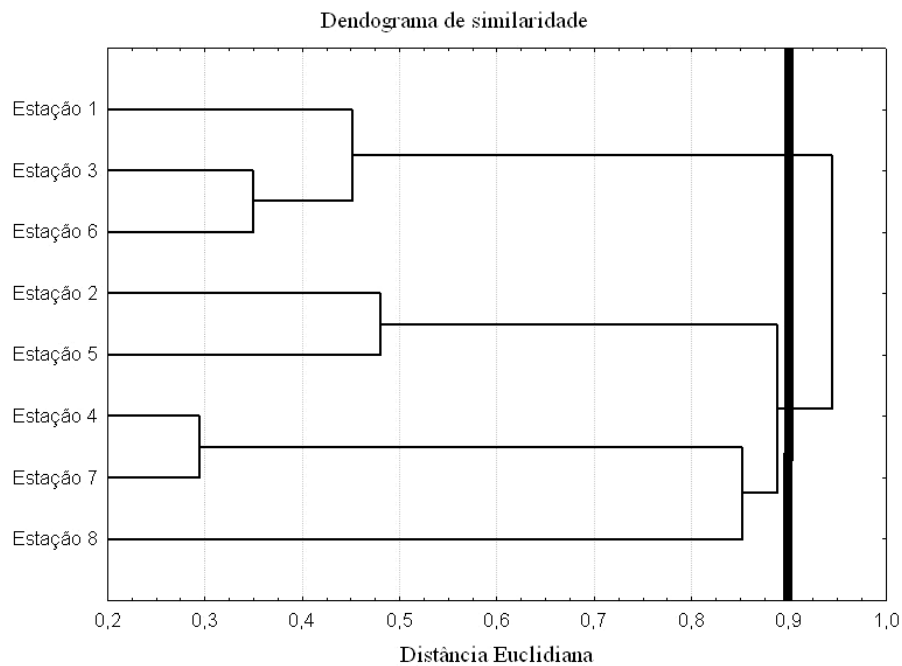


Figura 1. Dendograma da análise de agrupamento para fósforo total, ortofosfato e clorofila-a, entre as estações de amostragem do rio Canha, em janeiro de 2007.

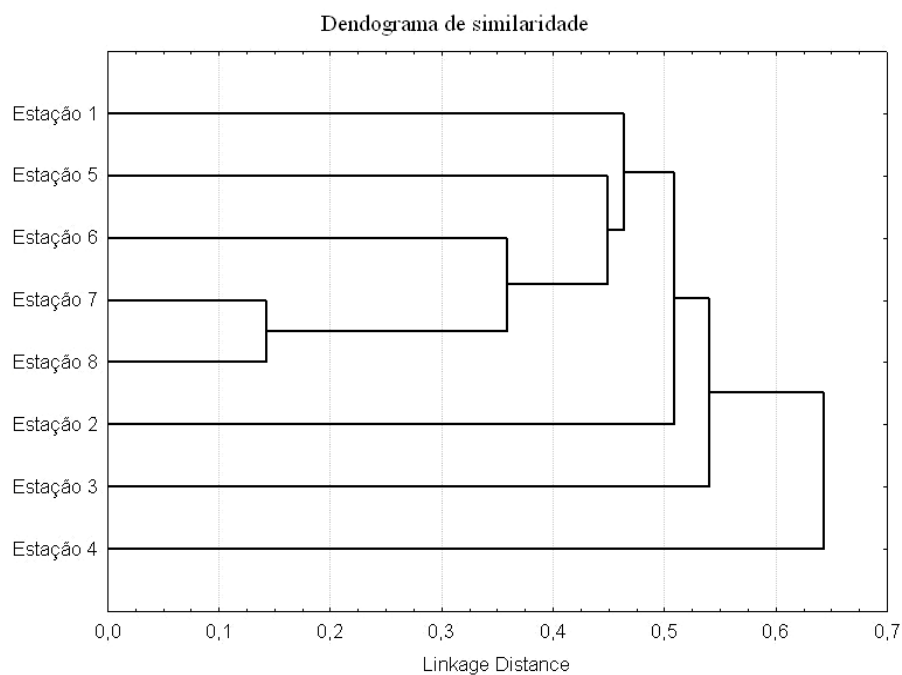


Figura 2. Dendograma da análise de agrupamento de fósforo total, ortofosfato e clorofila-a, entre as estações de amostragem, do rio Canha, em abril de 2007.

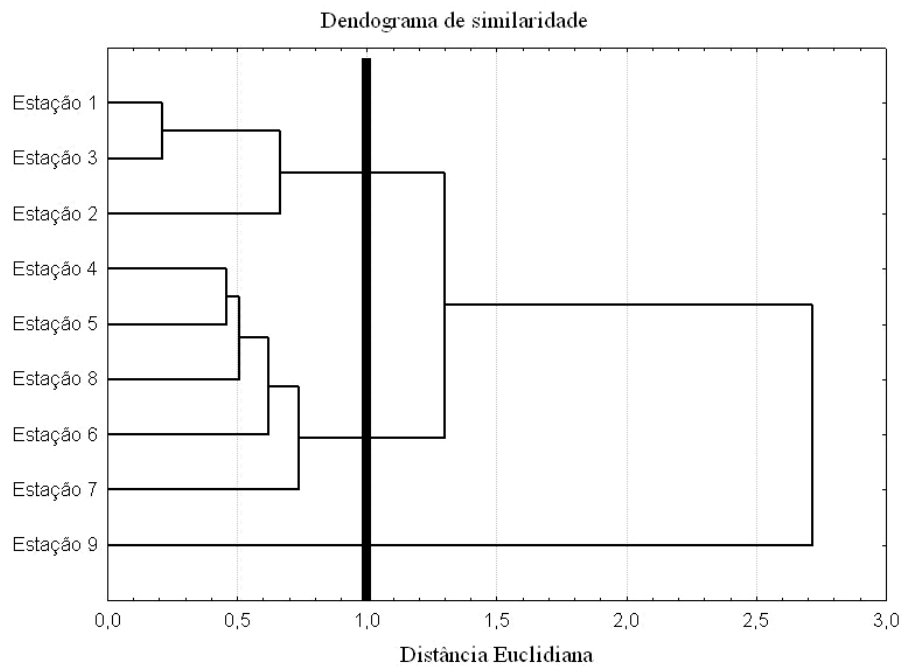


Figura 3. Dendrograma da análise de agrupamento de fósforo total, ortofosfato e clorofila-a, entre as estações de amostragem, do rio Pariquera-Açu, em janeiro de 2007.

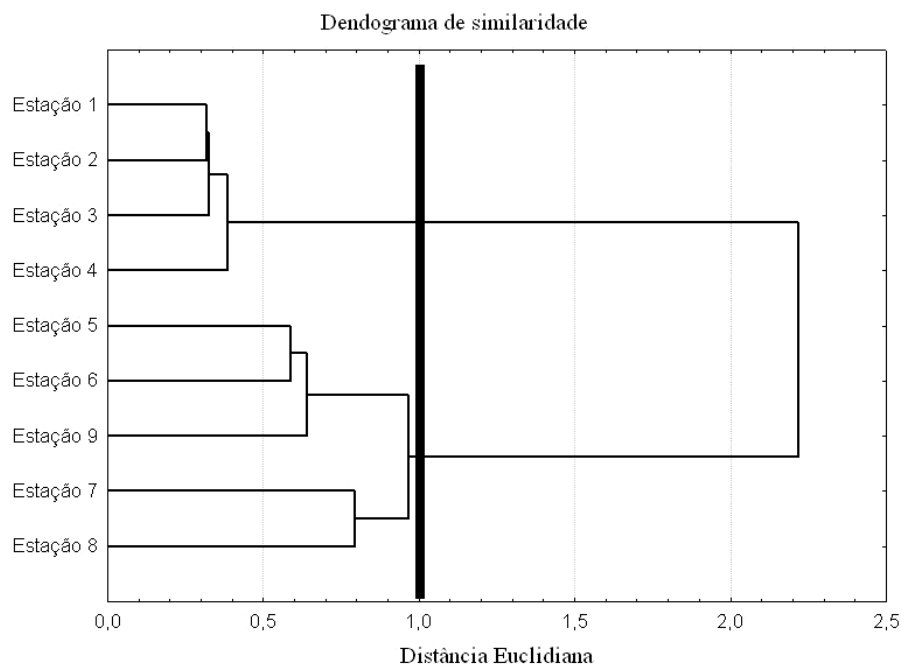


Figura 4. Dendrograma da análise de agrupamento de fósforo total, ortofosfato e clorofila-a, entre as estações de amostragem, do rio Pariquera-Açu, em abril de 2007.

Para o rio Canha, considerando a coleta de janeiro de 2007, foram gerados dois grupos (distância euclidiana = 0,9), um deles reunindo as Estações 1, 3 e 6, que apresentaram baixas concentrações de fósforo total, ortofosfato e clorofila-a e o outro, agregando as demais estações. Para a coleta de abril, não foram gerados agrupamentos. A máxima distância euclidiana foi de aproximadamente 0,65, o que permitiu admitir que todas as estações de

coleta apresentaram similaridade entre si, ou seja, que houve homogeneidade ao longo do eixo longitudinal do rio, considerando as variáveis fósforo total, ortofosfato e clorofila-*a*.

Para o rio Pariquera-Açu, na coleta de janeiro, foram gerados três agrupamentos (distância euclidiana = 1). O primeiro grupo reuniu as Estações 1, 2 e 3, próximas à nascente e trecho mais preservado do rio. O segundo agregou as Estações 4, 5, 6, 7 e 8, que já sofrem, em maior ou menor grau, os impactos do município de Pariquera-Açu, bem como aqueles relacionados ao efluente da ETE. Por fim, o terceiro grupo contou apenas com a Estação 9, que de fato apresenta características peculiares, em razão de seu comportamento lântico, o que a distingue das demais. Já em abril, também considerando distância euclidiana igual a 1, foram gerados dois agrupamentos: o primeiro conjunto reuniu as Estações 1, 2, 3 e 4; já o outro agregou as demais estações. Constata-se, portanto, que, em abril, a Estação 9 não foi alocada em grupo separado, mas sim no mesmo conjunto que encerrou as Estações 5, 6, 7 e 8. Isso pode ser explicado pelas elevadas concentrações de fósforo total e ortofosfato encontradas, em abril, a partir da Estação 5 (provavelmente em razão do rompimento da tubulação que veicula o efluente da ETE), o que pode ter contribuído para aumentar a similaridade entre as estações subseqüentes.

4. CONCLUSÕES

A comparação entre a densidade fitoplanctônica e o IETm dos rios Canha e Pariquera-Açu, Vale do Ribeira de Iguape, SP, Brasil, em diferentes períodos amostrais (janeiro e abril de 2007) permitiu que fossem estabelecidas as seguintes conclusões:

- i. De acordo com os resultados obtidos, não é aconselhável a aplicação do IETm (Índice de Estado Trófico médio), originalmente desenvolvido para ambientes lânticos, em estudos sobre sistemas lóticos, como os rios Canha e Pariquera-Açu, por exemplo. Pode haver superestimação do estado trófico do ecossistema aquático, já que as formas fosfatadas que integram o cálculo do IETm (fósforo total e ortofosfato) podem contribuir para um incremento indevido em seu valor, ou seja, um aumento incompatível com a real resposta biológica associada, representada pelo crescimento fitoplanctônico;
- ii. A densidade total do fitoplâncton nos dois rios estudados, em diferentes períodos amostrais, confirmou a hipótese de superestimação do estado trófico pelo IETm. Em abril de 2007, embora os valores de IETm tenham sido maiores, a densidade total da comunidade fitoplanctônica foi menor, indicando que outros fatores intervieram na densidade desses organismos, tais como temperatura da água, concentração de sólidos em suspensão, vazão do rio, predação pelo zooplâncton, entre outros;
- iii. As concentrações de fósforo e ortofosfato foram, em geral, maiores no rio Pariquera-Açu, em comparação às encontradas no rio Canha. Observou-se aumento dessas concentrações a partir da Estação 5 daquele rio, em função da influência do efluente da ETE, do município de Pariquera-Açu, do escoamento superficial urbano e rural e, ainda, do comportamento lântico do rio em sua última estação de amostragem, o que propiciou desenvolvimento de macrófitas aquáticas. A análise de *cluster* reuniu de forma coerente as estações amostrais, de acordo com os impactos ambientais a que estiveram submetidas;

- iv. Não houve padrão definido de variação sazonal das concentrações de clorofila-*a* na água dos dois rios estudados. Quanto ao fósforo total e ao ortofosfato, as maiores concentrações foram encontradas, no caso do rio Canha, em abril. Nessa ocasião, as chuvas que incidiram no período da coleta contribuíram para o aumento do escoamento superficial das áreas urbanas e agrícolas adjacentes e, conseqüentemente, para o aporte das formas fosfatadas ao rio. Por outro lado, no rio Pariquera-Açu não foi verificado padrão definido de variação sazonal dessas duas variáveis. Pressupõe-se que houve equilíbrio entre a entrada de fósforo no sistema lótico, em decorrência do escoamento superficial, e a diluição ocasionada pelo aumento do volume de água no rio, como resultado da precipitação pluviométrica.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) pela bolsa de iniciação científica concedida ao primeiro autor (Processo FAPESP 06/53550-4), pela bolsa de pós-doutorado à segunda autora (Processo FAPESP 06/57668-0) e pelo auxílio financeiro (Processo FAPESP 02/13449-1).

6. REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington: APHA, 2002.
- BELLINGER, B. J.; COCQUYT, C.; O'REILLY, C. M. Benthic diatoms as indicators of eutrophication in tropical streams. **Hydrobiologia**, v. 573, p. 75-87, 2006.
- BILLEN, G.; GARNIER, J.; NÉMERY, J.; SEBILO, M.; SFERRATORE, A.; BARLES, S. et al. A long-term view of nutrient transfers through the Seine River continuum. **The Science of the Total Environment**, v. 375, p. 80-97, 2007.
- BOLLMANN, H. A.; CARNEIRO, C.; PEGORINI, E. S. Qualidade da água e dinâmica de nutrientes. In: **Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados**. Curitiba: Graf. Capital, 2005. 500 p.
- BORDALO, A. A.; NILSUMRANCHIT, W.; CHALERMVAT, K. Water quality and uses of Bangpakong River, Eastern Thailand. **Water Research**, v. 35, p. 3635-3642, 2001.
- BRASIL. Ministério do Meio ambiente. Conselho Nacional de Meio Ambiente - CONAMA. **Resolução nº 357, 17 de março de 2005**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br>>. Acesso: 7 jul. 2007.
- CHAI, C.; YU, Z.; SONG, X.; CAO, X. The status and characteristics of eutrophication in the Yangtze River (Changjiang) Estuary and the adjacent East China Sea. **Hydrobiologia**, v. 563, p. 313-328, 2006.
- DEMARS, B. O. L.; HARPER, D. M. The aquatic macrophytes of an English lowland river system: assessing response to nutrient enrichment. **Hydrobiologia**, v. 384, p. 75-88, 1998.

CUNHA, D. G. F.; FALCO, P. B. de; CALIJURI, M. do C. Densidade fitoplanctônica e estado trófico dos rios Canha e Pariquera-Açu, bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, SP, Brasil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 3, n. 2, p. 90-105, 2008. ([doi:10.4136/ambi-agua.55](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.55))

- DODDS, W. K.; JONES, J. R.; WELCH, E. B. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen and phosphorus. **Water Research**, v. 32, p. 1455-1462, 1998.
- DODDS, W. K. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. **Limnology and Oceanography**, v. 51, p. P. 671-680, 2006.
- FAVARETO, A.; BRANCHER, P. **O Desenvolvimento territorial no Vale do Ribeira e os projetos do Pronaf-infraestrutura - análise e recomendações**. Relatório de Pesquisa. IICA-SDT/MDA. Disponível em: <http://serv-sdt-1.mda.gov.br/gnc/gnc/ep/estudos/SP_ValeRibeira.doc>. Acesso em: 10 fevereiro 2007.
- FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. **Vale do rio Ribeira de Iguape**. 2002. Disponível em: <<http://www.sosmatatlantica.org.br>>. Acesso: 10 fevereiro 2007.
- HILTON, J.; O'HARE, M.; BOWES, M. J.; JONES, J. I. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. **Science of The Total Environment**, v. 365, p. 66-83, 2006.
- INSTITUTO AGRONÔMICO DE CAMPINAS (IAC). Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas - CIIAGRO. **Balanco hídrico da região do Vale do Ribeira**. Disponível em: <<http://ciiagro.iac.sp.gov.br/ciiagroonline>>. Acesso: 1 abril 2007.
- JARVIE, H. P.; LYCETT, E.; NEAL, C.; LOVE, A. Patterns in nutrient concentrations and biological quality indices across the upper Thames river basin, UK. **Science of the Total Environment**, v. 283, p. 263-294, 2002.
- LAMPARELLI, M.C. **Graus de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: Avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 235f. Tese (Doutorado em Ecossistemas Terrestres e Aquáticos) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo (IB-USP), São Paulo, 2004.
- LIMA, M. R.; REISSMANN, C. B.; TAFFAREL, A. D. Fitorremediação com macrófitas aquáticas flutuantes. In: **Gestão integrada de mananciais de abastecimento entrofizados**. Curitiba: Graf. Capital, 2005. 500 p.
- LOBO, E. A.; CALLEGARO, V. L. M.; HERMANY, G.; GÓMEZ, N.; ECTOR, L. Review of the use of microalgae in South America for monitoring rivers, with special reference to diatoms. **Vie et Milieu-Life and Environment**, v. 54, p. 105-114, 2004.
- NEAL, C.; HILTON, J.; WADE, A. J.; NEAL, M.; WICKHAM, H. Chlorophyll-a in the rivers of eastern England. **Science of the Total Environment**, v. 365, p. 84-104, 2006.
- NETHERLANDS NORMALISATIE INSTITUT - NEN. **Nederlandse Norm 6520**: water: spectrophotometric determination of chlorophyll a content. Delft: NEN, 1981.
- NUSH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and pheopigment determination. **Arch. Hydrobiol.**, v. 14, p. 14-36, 1980.
- PAIVA, R. S.; ESKINAZI-LEÇA, E.; PASSAVANTE, J. Z. O.; SILVA-CUNHA, M. G. C.; MELO, N. F. A. C. Considerações ecológicas sobre o fitoplâncton da baía do Guajará e foz do rio Guamá (Pará, Brasil). **Ciências Naturais**, v. 1, n. 2, p. 133-146, 2006.

CUNHA, D. G. F.; FALCO, P. B. de; CALIJURI, M. do C. Densidade fitoplanctônica e estado trófico dos rios Canha e Pariquera-Açu, bacia hidrográfica do rio Ribeira de Iguape, SP, Brasil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 3, n. 2, p. 90-105, 2008. ([doi:10.4136/ambi-agua.55](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.55))

POTAPOVA, M.; CHARLES, D. F. Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. **Ecological Indicators**, v. 7, p. 48-70, 2007.

RESENDE, R. U. **As regras do jogo: legislação florestal e desenvolvimento sustentável no Vale do Ribeira**. São Paulo: Annablume, 2002. 198p.

RODRIGUES, S. C.; TORGAN, L.; SCHWARZBOLD, A. Composição e variação sazonal da riqueza do fitoplâncton na foz de rios do delta do Jacuí, RS, Brasil. **Acta Botânica Brasilica**, v. 21, p. 707-721, 2007.

SILVEIRA, M. P. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios**. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 68p.

SMITH, V. H.; TILMAN, G. D.; NEKOLA, G. D. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. **Environmental Pollution**, v. 100, p. 179-196, 1999.

SMITH, V. H. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems: a global problem. **Environmental Science & Pollution Research**, v. 10, p. 126-139, 2003.

TOLEDO, A. P.; TALARICO, M.; CHINEZ, S. J.; AGUDO, E. G. Aplicação de modelos simplificados para a avaliação de processo da eutrofização de lagos e reservatórios tropicais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 22., 1983, Camburiú. **Anais...** Camburiú: UESC. 35p, 1983.

TOLEDO, A. P. **Informe preliminar sobre os estudos para a obtenção de um índice para a avaliação do estado trófico de reservatórios de regiões quentes tropicais**. São Paulo: CETESB, 1990. 12p. Relatório interno.

UTHERMÖHL, H. On the perfecting of quantitative phytoplankton method. **Inst. Ass. Theor. Comm.**, v. 9, 1958.

XAVIER, C. F.; DIAS, L. N.; BRUNKOW, R. F. Eutrofização. In: **Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados**. Curitiba: Graf. Capital, 2005. 500 p.

WANG, X. I.; LU, Y. I.; HE, G. Z.; HAN, J. Y.; WANG, T. Y. Exploration of relationships between phytoplankton biomass and related environment variables using multivariate statistic analysis in a eutrophic shallow lake: a 5-year study. **Journal of Environmental Sciences**, v. 19, p. 920-927, 2007.

WISLER, C. D.; BRATER, E. F. **Hidrologia**. Rio de Janeiro: Livro Técnico, 1964. 484 p.

WYSOCKI, L. A.; BIANCHI, T. S.; POWELL, R. T.; REUSS, N. Spatial variability in the coupling of organic carbon, nutrients, and phytoplankton pigments in surface waters and sediments of the Mississippi River plume. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 69, p. 47-63, 2006.



Sensibilidade ambiental das ilhas costeiras de Ubatuba, SP, Brasil (doi:10.4136/ambi-agua.56)

Carolina Rodrigues Bio Poletto¹; Getulio Teixeira Batista²

¹Mestre em Ciências Ambientais, Universidade de Taubaté (UNITAU)

E-mail: carolinabio@uol.com.br

²Professor do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade de Taubaté (UNITAU)

E-mail: getulio@agro.unitau.br

RESUMO

As Cartas de Sensibilidade Ambiental para Derramamentos de Óleo (Cartas SAO) constituem um componente essencial e fonte de informação primária para o planejamento de contingência, balizamento das ações de resposta e avaliação de danos em casos de derramamento de óleo. Este trabalho tem como objetivo geral elaborar um mapa de sensibilidade ambiental a vazamentos de óleo para os ambientes insulares do município de Ubatuba, Litoral Norte do Estado de São Paulo. Os objetivos específicos visaram realizar a caracterização e o diagnóstico ambiental da região. A metodologia adotada para o presente trabalho está baseada na proposta elaborada pelo Ministério do Meio Ambiente nas Especificações e Normas Técnicas para Elaboração das Cartas de Sensibilidade Ambiental a Derramamentos de Óleo (Cartas SAO). Foi realizado o levantamento de dados secundários, um trabalho de campo realizado no verão e no inverno de 2007, foi criada uma base cartográfica georreferenciada e, por fim, feita a migração dos dados obtidos em campo para a base gerada e para o banco de dados. Como resultado, obteve-se a caracterização das 34 unidades insulares do município de Ubatuba (16 ilhas, 7 ilhotes e 11 lajes) nos seguintes aspectos: físico (clima, geologia, geomorfologia e oceanografia); ambiental (fauna e flora presentes e os ecossistemas costeiros) e socioeconômico (atividades antrópicas, usos do ambiente, estruturas e os impactos gerados), e ainda, a determinação da sensibilidade ambiental dos ecossistemas insulares presentes. Foram identificadas 11 praias, localizadas em 6 ilhas, com características geomorfológicas e topográficas distintas. As praias foram classificadas com índice de sensibilidade 4, pelo fato de estarem abrigadas das ações das ondas e correntes. A maior parte dos ambientes mapeados (44,8%) foi classificada com índice de sensibilidade 8, indicando o alto grau de sensibilidade das regiões insulares. Os impactos gerados por derrame de óleo em ambientes costeiros podem ser significativamente minimizados durante as ações emergenciais, quando há um conhecimento prévio dos ecossistemas que integram a área atingida e, especialmente, se o ambiente está mapeado e com suas características registradas e disponíveis em bancos de dados. O mapeamento de sensibilidade ambiental é um importante instrumento de gestão e manejo, principalmente em se tratando de áreas sensíveis e carentes de instrumentos de gestão, como os ambientes insulares da região de Ubatuba.

Palavras-chave: Índice de sensibilidade ambiental; vazamentos de óleo; ambientes insulares.

Environmental sensitivity of the coastal islands of Ubatuba, SP, Brazil

ABSTRACT

The Environmental Sensitivity Index Maps for Oil Spills (ESI Maps, or SAO in Portuguese) constitute an essential component and source of basic information for emergency planning, response decision support and damage evaluation in case of oil spills. This study aims at the elaboration of sensitivity maps for oil spills for the islands within the Ubatuba municipality, north coast of the State of São Paulo. The adopted methodology is based on the Technical Specifications for the production of Environmental Sensitivity Maps for oil spills (SAO maps) proposed by the Brazilian Ministry of Environment. The study involved the gathering of secondary data, followed by field work carried out in the summer and winter periods of 2007; the elaboration of the cartographic base maps and, finally, the integration of the data to a GIS (Geographic Information System). As a result it was registered and mapped the physical (geology, geomorphology, oceanography and climatology), biological (fauna, flora and coastal environments) and socioeconomic (anthropic influence, human use, artificial structures and impacts) resources of Ubatuba coastal islands. Eleven beaches have been identified, located at six islands, with distinct topographic and geomorphologic features. The beaches were classified with sensitivity index 4, because they are sheltered from actions of waves and currents. Most of the mapped environments (44.8%) were classified with sensitivity index 8, indicating high sensitivity of the islands. The oil spill impacts on coastal environments can be significantly minimized during the contingency actions when previous knowledge of the ecosystems that compose the islands environment is available, especially when it is integrated into GIS data basis, capable of displaying easy-to-use maps. The environmental sensitivity mapping is an important management instrument, especially when dealing with sensible and poorly studied areas such as the islands of Ubatuba.

Keywords: Environmental Sensitivity Index; Oil Spill; Coastal Islands.

1. INTRODUÇÃO

As ilhas costeiras são ecossistemas que se desenvolveram independente de outros, o que resultou em ambientes únicos com características específicas. Devido à sua formação e isolamento, esses ambientes apresentam grande diversidade biológica e alto grau de sensibilidade ambiental.

O trecho do litoral paulista denominado Litoral Norte compreende os municípios de São Sebastião, Ilhabela, Caraguatatuba e Ubatuba, e tem como característica uma linha de costa bastante recortada, com inúmeras baías delimitadas por esporões de serra que mergulham no mar. Essa porção do litoral possui diversas ilhas, ilhotes e lajes, entre elas a Ilhabela, maior ilha costeira do Estado de São Paulo (Lamparelli et al., 1998; Ab'Saber, 2001). Segundo IPT (2000), o Litoral Norte apresenta 18,6% de sua área representada por ilhas, ilhotas e lajes; a região de Ubatuba apresenta um total de 16 ilhas, 7 ilhotes e 8 lajes (São Paulo, 1989).

Considerando a importância ecológica desses ambientes e o acelerado e desordenado crescimento populacional e turístico da zona costeira, tornou-se necessário adotar medidas de proteção legal desses ecossistemas. Dessa forma, diversas ilhas foram tombadas e outras transformadas em Unidades de Conservação, com objetivos de proteção desses ambientes (São Paulo, 1985; São Paulo, 1994).

No entanto, com o desenvolvimento da região, cujos índices de crescimento estão entre os maiores do Brasil, multiplicam-se os riscos de modificações, interferências e impactos

ambientais gerados por diversas atividades humanas, especialmente a expansão urbana e conseqüente especulação imobiliária, pesca, atividades turísticas e industriais.

A presença do Porto de São Sebastião e do Terminal Petrolífero da Petrobrás (TEBAR) na região agrega novos cenários aos impactos potenciais e à poluição ambiental na área. Os municípios de São Sebastião e Ilhabela são os mais afetados por esse tipo de atividade e pelos possíveis acidentes relacionados a atividades com óleo e outros produtos nocivos. No entanto, os municípios de Caraguatatuba e Ubatuba não estão livres de tais impactos. Segundo CETESB (2008), foram registrados entre 1974 e 2006, 294 acidentes envolvendo vazamentos de óleo e derivados no litoral norte. Observando os acidentes ocorridos nos últimos anos no litoral norte (Poffo, 2000), pode-se perceber que em inúmeros casos, manchas de óleo atingiram diversas regiões dos municípios de Caraguatatuba e Ubatuba, como praias e ilhas.

Um exemplo recente, foi o acidente ocorrido com o navio norueguês “Nordic Marita”, ocorrido em 3 de junho de 2003, no Terminal Marítimo da Petrobrás / São Sebastião, devido ao afrouxamento de 3 braços de descarga do pier sul, quando do descarregamento de petróleo para o terminal. O óleo derramado deslocou-se do canal de São Sebastião em direção à Caraguatatuba e Ubatuba por influência de ventos e correntes marítimas, atingindo diversas praias, costões rochosos, lagoas e ilhas da região. Entre os locais atingidos, destaca-se a Ilha Anchieta, uma Unidade de Conservação insular, com ambientes extremamente sensíveis e uma rica biodiversidade.

Os danos ambientais potenciais do petróleo aos ambientes costeiros já são bastante conhecidos, variando desde a morte direta por recobrimento e/ou intoxicação, até uma variedade de efeitos subletais, comportamentais, ou danos localizados (Milanelli, 2003). A gravidade desses danos varia enormemente, de acordo com vários aspectos inerentes ao petróleo, ao tipo de ambiente atingido e à comunidade biológica afetada no acidente (São Paulo, 2007).

Os impactos gerados por derrame de óleo em ambientes costeiros podem ser significativamente minimizados durante as ações emergenciais, quando há um conhecimento prévio dos ecossistemas que integram a área atingida e, especialmente, se o ambiente está mapeado e com suas características registradas e disponíveis em bancos de dados. Assim, os métodos mais adequados de combate, contenção, recolhimento e limpeza, podem ser previamente discutidos e definidos, visando minimizar os danos adicionais aos ambientes atingidos.

Sendo assim, as Cartas de Sensibilidade Ambiental para Derramamentos de Óleo (Cartas SAO) constituem um componente essencial e fonte de informação primária para o planejamento de contingência e avaliação de danos em casos de derramamento de óleo (Brasil, 2004). Ademais, as Cartas SAO representam uma ferramenta fundamental para o balizamento das ações de resposta a vazamentos de óleo, na medida em que, ao identificar aqueles ambientes com prioridade de preservação, permitem o direcionamento dos recursos disponíveis e a mobilização mais eficiente das equipes de proteção e limpeza, auxiliando na redução das conseqüências ambientais de um vazamento de óleo.

Por outro lado, é, também, possível a utilização desse instrumento como suporte técnico a outras atividades socioeconômicas e de gestão ambiental, pois apresenta uma caracterização e um diagnóstico ambiental detalhado da região estudada.

Deve-se ressaltar, no entanto, que mesmo com a padronização metodológica estabelecida pelo Ministério do Meio Ambiente, observam-se diferenças no nível de detalhamento dos diferentes mapeamentos conduzidos na costa brasileira. Produtos usados para Licenciamento Ambiental, produzidos por empresas privadas, são em geral, realizados por empresas de consultoria e, normalmente, com prazo exíguo, o que impede a realização de trabalhos detalhados. Por outro lado, os Programas conduzidos pelo MMA, por bacia sedimentar,

envolvem grandes extensões de costa (vários milhares de quilômetros), resultando também em uma abordagem seletiva quanto ao nível de detalhamento, focado especialmente nas áreas mais sensíveis da costa.

Pesquisas realizadas por universidades têm contribuído para o mapeamento da sensibilidade costeira ao óleo, com uma abordagem mais detalhada em alguns aspectos não contemplados nos outros mapeamentos, mas que são importantes e relevantes para a tomada de decisão e gestão de emergência em nível local (Lima, 2007; Wieczorek, 2006; Pincinato, 2007).

Sendo assim, este trabalho tem como objetivo geral, elaborar um mapa de sensibilidade ambiental a vazamentos de óleo para os ambientes insulares do município de Ubatuba, Litoral Norte do Estado de São Paulo e, como objetivos específicos, realizar a caracterização e o diagnóstico ambiental da região; identificar a sensibilidade do litoral, e áreas prioritárias de proteção e fornecer subsídios para a tomada de decisão quanto ao estabelecimento de zonas de sacrifício.

2. MATERIAL E MÉTODOS

A metodologia adotada para o presente trabalho está baseada na proposta elaborada pelo Ministério do Meio Ambiente nas Especificações e Normas Técnicas para Elaboração das Cartas de Sensibilidade Ambiental a Derramamentos de Óleo (Cartas SAO), e seus Anexos (Brasil, 2004). No entanto, especificidades da área, não contempladas no referido documento, foram consideradas no presente trabalho, buscando-se produzir um material que atenda da melhor forma possível a demanda local para gestão de emergências, envolvendo vazamentos de óleo e derivados.

A primeira etapa realizada foi o levantamento de dados secundários, por meio de fontes de pesquisa e contatos locais, a fim de se conhecer previamente a área estudada e também de se obter dados relevantes ao trabalho que não seriam possíveis de se obter em campo. Essas informações foram sistematizadas, inseridas em bancos de dados e representadas nas cartas geradas. A segunda etapa foi a realização do trabalho de campo. Toda a região costeira da área de abrangência do estudo foi visitada para o levantamento das informações geomorfológicas, oceanográficas, meteorológicas, biológicas e socioeconômicas, além das informações complementares como acessibilidade e infra-estrutura. A área total mapeada foi de 11.800 km², englobando as 31 unidades insulares existentes no município.

Todas as informações levantadas em campo foram georreferenciadas com aparelho de recepção de dados do Sistema Global de Posicionamento (GPS), usando a projeção UTM, datum SAD 69, e fuso 23S. Foram tomadas também fotografias digitais que foram referenciadas geograficamente e relacionadas à ilha e ao segmento onde ocorriam. Foram registrados os pontos de início e fim de cada segmento que se apresentava homogêneo em relação às características geomorfológicas, oceanográficas, tipo de substrato e tipologia da costa, aspectos fundamentais para a definição da sensibilidade ao óleo. Pontos relevantes, relacionados aos recursos biológicos e socioeconômicos (tais como atividades, ocupações, estruturas, etc.), dentro de cada segmento foram também registrados e associados a ícones específicos padronizados nas cartas SAO.

Para cada segmento foi atribuído um índice de sensibilidade do litoral (ISL), considerando suas características geomorfológicas (estrutura, declividade, tipo de sedimento) e hidrodinamismo (grau de exposição às ondas, correntes e marés). Cada segmento recebeu uma denominação específica e seqüencial, conforme determinado nas Cartas SAO (Brasil, 2004) – sigla do Estado (SP), sigla com duas letras da área de estudo (UB), letra i minúscula indicando ambiente insular, número seqüencial com três dígitos. Exemplo: SPUBi 001.

O trabalho de campo foi composto por duas campanhas, uma no verão (realizada em janeiro de 2007), outra no inverno (em julho de 2007), para se contemplar as características sazonais, principalmente no que diz respeito ao ambiente praias que, por influências climáticas e oceanográficas, sofre modificações de suas características geomorfológicas. Todos os ecossistemas costeiros apresentam variações mais ou menos marcantes ao longo do ano, não só nas características geomorfológicas, mas também nas biológicas, climáticas e também no grau de impacto antrópico. Da mesma forma, as características socioeconômicas e ambientais da região sofrem influências das diferentes épocas do ano, como, por exemplo, no verão, onde há um maior número de turistas (alta temporada) e um aumento da pluviosidade local; enquanto no inverno o número de turistas é menor e chove menos.

Durante a campanha de inverno, as praias foram novamente percorridas, observando-se as características geomorfológicas e hidrodinâmicas, tais como hidrodinamismo, declividade, orientação geográfica, granulometria (com de coleta de sedimentos), perfil praias (pela análise topográfica) e largura da zona entremarés. As características biológicas e socioeconômicas foram novamente registradas.

O perfil topográfico foi realizado segundo o método proposto pela CETESB (1998), e para classificação granulométrica foi realizada análise por similaridade visual, respeitando a escala de Wentworth (1922).

Os dados obtidos em campo e de levantamentos secundários compuseram um banco de dados georreferenciados da área de estudo. Da mesma forma, o banco de imagens é composto pelas fotografias georreferenciadas obtidas em campo, descrevendo as características geomorfológicas, biológicas, socioeconômicas, condições de acessibilidade ao local, bem como o índice de sensibilidade ambiental correspondente à imagem. Essas imagens estão vinculadas às cartas de sensibilidade, facilitando a visualização de cada segmento, trecho ou ponto relevante da costa, sendo indicadas com a sigla RV (recurso visual).

Ressalta-se que as Cartas de Sensibilidade apenas representam as informações essenciais e prioritárias para a gestão das emergências. O banco de dados vinculado às Cartas SAO disponibiliza informações adicionais em maior detalhamento, devendo ser considerado como elemento de consulta complementar às Cartas.

A base cartográfica foi elaborada com base nos aplicativos SPRING 4.2 (INPE, 2008) e ArcView 9.2 (ESRI, 2008), utilizando-se ortofotos digitais (vôo PPMA – Programa de Preservação da Mata Atlântica, com resolução espacial de 0,98 m, adquiridas entre 2000 e 2001) cedidas pelo Instituto Florestal (São Paulo, 2002), imagens de satélite CBERS (imagens CBERS-2, sensor CCD, bandas 2, 3 e 4, com resolução espacial de 20 metros, de 15/05/2005 e de 05/07/2006), carta náutica da região (da Ilha das Couves à Ilha do Mar Virado, N°1.635, Escala 1: 39.983) (Brasil, 1981) e mapas temáticos de hidrografia, malha viária, limites municipais, zoneamento ecológico econômico, entre outros.

Os demais temas geográficos utilizados na composição da base cartográfica, como malha viária, curvas de nível, hidrografia, foram disponibilizadas pelo projeto: “Concepção desenvolvimento e implementação de um sistema de informação aplicado à elaboração a cartas SAO: litoral paulista”, CTPetro/MCT/CNPq, 16/2005. As informações georreferenciadas foram transferidas para a base cartográfica, como segmentos, polígonos, pontos relevantes e recursos visuais.

As cartas SAO incluíram três tipos de informações principais: a sensibilidade dos ecossistemas insulares (ISL), recursos biológicos e socioeconômicos. As feições foram representadas por linhas ou polígonos, recebendo as cores padronizadas do Índice de Sensibilidade do Litoral (ISL), de acordo com as recomendações técnicas das cartas SAO. Os segmentos receberam denominações conforme especificado nas recomendações. Os pontos foram representados por ícones, indicando os recursos biológicos e os recursos

socioeconômicos, respeitando-se os critérios existentes nas Especificações e Normas Técnicas para Elaboração das Cartas SAO e seus referidos Anexos (Brasil, 2004). No entanto, ícones não contemplados nas Cartas SAO e identificados na região foram criados para melhor representar a realidade estudada.

As imagens georreferenciadas foram inseridas por uma numeração seqüencial ao longo da área de estudo no sentido Norte-Sul. Todas as convenções e representações dos temas adotados foram as especificadas pelo Ministério do Meio Ambiente (Brasil, 2004). As cartas de sensibilidade ambiental a óleo – cartas SAO, foram editadas no ArcView 9.2, usando as informações armazenadas no banco de dados e seguindo as especificações e normas técnicas do Ministério do Meio Ambiente (Brasil, 2004). Foram elaboradas cartas operacionais cobrindo toda a área de estudo em uma escala 1:10.000 e cartas táticas em escala 1:100.000.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Mapeamento dos ecossistemas

De acordo com dados e observações feitas em campo, os ecossistemas presentes nas ilhas estudadas são semelhantes aos do continente. Em relação à cobertura vegetal, a Mata Atlântica está presente em todas as ilhas e ilhotas da área de estudo. Observou-se vegetação de restinga nas ilhas do Mar Virado, Anchieta, Prumirim, Porcos e Couves. As ilhas costeiras são essencialmente rochosas, sendo o ecossistema de costão rochoso predominante em todas elas.

As praias arenosas somam 11 (onze) distribuídas em 5 ilhas, a saber: Maranduba, Ilha Anchieta, Prumirim, Porcos, e Couves. Na Ilha Anchieta estão localizadas 6 praias. Esses resultados confirmam o descrito por Lamparelli et al. (1998) e São Paulo (1989). Somente na ilha Anchieta pôde ser observado o ecossistema manguezal, no entanto, ele apresenta apenas um remanescente de *Avicenia Schaueriana*.

As 11 praias insulares foram percorridas e caracterizadas, totalizando 11 segmentos, que somam aproximadamente 3,2 km de extensão total. A maioria das praias estudadas localiza-se no lado interno da ilha, ou seja, voltadas para o continente. Isso pode ser explicado pelo baixo hidrodinamismo, favorecendo a deposição de sedimentos.

Os resultados das análises granulométricas indicaram diferenças espaciais (no supralitoral, mesolitoral e infralitoral) e sazonais (verão e inverno) na granulometria das praias estudadas. O mesmo ocorreu em estudo semelhante realizado na região de Caraguatatuba e São Sebastião (Pincinato, 2007). Essas diferenças podem estar associadas aos padrões hidrodinâmicos, geomorfológicos e geográficos, e interferem significativamente na diversidade biológica e no comportamento e impacto do óleo nas praias.

Para determinação do ISL foram consideradas as amostras coletadas no mesolitoral, pois é a região mais susceptível ao óleo, e considerou-se a maior sensibilidade observada no inverno ou no verão. Todas as praias analisadas foram classificadas como ISL 4, ou seja, são classificadas como praias de areia grossa ou praias de areia fina a média, abrigadas.

A Tabela 1 mostra as diferenças granulométricas em todas as praias estudadas, tanto em relação à sazonalidade (verão e inverno) como em relação às faixas de infra, meso e supra litoral. A praia dos Porcos foi a única praia que não apresentou modificação de sedimento em nenhum dos períodos ou faixas analisadas.

Além das variações granulométricas descritas acima, as praias estudadas apresentaram grandes modificações de topografia entre os meses de verão e inverno. Apenas as praias do Engenho e dos Porcos mantiveram seu perfil topográfico nas estações analisadas (Figura 1).

Os gráficos gerados a partir do perfil topográfico exemplificam as diferenças de declive nas estações de verão e inverno, conforme exemplo da Ilha do Prumirim (Figura 2).

A Tabela 2 mostra as diferenças entre as praias estudadas, em relação à morfodinâmica, granulometria do mesolitoral e declividade, nos meses de verão e inverno. Existe uma estreita associação entre declive, granulometria e hidrodinamismo. As praias de areia fina têm em geral declive mais suave que as praias de areia grossa, que por sua vez tendem a ser dissipativas (Gherardi et al., 2007). As praias com predominância de areia média possuem perfis com declividade moderada, variando consideravelmente de local para local, podendo ser suaves ou mesmo atingir valores acima de 10°. São ditas praias de caráter intermediário, podendo ter uma tendência refletiva ou dissipativa conforme sua morfodinâmica praial.

Tabela 1. Mudança granulométrica nas estações analisadas: verão e inverno, nas praias estudadas.

PRAIA	VERÃO			INVERNO		
	INFRA	MESO	SUPRA	INFRA	MESO	SUPRA
Maranduba	grossa	média	média	grossa	média	fina
Palmas	muito fina	fina	média	fina a muito fina	fina a muito fina	média
Sapateiro	média	fina	fina	grossa	média	média
Presídio	média	grossa	média	grossa	média	fina
Engenho	média	média	média	grossa	média	média
Leste	muito grossa	grossa	grossa	grossa	média	média
Sul	grossa	média	média	grossa	média	média
Prumirim	média	média	grossa	média	média	média
Porcos	média	média	média	média	média	média
Couves 01	grossa	média	média	grossa	grossa	grossa
Couves 02	média	grossa	média	grossa	grossa	grossa

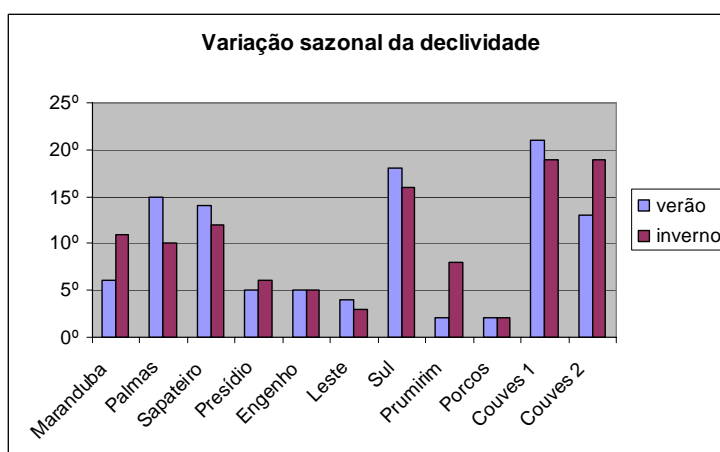


Figura 1. Variação sazonal da declividade (graus) nas praias estudadas.

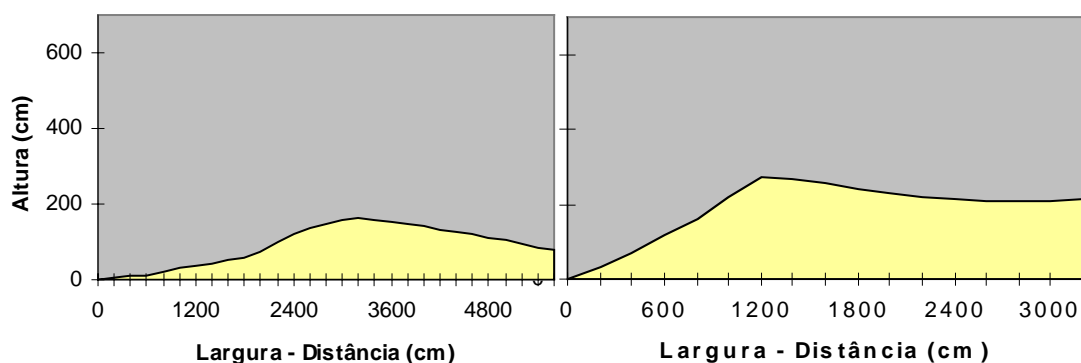


Figura 2. Perfil da Praia do Prumirim, no verão (esquerda) e no inverno (direita), na Ilha do Prumirim.

No entanto, se considerarmos a sazonalidade e as diferenças espaciais, os padrões granulométricos e topográficos podem sofrer grandes variações, influenciando até mesmo o ISL e determinando o comportamento do óleo. Muitos estudos de sensibilidade ambiental não consideram estas variáveis.

Tabela 2. Morfodinâmica, granulometria e declividade das praias estudadas.

Nome	Morfodinâmica	Granulometria verão	Granulometria inverno	Declividade verão (°)	Declividade inverno (°)
Maranduba	dissipativa	areia média	areia média	6	11
Palmas	dissipativa	areia fina	areia fina	15	10
Sapateiro	dissipativa	areia fina	areia média	14	12
Presídio	dissipativa	areia grossa	areia média	5	6
Engenho	dissipativa	areia média	areia média	5	5
Leste	dissipativa	areia grossa	areia média	4	3
Sul	reflexiva	areia média	areia média	18	16
Prumirim	reflexiva	areia média	areia média	2	8
Porcos	reflexiva	areia média	areia média	2	2
Couves 1	reflexiva	areia média	areia grossa	21	19
Couves 2	reflexiva	areia grossa	areia grossa	13	19

O período de verão é marcado por movimentos de deposição, baixo hidrodinamismo, tornando os declives das praias mais suaves, como descrito por Wieczorek (2006). Por outro lado, no inverno têm-se períodos de erosão, com alto hidrodinamismo marcado pelas ondas de tempestade e ressacas, aumentando a declividade das praias. Esse comportamento justifica a grande variação na declividade das praias de Maranduba, Prumirim e Couves 2, que tiveram um acréscimo de 6° no ângulo de inclinação das praias durante o inverno. A praia do Presídio também teve um aumento de sua declividade no inverno, se comparada com o verão.

No entanto, pontos geograficamente mais abrigados propiciam a deposição de sedimentos mesmo no inverno, o que excepcionalmente diminui o declive nessa época do ano. Isso pode ser observado em canais e enseadas, como descrito por Milanelli (1994) e Wieczorek (2006) no canal de São Sebastião e Ararapira respectivamente, e evidenciado na Praia das Palmas (Ilha Anchieta), que teve sua declividade diminuída em 5° no ângulo de inclinação. Além de estar localizada em uma baía abrigada, a Praia das Palmas foi classificada como sendo de areia fina, podendo ser caracterizada como uma praia deposicional em qualquer época do ano.

Essa dinâmica pode contribuir para a remoção do óleo ou o seu soterramento, dependendo do local e da época do ano. Esses resultados corroboram a necessidade de se compreender as limitações das diferentes escalas de mapeamento impostas pelas variações sazonais e espaciais dos ecossistemas. O declive e o perfil das praias são utilizados no estabelecimento de procedimentos adequados de atendimento a emergências com vazamentos de óleo e também como ações preventivas, como na classificação da vulnerabilidade da costa à poluição por óleo (São Paulo, 1998; Carmona et al., 2006). Os costões rochosos são os ecossistemas predominantes na área estudada, representando 94,9% da linha de costa mapeada, em 60,7 km de extensão não linear.

Foram mapeados e classificados 103 segmentos, com características geomorfológicas e hidrodinâmicas bastante distintas. Por se tratar de ambientes insulares, ou seja, pequenas áreas de terra circuladas por águas mais profundas do que no continente, a tendência de agitação e circulação das massas d'água é proporcionalmente maior. Por isso, da extensão total de 60,7 km de costão mapeados, 33,1 km (54,5%) foram classificados como de alto hidrodinamismo.

A orientação geográfica da face da rocha influi no regime de hidrodinamismo que apresenta tendências sazonais (ondulações predominantes vindas de nordeste no verão e de

sudeste / sudoeste no inverno) (Silva et al., 2005). Dessa forma, as faces das ilhas voltadas para mar aberto apresentaram-se com maior hidrodinamismo, pois sofrem diretamente as ações de correntes e marés. Da mesma forma, as lajes, em sua maioria em mar aberto, apresentam alto hidrodinamismo.

Costões com alto hidrodinamismo tendem a apresentar maior diversidade e riqueza de espécies, pois, devido ao efeito de espalhamento das ondas e à presença da faixa de “spray”, há uma área maior para o estabelecimento das espécies nesse tipo de ambiente (Veloso et al., 1997). Da mesma forma, a declividade é um parâmetro determinante para a estruturação da comunidade biológica (Carmona et al., 2006). No campo, os segmentos de costão foram classificados visualmente apenas em três categorias qualitativas: alto declive, declive médio e declive baixo.

A tipologia foi avaliada buscando-se enquadrar os costões em categorias distintas de acordo com sua fisiografia. Os segmentos foram então classificados em costão liso (ou verdadeiro), quando se tratava de uma rocha extensa e homogênea. Rochas de grandes dimensões, isoladas ou agrupadas foram denominadas de blocos ou matacões, enquanto que pedras roladas de diversos tamanhos foram denominadas de depósito de tálus. Nos segmentos que apresentavam mais de um grupo fisiográfico, por exemplo, costão liso acompanhado de campo de matacões, todas as formações foram registradas. A tipologia classificada como costão liso foi registrada em 59 segmentos, com uma extensão total de 29,8 km representando 49% do total; matacão e depósito de tálus, 44 segmentos, com extensão total de 31 km e 51% do total mapeado (Tabela 3).

Além da proporção encontrada entre as diferentes tipologias de costão rochoso, muitos desses segmentos se mostraram bastante heterogêneos, com diversos segmentos mistos que intercalam mais de uma feição num curto espaço de tempo, aumentando ainda mais a heterogeneidade estrutural, que contribui para a riqueza biológica desses ambientes.

Tabela 3. Classificação e quantificação das tipologias encontradas.

Morfologia	Quantidade (n°)	Extensão (km)	Porcentagem (%)
Compacto	59	29,753	49
Matacão	44	30,953	51
Total	103	60,706	100

Quanto ao tipo de substrato, a grande maioria dos costões foi identificada como costão de granito, no entanto, costões de basalto foram identificados em diversas ilhas, tais como na Ilha do Mar Virado, Ilha Anchieta, Ilhote do Sul, Ilha das Couves e Ilha dos Porcos. Essa informação é importante por vários motivos. Primeiramente, pelo fato de a matriz rochosa afetar o grau de incrustação da biota de costões. Basaltos são menos rugosos e mais densos que os granitos, dificultando a fixação de larvas de invertebrados na zona entremarés. Além disso, o conhecimento dos costões de matriz basáltica pode contribuir para que, no futuro, equipes de campo não confundam a coloração escura desses costões, com a coloração do petróleo derramada, em vistorias a distância.

A heterogeneidade das rochas foi observada e registrada de modo geral em cada segmento de costão. A presença de fendas, tocas de ouriços, poças de maré, favorece o incremento na complexidade biótica do costão, elevando a sua biodiversidade e biomassa (Milanelli, 2003). Além disso, esses refúgios de fauna também são susceptíveis ao acúmulo de óleo, caso o costão seja atingido por uma mancha em um acidente ou vazamento. Portanto, apesar do parâmetro “refúgio”, associado à heterogeneidade da rocha, não ter sido estabelecido na metodologia do MMA para as cartas SAO, esse aspecto foi considerado na presente caracterização e incorporado ao banco de dados geográfico. No entanto, esse

parâmetro não interferiu diretamente na categorização dos ISL dos costões rochosos, os quais levam em conta, basicamente, o hidrodinamismo, declividade e tipo fisiográfico (costão liso, tálus).

Sendo assim, com a análise dos segmentos quanto ao seu hidrodinamismo, tipologia e declividade, eles foram classificados segundo a sensibilidade. Os ISL identificados foram: ISL 1 – costões rochosos lisos, declividade alta, expostos; ISL 6 – depósito de tálus; ISL 8 – encosta de rocha abrigada. A maior parte dos costões apresentou ISL 8, representando 47,3% do total (Tabela 4).

Tabela 4. Quantificação dos costões rochosos considerando o índice de sensibilidade.

ISL	Quantidade (n°)	Extensão (km)	Porcentagem (%)
1	36	19,6	32,2
6	15	12,4	20,5
8	52	28,7	47,3
Total	103	60,7	100,0

No início do trabalho foram identificadas 8 lajes pelas bases oficiais e trabalhos já publicados sobre as ilhas da região. No entanto, durante o trabalho de campo foram identificadas 11 lajes de grande relevância, principalmente para navegação, pois muitas delas têm parte submersa e parte emersa, para atividades socioeconômicas como mergulho e pesca, e sob o ponto de vista biológico, abrigando grande riqueza de espécies e servindo de alimentação para muitas outras, como é o caso da tartaruga marinha. As lajes identificadas em campo foram: Laje perdida, Laje do Catimbau e Laje Itamambuca. Assim como essas lajes identificadas pela observação de campo, muitas outras não registradas devem estar presentes na região, de acordo com a maré, emergindo e submergindo.

3.2 Sensibilidade ambiental das ilhas costeiras

De uma maneira geral, a face das ilhas voltadas para o continente é mais abrigada que a face voltada para mar aberto. Dessa forma, esses ambientes tornam-se mais sensíveis aos acidentes de óleo.

Isso é demonstrado quando analisamos a porcentagem dos ISL classificados nos 64 quilômetros de costa mapeados. Os 122 segmentos mapeados (11 praias, 103 costões, 7 barras de rio e 1 estrutura artificial) foram classificados em ISL 1, 4, 6, 8 e 10. Os ambientes classificados com ISL 8 foram predominantes, representando 44,8% do total, conforme dados apresentados na Tabela 5.

Tabela 5. Relação entre os segmentos classificados e o Índice de Sensibilidade do Litoral.

ISL	Nº de segmentos	Extensão total (km)	Porcentagem (%)
1 - costão rochoso exposto com alta declividade	36	19,6	30,6
4 - praias de areia grossa - areia fina a média abrigada	11	3,2	5,0
6 - matacão exposto	15	12,4	19,4
8 - costão abrigado - estrutura artificial abrigada	53	28,7	44,8
10 - barra de rio	7	0,2	0,3
Total	122	64,0	100,0

As cartas operacionais foram geradas em escala 1:10.000 (Figura 3), totalizando 19 articulações, além das duas cartas táticas em escala 1:100.000, abrangendo toda a área de estudo.

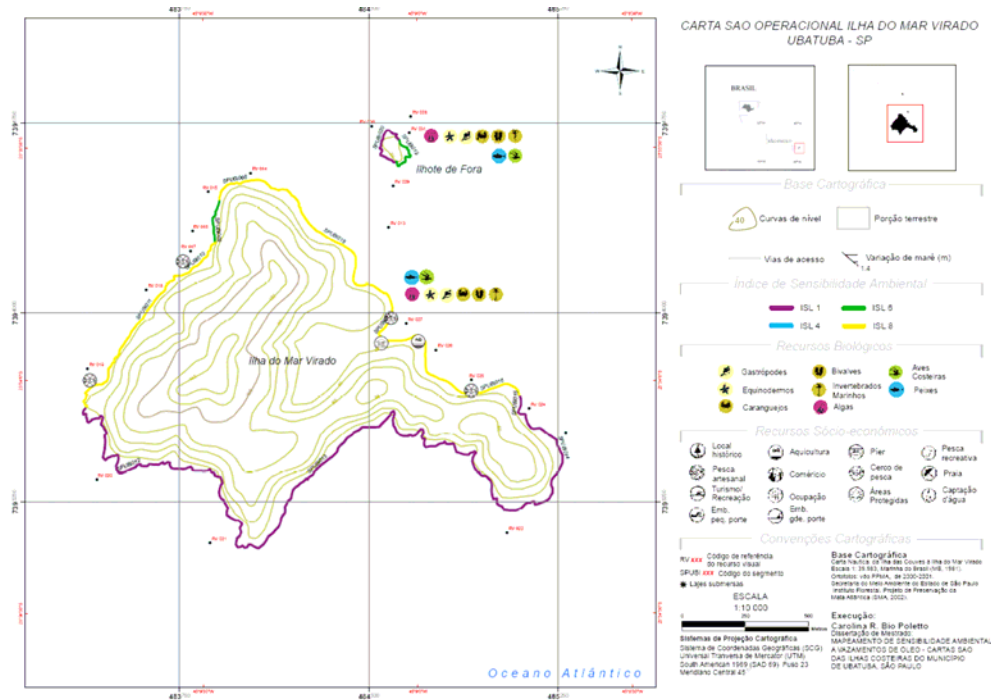


Figura 3. Exemplo de Carta Operacional gerada, da Ilha do Mar Virado, em escala (original) 1:10.000.

3.3 Recursos biológicos

Os recursos biológicos da área estudada foram levantados em campo por meio de observação visual e de informações obtidas com a população local, pescadores, marinheiros e moradores da região. No entanto, esse levantamento em campo não contempla a riqueza e a diversidade biológica da região. Dessa forma, a maior parte dos dados biológicos foi obtida a partir de levantamentos de dados secundários, e estão descritos no banco de dados. Para elaboração do mapa de sensibilidade, consideraram-se os recursos biológicos avistados em campo, relacionando-os com a ilha ou região em que ocorreram.

As principais espécies observadas foram: capivara (*Hydrochoerus hydrochoeris*); toninha (*Pontoporia blainvillei*); gaivotão (*Larus dominicanus*); atobá (*Sula leucogaster*); fragata (*Fregata magnificiens*); trinta réis (*Sterna hirundinaceae*); outras espécies de aves não identificadas; tartaruga verde (*Chelonia Mydas*); grande diversidade de peixes; fauna associada a costão rochoso, como crustáceos, moluscos, algas e equinodermos; fauna de praia, como crustáceos, moluscos e poliquetas; água viva e outros invertebrados.

No Brasil, o estudo de ilhas ainda é pouco difundido; há um número reduzido de informações sobre plantas e animais, principalmente das ilhas pequenas e/ou isoladas. No entanto, diversos estudos têm demonstrado que a estabilidade da fauna e flora insulares é muito frágil, e também, devido ao isolamento desses ecossistemas, que funciona como barreira geográfica, há uma intensificação dos mecanismos de especiação e distribuição de espécies (São Paulo, 1989; Brasil, 2002; Guillaumon, 1989; Gallo, 2006). Isso faz com que os ambientes insulares se tornem propícios ao endemismo de espécies, tornando ainda mais urgente e fundamental sua proteção.

3.4 Aspectos socioeconômicos

Durante os levantamentos de campo foram observados e registrados os recursos socioeconômicos como, por exemplo, atividade antrópica, infra-estrutura, tipos de ocupação. Os seguintes usos e atividades foram encontrados nos ambientes insulares de Ubatuba: áreas de realização de esportes aquáticos; atividade turística; ocupação (casas de veranistas, casas de caiçaras, ranchos de pesca, bares); pesca artesanal; aquicultura; estrutura de apoio náutico; e caça submarina.

Turismo

O turismo é a atividade dominante na maior parte das ilhas, no entanto, essa atividade foi identificada como fortemente sazonal, com as maiores demandas durante as temporadas de verão (dezembro a fevereiro) e inverno (julho), e também durante os finais de semana e feriados prolongados, quando a população local se multiplica de 3 a 5 vezes.

Ocupação

Foram identificadas ocupações como moradias particulares, bares e ranchos de pesca nas ilhas de Maranduba, do Mar Virado, Prumirim, Porcos, Comprida, Couves e Rapada. Outras construções de habitação ocorrem na Ilha Anchieta, onde funciona a sede do Parque Estadual da Ilha Anchieta e, portanto, possui infra-estrutura para a gestão da referida Unidade. Estruturas de apoio náutico e píeres de atracação foram observados nas Ilhas Anchieta, dos Porcos e Rapada. Não há atividades de apoio náutico, com exceção da Ilha Anchieta, que conta com garagem náutica.

Ressalta-se que, se por um lado, o apelo visual e a beleza natural são atrativos, por outro lado, a ausência de estrutura de saneamento (água e esgoto), transporte, bens e serviços, são aspectos negativos que também afetam a saúde dos ecossistemas insulares. São conhecidos os problemas da falta de sistema de saneamento sanitário nas ilhas, o que resulta na degradação do ambiente e em risco de enfermidades de veiculação hídrica na população local, como já constatado na Ilha Vitória, Búzios (Arquipélago de Ilhabela) e na Ilha Anchieta.

Pesca artesanal e de subsistência

Apesar da atividade de pesca costeira ser difusa em toda a costa de Ubatuba, muitos pescadores se concentram ao redor das ilhas. Segundo Clauzet (2006), as diferentes comunidades têm pontos de pesca bem definidos, que não se sobrepõem no continente, exceto nos arredores das ilhas, onde há uma maior pressão da pesca, fato observado na Ilha do Mar Virado, mas que tende a ocorrer nas outras áreas insulares de Ubatuba.

Os principais apetrechos e artes de pesca utilizados são as redes de arrasto para camarão e peixes de fundo. A rede de espera é outra técnica difundida no entorno de ilhas e praias isoladas de Ubatuba, como observado por Clauzet et al. (2005) para a Ponta da Almada e Ilha do Mar Virado. Outras técnicas identificadas foram pesca de vara, linhada, espinhel, jangarelo (para a pesca da lula, especialmente no entorno da Ilha Anchieta e da Ilha do Mar Virado).

Ranchos de pesca foram identificados nas Ilhas do Mar Virado, da Pedra e Anchieta. Os cercos de pesca foram observados apenas na Ilha Anchieta, Ilha do Mar Virado e na Ilha do Prumirim. No entanto, por ser uma prática sazonal e móvel, outros cercos podem existir na área que não foram observados nas semanas de campo.

A exploração de moluscos e outros invertebrados nos costões rochosos é também importante forma de subsistência para várias famílias, especialmente no continente, mas foi também observada na Ilha do Mar Virado.

Aqüicultura

Essa atividade está em franco desenvolvimento no Litoral Paulista e em Ubatuba, em parte para completar a renda das famílias de pescadores que sofrem os efeitos da redução dos estoques de pescado (Rinaldi, 2003).

No Litoral Norte de São Paulo, existem 77 famílias de produtores de mexilhões cadastradas, produzindo em 23 praias do litoral. Há centros produtores em diversas praias e ilhas, como a Ilha do Prumirim, fazendo com que Ubatuba responda por 33 % da produção do Estado (Fagundes et al., 2004).

Nos levantamentos de campo foram observadas atividades de mitilicultura (criação de mexilhão) na Ilha Rapada e Mar Virado, e ostreicultura (criação de ostras) na Ilha das Couves. Essa última representa uma atividade não muito difundida em Ubatuba, uma vez que o mercado está vinculado aos produtores do sul de São Paulo (Cananéia).

De qualquer forma, as ilhas são adequadas para a maricultura por estarem distantes da costa, reduzindo os efeitos da poluição, e por também apresentarem condições ambientais de circulação mais adequadas. Além disso, favorecem a segurança dos cultivos, minimizando eventos predatórios.

4. CONCLUSÃO

Foram identificados diversos ecossistemas nas ilhas de Ubatuba tais como, costões rochosos, praias, restinga e mata atlântica. Em todas as Ilhas de Ubatuba foram registradas 11 praias arenosas. Todas elas estão localizadas na face interna das ilhas, voltada para o continente, o que explica o baixo hidrodinamismo encontrado nesses ecossistemas. As praias são bastante diversificadas em suas características geomorfológicas e apresentaram variações espaciais e sazonais (verão e inverno) na declividade, topografia e granulometria.

Essas diferenças interferem significativamente na estrutura da comunidade biológica, no comportamento e no impacto do óleo nas praias. Esses resultados mostraram a necessidade de contemplar as variações sazonais e espaciais nos levantamentos de sensibilidade ambiental dos ecossistemas, informações essas fundamentais para a gestão e tomada de decisão em ações de emergência.

Os costões são os ecossistemas predominantes nas ilhas de Ubatuba, representando em extensão cerca de 95% dos ecossistemas presentes na área de estudo. Com características geomorfológicas e hidrodinâmicas bem distintas e variadas. A maior parte dos costões (47,3%) foi classificada com ISL 8 (encosta de rocha abrigada), ou seja, segmentos com alta sensibilidade ambiental. Aproximadamente 20,5% dos costões mapeados foram classificados com ISL 6.

Os resultados mostraram que o ambiente insular de Ubatuba é muito rico biologicamente, caracterizado como áreas estratégicas de alimentação, repouso e nidificação de aves marinhas costeiras, oceânicas, algumas delas migratórias. O grande número de espécies de ictiofauna, comprovado pela concentração de atividade pesqueira no entorno das ilhas, ressalta a importância desse ambiente para a manutenção e equilíbrio do estoque pesqueiro no litoral norte paulista.

Diversas atividades humanas foram encontradas nas ilhas, sendo predominantes a atividade turística e a pesca artesanal. O turismo insular é uma atividade sazonal, sendo mais intenso durante as temporadas de verão (dezembro a fevereiro) e inverno (julho). As ilhas com presença de praias são as mais utilizadas por turistas, sendo a Ilha Anchieta o destino mais procurado. Eventos envolvendo vazamentos de óleo no período de alta temporada tendem a gerar graves impactos socioeconômicos na atividade.

Os resultados demonstram claramente que as ilhas de Ubatuba estão em excelentes condições de conservação e que os impactos antrópicos ainda são poucos e localizados. No entanto, observa-se um aumento de impactos potenciais ligados à urbanização acelerada, à especulação imobiliária, à atividade turística descontrolada, à caça e à pesca predatória e aos vazamentos de óleo.

Historicamente, em diversos acidentes, manchas de óleo atingiram as ilhas da região. No entanto, não há estudos efetivos que determinem com segurança os impactos causados por esses acidentes nas praias e costões insulares, o que dificulta a quantificação adequada dos impactos do óleo sobre esses ambientes.

5. REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. N. **Litoral do Brasil**. Rio de Janeiro: Metalivros, 2001. 287p.
- BRASIL. Ministério da Defesa. Marinha do Brasil. **Carta náutica** – da Ilha das Couves à Ilha do Mar Virado, nº1.635. Brasília: Ministério da Defesa, 1981. 1 Mapa. Escala 1: 39.983.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Avaliação e ações prioritárias para a conservação da biodiversidade das zonas costeira e marinha**. Brasília: MMA/SBF, 2002.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Especificações e Normas Técnicas para elaboração de cartas de sensibilidade ambiental para derramamentos de óleo - Cartas SAO**. Brasília: MMA, 2004.
- CARMONA, S. L.; GHERARDI, D. F. M.; TESSLER, M. G. Environment sensitivity mapping and vulnerability modeling for oil spill response along the São Paulo State coastline. *Journal of Coastal Research*, Royal Palm Beach, v. 39, n. SI, p. 1456-1459, 2006.
- CLAUZET, M.; RAMIRES, M.; BARRELLA, W. Pesca artesanal e conhecimento local de duas populações caiçaras (Enseada do Mar Virado e Barra do Una) no litoral de São Paulo, Brasil. *MULTICIÊNCIA, A Linguagem da Ciência*, n. 4, p. 1-20, maio de 2005.
- CLAUZET, M. Conflitos e soluções no uso de recursos marinhos do espaço de pesca artesanal na enseada do Mar Virado, Ubatuba/SP. In: **ASSOCIAÇÃO NACIONAL DE PÓS-GRADUAÇÃO E PESQUISA EM AMBIENTE E SOCIEDADE - ANPPAS**, 3., 2006, Brasília. *Anais...* Brasília: ANPPAS, 2006.
- ESRI. **GIS and Mapping Software**. ArcView – Desktop GIS for mapping data integration, and analysis. Disponível em: <<http://www.esri.com/software/arcgis/arcview/about/features.html>>. Acesso em: junho de 2008.
- FAGUNDES, L.; GELLI, V.C.; OTANI, M. N.; VICENTE, M. C. M.; FREDO, C. E. Perfil sócio-econômico dos mitilicultores do litoral paulista. *Informações Econômicas*, São Paulo, v. 34, n. 5, maio 2004.
- GALLO, B. **Pesquisa e conservação das tartarugas marinhas no Parque Estadual da Ilha Anchieta**. Ubatuba: Fundação Pró-Tamar, 2006.

- POLETTI, C. R. B.; BATISTA, G. T. Sensibilidade ambiental das ilhas costeiras de Ubatuba, SP, Brasil. *Ambi-Água*, Taubaté, v. 3, n. 2, p. 106-121, 2008. ([doi:10.4136/ambi-agua.56](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.56))
- GHERARDI, D. F. M.; CABRAL, A. P.; KLEIN, A. H. F.; MUEHE, D.; NOERNBERG, M. A.; SARTOR, S. et al. (Orgs.). **Atlas de sensibilidade ambiental ao derramamento de óleo da bacia marítima de Santos**. Brasília: MMA, SMCQA, 2007. v. 1. 116 p.
- GUILLAUMON, J. R. et al. **Plano de manejo do Parque Estadual da Ilha Anchieta**. Ubatuba: Instituto Florestal, 1989. (Série Registros, 1).
- INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Sistema de Processamento de Informações Georreferenciadas (SPRING)**. Disponível em: <<http://www.dpi.inpe.br/spring/>>. Acesso em: junho de 2008.
- INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS - IPT. **Relatório Zero**. Plano de Bacias do Litoral Norte. Brasília: IPT, 2000.
- LAMPARELLI C. C. et al. **Mapeamento dos ecossistemas costeiros do Estado de São Paulo**. São Paulo: SEMA, CETESB. 1998.
- LIMA, M. V. **Mapeamento de sensibilidade ambiental ao óleo do Arquipélago de Ilhabela – SP**. 2007. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, 2007.
- MILANELLI, J. C. C. **Efeitos do petróleo e da limpeza por jateamento em um costão rochosos da praia de Barequeçaba, São Sebastião, SP**. 1994. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1994.
- MILANELLI, J. C. C. **Biomonitoramento de costões rochosos – instrumento para avaliação de impactos gerados por vazamentos de óleo na região do Canal de São Sebastião, SP**. 2003. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) – Instituto Oceanográfico, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.
- PINCINATO, F. L. **Mapeamento da sensibilidade ambiental a derramamentos de óleo para a região costeira de São Sebastião e Caraguatatuba, litoral norte de São Paulo, SP**. 2007. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, 2007.
- POFFO I. R. F. **Vazamento de óleo no litoral norte do Estado de São Paulo: análise histórica (1974 a 1999)**. 175p. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Programa de Ciências Ambientais (PROCAM), Universidade de São Paulo, São Paulo, 2000.
- RINALDI, F. D. **Produção, comercialização e perspectivas de expansão da atividade de cultivo de mexilhões *Perna perna* (L.) na região de Ubatuba/SP**. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO, 11., 2003, Piracicaba. **Anais...** São Paulo: USP, 2003. 1 CD_ROM.
- SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado da Cultura. Conselho de Defesa do Patrimônio Histórico, Arqueológico, Artístico e Turístico do Estado. **Resolução n. 40 de 06 de junho de 1985**. Tombamento da Serra do Mar, de Paranapiacaba, ilhas. 1985. Disponível em: <<http://www.tombamentodaserradomar.org.br/doc/DiretrizesNormasRecomendacoesPreliminares%20.doc>>. Acesso em: junho 2008.

POLETTI, C. R. B.; BATISTA, G. T. Sensibilidade ambiental das ilhas costeiras de Ubatuba, SP, Brasil. *Ambi-Água*, Taubaté, v. 3, n. 2, p. 106-121, 2008. ([doi:10.4136/ambi-agua.56](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.56))

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado da Cultura. Conselho de Defesa do Patrimônio Histórico, Arqueológico, Artístico e Turístico do Estado. **Resolução SC-8, de 24 de março de 1994**. Tombamento das ilhas do litoral paulista. 1994. Disponível em: <<http://www.tombamentodaserradomar.org.br/doc/DiretrizesNormasRecomendacoesPreliminares%20.doc>>. Acesso em: junho 2008.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB. **Principais acidentes em São Paulo – estatísticas**. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br/emergencia/acidente/vazamento/estatisticas>. Acesso em: 20 jan. 2008.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB. **Determinação do declive, perfil e área entre-marés de praias de areia**. Procedimento Operacional Padronizado P.O.P. N°. DAHC-MA-042. São Paulo: SEMA, 1998.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental - CETESB. **Ambientes costeiros contaminados por óleo, procedimentos de limpeza**. São Paulo: SEMA, 2007.120p.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Ilhas do Litoral Paulista**. São Paulo: SEMA, 1989.

SÃO PAULO (Estado). Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Instituto Florestal. **Ortofotos digitais**. Programa de preservação da mata Atlântica – PPMA – SMA-IF/KFW. São Paulo: SEMA, 2002.

SILVA, L. S.; MIRANDA, L. B.; CASTRO FILHO, B. M. Numerical study of circulation and thermohaline structure in the São Sebastião Channel. *Revista Brasileira de Geofísica*, v. 23, p. 407-425, 2005.

VELOSO, V. G.; CARDOSO, R. S.; FONSECA, D. B. Spatiotemporal characterization of the intertidal macrofauna community at Prainha Beach (Recreio dos Bandeirantes), State of Rio de Janeiro. *Oecologia Brasiliensis*, v. 3, p. 213-225, 1997.

WENTWORTH, W. C. Grade and class terms for clastic sediments. *Journal Geology*, v. 30, p. 377-392, 1922.

WIECZOREK, A. **Mapeamento de sensibilidade a derramamentos de petróleo do Parque estadual da Ilha do Cardoso - PEIC e áreas do entorno**. 2006. Dissertação (Mestrado em Geociências e Meio Ambiente) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, 2006.