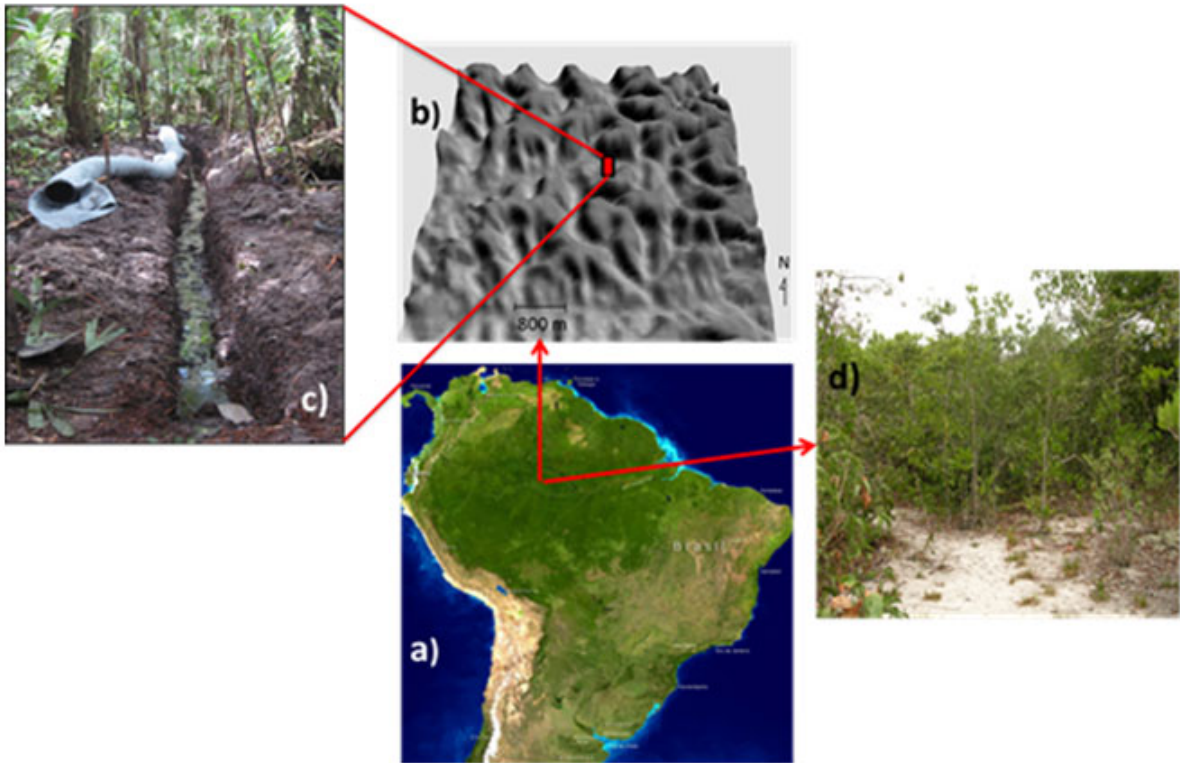




UNIVERSIDADE DE TAUBATÉ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM CIÊNCIAS AMBIENTAIS

Revista Ambiente & Água

An Interdisciplinary Journal of Applied Science



ISSN = 1980-993X (Online)
www.ambi-agua.net

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 e Suporte Técnico

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

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

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

Revista Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of
Applied Science / Instituto de Pesquisas Ambientais em
Bacias Hidrográficas. Taubaté. v. 6, n. 1 (2006)-
Taubaté: IPABHi, 2011.

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

Research sites to study the influence of drainage on soil and water chemistry, litter decomposition and soil respiration in central Amazonia.

Fonte: ZANCHI, F. B.; WATERLOO, M. J.; DOLMAN, A. J.; GROENENDIJK, M.; KESSELMEIER, J.; KRUIJT, B.; BOLSON, M. A.; LUIZÃO, F. J.; MANZI, A. O. Influence of drainage status on soil and water chemistry, litter decomposition and soil respiration in central Amazonian forests on sandy soils. *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 6-29, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.170](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.170))

EDITORIAL

“Ambiente & Água” scientific journal after five years in history ([doi:10.4136/ambi-agua.169](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.169)) 3
Getulio Teixeira Batista

ARTIGOS

Influence of drainage status on soil and water chemistry, litter decomposition and soil respiration in central Amazonian forests on sandy soils ([doi:10.4136/ambi-agua.170](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.170)) 6

Fabício Berton Zanchi, Maarten Johannes Waterloo, Albertus Johannes Dolman, Margriet Groenendijk, Jürgen Kesselmeier, Bart Kruijt, Marcos Alexandre Bolson, Flávio Jesus Luizão, Antônio Ocimar Manzi

Colonization of leaf litter of two aquatic macrophytes, *Mayaca fluviatilis* Aublet and *Salvinia auriculata* Aublet by aquatic macroinvertebrates in a tropical reservoir ([doi:10.4136/ambi-agua.171](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.171)) 30

Fabio Laurindo da Silva, Heliana Rosely Neves Oliveira, Suzana Cunha Escarpinati, Alaide Aparecida Fonseca-Gessner, Marcia Cristina de Paula

Inhibition of β -galactosidase and α -glucosidase synthesis in petroleum refinery effluent bacteria by phenolic compounds ([doi:10.4136/ambi-agua.172](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.172)) 40

Christian Okechukwu Nweke, Gideon C. Okpokwasili

Pollution in the estuary of the Baracoa river, La Habana, Cuba ([doi:10.4136/ambi-agua.173](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.173)) 54

Lisset Susana Cobas Gómez, Eusebio Perigo, Roberto Piñeiro, Regla Duthit Somoza

Fenton’s reagent application in the domestic sewers disinfection ([doi:10.4136/ambi-agua.174](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.174)) 65

Luiz Cláudio de Oliveira Pereira, Thereza Rosso, Juacyara Cabonelli Campos, Gandhi Giordano

Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos ([doi:10.4136/ambi-agua.175](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.175)) 77

Fátima Resende Luiz Fia, Antonio Teixeira de Matos, Ronaldo Fia, Túlio Ferreira Lambert, Mateus Pimentel de Matos

Potencial mutagênico dos poluentes na água do rio Paraíba do Sul em Tremembé, SP, Brasil, utilizando o teste *Allium cepa* ([doi:10.4136/ambi-agua.176](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.176)) 90

Leonardo Maurer de Oliveira, Júlio Cesar Voltolini, Agnes Barbério

Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água: um método para avaliar a importância da zona ripária ([doi:10.4136/ambi-agua.177](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.177)) 104

Raul Candido da Trindade Paixão Coelho, Iuri Buffon, Teresinha Guerra

Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil ([doi:10.4136/ambi-agua.178](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.178)) 118

Anderson Nascimento do Vasco, Arisvaldo Vieira Mélo Júnior, Carlos Alexandre Borges Garcia, Luis Carlos Nogueira, Fábio Brandão Britto, Ana Paula Sousa Pereira

Aspectos conceituais sobre o regime hidrológico para a definição do hidrograma ambiental ([doi:10.4136/ambi-agua.179](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.179)) 131

Paulo da Costa Medeiros, Francisco de Assis Salviano de Sousa, Márcia Maria Rios Ribeiro

Análise da precipitação e sua influência na ocorrência de incêndios florestais no Parque Nacional Serra de Itabaiana, Sergipe, Brasil ([doi:10.4136/ambi-agua.180](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.180)) 148

Benjamin Leonardo Alves White, Adauto de Souza Ribeiro

Desempenho do irrigâmetro no manejo da irrigação no Perímetro Irrigado do Jaíba, MG, Brasil ([doi:10.4136/ambi-agua.181](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.181)) 157

Ednaldo Miranda de Oliveira, Rubens Alves de Oliveira, André Leonardo Tavares de Paula, Júlio César Machado Baptestini, Samuel Petraccone Caixeta, Luan Brioschi Giovanelli



ISSN = 1980-993X - doi:10.4136/1980-993X

www.ambi-agua.net

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

Phone.: +55 (12) 3625-4212

“Ambiente & Água” scientific journal after five years of history

(doi:10.4136/ambi-agua.169)

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

ABSTRACT

The launching of this first issue of the sixth volume contains 12 inedited peer reviewed papers from 53 authors that originated from three continents, four different countries, 20 universities from which 16 are from several Brazilian federal universities, 3 from abroad, 1 Brazilian state and one municipal university. Other nine authors are from research institutions, among them three from abroad. We proudly state that this fifteenth edition has been published on time as it was the case of all previous issues. Most articles of this issue concentrate on environmental characterization of different ecosystems pollution control and mitigation. Two articles assessed the water quality of small river basins. Then there are two articles, one about fire occurrence and precipitation relationship and one about irrigation control to optimize water usage. This editorial points out new accomplishments and changes on publication policies.

Keywords: Ambi-Água; environment; water resources; publication.

O periódico científico "Ambiente & Água" após cinco anos de história

RESUMO

O lançamento da primeira edição do sexto volume contém 12 artigos inéditos revisados por pares publicados por 53 autores de três continentes e quatro países diferentes, de 20 universidades das quais 16 são universidades federais brasileiras, três do exterior, uma estadual e outra municipal. Nove outros autores são de instituições de pesquisa, entre elas, três do exterior. Temos orgulho em afirmar que esta décima quinta edição foi publicada no dia previsto, sem atraso, como foi o caso de todas as edições anteriores. A maioria dos artigos desta edição se concentra na caracterização ambiental, controle e mitigação de poluição de diferentes ecossistemas. Dois artigos avaliaram a qualidade da água de pequenas bacias hidrográficas. Ainda há dois artigos, sendo um sobre ocorrência de incêndio relacionado com precipitação e outro apresenta equipamento para o controle de irrigação, visando otimizar o uso da água. Este editorial destaca realizações e mudanças nas políticas de publicação.

Palavras-chave: Ambi-Água; recursos hídricos; publicação.

Revista científica "Ambiente e Água" después de cinco años de historia

RESUMEN

El lanzamiento de esta primera edición del sexto volumen contiene 12 artículos inéditos revisados por pares publicados por 53 autores que se originó a partir de tres continentes y cuatro países distintos, 20 universidades de las cuales 16 son de varias universidades federales de Brasil, 3 del extranjero, una estadual de Brasil y una universidad municipal. Otros nueve autores son de instituciones de investigación, entre ellos tres extranjeros. Estamos orgullosos de afirmar que esta decimoquinta edición ha sido publicada a tiempo, sin retraso como se pasó

con todas las ediciones anteriores. La mayoría de los artículos de esta edición se concentran en la caracterización ambiental, control y mitigación de contaminación de diferentes ecosistemas. Dos artículos evaluaron la calidad del agua de pequeñas cuencas. Hay más dos artículos, uno sobre la ocurrencia de incendios y su relación con la precipitación y otro sobre el control de riego para optimizar el uso del agua. Este editorial señala nuevos logros y cambios en las políticas de publicación.

Palabras-clave: Ambi-Agua; recursos hídricos; publicación.

PROCEDURES AND NEW ACCOMPLISHMENTS

As determined by the journal policy, the publication dates continue to be at April 30th for the first issue of each volume, August 30th for the second and December 31st for the third issue of each year. We continue to maintain the domain hosted in a highly reliable server that can be accessed at <http://www.ambi-agua.net>.

All published articles continue to receive a DOI[®] registration (IDF, 2006) that substantially enhances their visibility, authenticity, and accessibility. The journal continues to practice the golden open access policy without any charges for submission, publication, or for full text access. This increases substantially the visibility of articles and as a consequence their impact, eliminating any restriction to access the published content.

We continue our relationship to guarantee data preservation with Socol@r, Redalyc, and Sumários.org. The Institute for Environmental Research in Hydrographic Basins (IPABHi), responsible for the publication of Ambiente & Água journal, is a member of CrossRef, a DOI[®] registration agency. CrossRef has been very active in establishing agreements with several other data harvesting agencies that can continuously enhance the visibility of published articles. Recently, the following agencies are collecting metadata of member publications that greatly facilitates indexing, further increasing article's impact: Talis Education Limited (TEL); H.W. Wilson; The British Library; Patent Calls Inc.; KISTI; CNKI (China National Knowledge Infrastructure); Cambia; Microsoft's Academic Search; Copyright Clearance Center (CCC) – OCLC - School of Advanced Study at the University of London; Ex Libris Group; Matrixware Information Services; Symplectic Limited; Ontario Council of University Libraries (OCUL); EasyBib; and others. A list of indexing agencies which have Ambi-Agua registered can be seen at: http://www.ambi-agua.net/seer/files/indexadores_AA_Agosto_2010.pdf.

A differential feature of Ambi-Agua is that it continue to make available a complete copy of the entire issue at: <http://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/information/librarians>. This allows any Library to download and print a hard copy for off line readers.

The journal impact based on freely available tools shows that Ambiente & Água has an H-Index (Hirsch, 2005) equal to 5. This compares favorably with several journals indexed at the SciELO basis. Further discussion on this subject can be seen in Dias and Batista (2010). Ambi-Agua is classified in nine CAPES thematic areas, clearly indicating its interdisciplinary scope and is classified as B3 in its main (Interdisciplinary) focal area (CAPES, 2010).

MAIN CHANGES AFTER FIVE YEARS OF LIFE

Up to now, all articles have been published in pdf format with text copy restricted by password. We will no longer impose this restriction to attend several users' requests. Hopefully, this might increase citation opportunities and article's impact.

Even though we will continue to publish in Portuguese, Spanish and English, the main interface language of the journal now is English. Thus, the editorials of each issue that has been published in these three languages, from now on will be published only in English as an indication that English is the main language adopted.

From now on, the DOI™ link will be added to all references listed that have a registered DOI. This is to comply with CrossRef linking out policy. We have access to the appropriate tool to find out if any reference in the citation list has a DOI. We have an invitation opened in the main page of the journal for qualified researchers to join our Peer Review Panel. We have now 1,197 registered users as either authors or peer reviewers or both.

FINAL REMARKS

Ambi-Agua continues striving to be recognized by SCOPUS (Elsevier), SciELO and ISI Web of Science. Thus, we are looking forward to receiving high quality paper submissions, especially in English to consolidate our goals.

REFERENCES

- COORDENAÇÃO DE APERFEIÇOAMENTO DE PESSOAL DE NÍVEL SUPERIOR - CAPES. **Qualis periódicos**. 2010. Disponível em: <<http://www.capes.gov.br/avaliacao/qualis>>. Acesso: abril 2010.
- DIAS, N. W.; BATISTA, G. T. Scientific journals in the SciELO database, indicators of impact and the relative position of Ambiente & Água. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 5, n. 3, p. 19-27, 2010.
<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.151>
- HIRSCH J. E. An index to quantify an individual's scientific research output. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 102, n. 46, p. 16569-16572, Nov. 2005. Available in: <arxiv.org/PS_cache/physics/pdf/0508/0508025v5.pdf>. Access: Apr. 2010.
- INTERNATIONAL DOI FOUNDATION (IDF). **The DOI® Handbook**. Edition 4.4.1. 2006 173p. Available in: <<http://www.doi.org/hb.html>>. Access: Apr. 2010.
<http://dx.doi.org/10.1000/186>



Influence of drainage status on soil and water chemistry, litter decomposition and soil respiration in central Amazonian forests on sandy soils

(doi:10.4136/ambi-agua.170)

Fabrcio Berton Zanchi^{1,2}; Maarten Johannes Waterloo²; Albertus Johannes Dolman²; Margriet Groenendijk²; Jrgen Kesselmeier³; Bart Kruijt⁴; Marcos Alexandre Bolson⁵; Flvio Jesus Luizao⁵; Antnio Ocimar Manzi⁵

¹Universidade Federal do Amazonas - UFAM, Instituto de Educao, Agricultura e Ambiente - IEAA
E-mail: faberzanchi@gmail.com

²VU University, Department of Hydrology and Geo-environmental Science
E-mail: {maarten.waterloo, han.dolman, margriet.groenendijk}@falw.vu.nl

³Max Planck Institute for Chemistry, Biogeochemistry Department
E-mail: j.kesselmeier@mpic.de

⁴Alterra, Wageningen University and Research
E-mail: bart.kruijt@wur.nl

⁵Instituto Nacional de Pesquisa da Amaznia - INPA
E-mail: {mbolson, fluizao, manzi}@inpa.gov.br

ABSTRACT

Central Amazonian rainforest landscape supports a mosaic of tall *terra firme* rainforest and ecotone *campinarana*, riparian and *campina* forests, reflecting topography-induced variations in soil, nutrient and drainage conditions. Spatial and temporal variations in litter decomposition, soil and groundwater chemistry and soil CO₂ respiration were studied in forests on sandy soils, whereas drought sensitivity of poorly-drained valley soils was investigated in an artificial drainage experiment. Slightly changes in litter decomposition or water chemistry were observed as a consequence of artificial drainage. Riparian plots did experience higher litter decomposition rates than *campina* forest. In response to a permanent lowering of the groundwater level from 0.1 m to 0.3 m depth in the drainage plot, topsoil carbon and nitrogen contents decreased substantially. Soil CO₂ respiration decreased from 3.7±0.6 μmol m⁻² s⁻¹ before drainage to 2.5±0.2 and 0.8±0.1 μmol m⁻² s⁻¹ eight and 11 months after drainage, respectively. Soil respiration in the control plot remained constant at 3.7±0.6 μmol m⁻² s⁻¹. The above suggests that more frequent droughts may affect topsoil carbon and nitrogen content and soil respiration rates in the riparian ecosystem, and may induce a transition to less diverse *campinarana* or short-statured *campina* forest that covers areas with strongly-leached sandy soil.

Keywords: Amazon rainforest; Drought experiment; *Campina*; Soil Nutrients; CO₂ Efflux.

Influênci da drenagem na qu mica do solo e da gua, na decomposi o da serapilheira e na respirao do solo em floresta de solo arenoso na Amaznia central

RESUMO

A floresta Amaznica central possui um mosaico de floresta tropical de terra firme, ecotones de *campinarana*, florestas riprias e ecossistema de *campina*, que reflete a variao induzida pela topografia sobre as condies de solo, nutrientes e drenagem. Foram estudadas em florestas em solo arenoso as variaes espacial e temporal da decomposi o da liteira,

química do solo e da água do solo, e a respiração do solo, uma vez que a sensibilidade à seca estava sendo investigada em solos de vale pobremente drenado com um experimento de drenagem controlada. Pequenas mudanças foram observadas na decomposição da liteira e na química da água do solo devido à drenagem artificial. A floresta ripária experimentou maior taxa de decomposição do que o ecossistema de *campina*. Em resposta ao permanente rebaixamento do nível do lençol freático de 0.1 m para 0.3 m de profundidade, promovido pelo experimento de drenagem, o carbono e nitrogênio do solo superficial diminuíram substancialmente. A respiração do solo diminuiu de $3.7 \pm 0.6 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ antes da drenagem para 2.5 ± 0.2 e $0.8 \pm 0.1 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$ em oito e onze meses depois da drenagem, respectivamente. Na parcela de controle, a respiração do solo permaneceu em $3.7 \pm 0.6 \mu\text{mol m}^{-2} \text{s}^{-1}$. Isso sugere que secas frequentes podem afetar o carbono e nitrogênio do solo superficial e as taxas de respiração dos ecossistemas ripários, e podem também induzir a transição dessas áreas para uma floresta de menor diversidade como a *campinarana* ou a vegetação de *campina* que cobrem áreas com solos arenosos fortemente lixiviados.

Palavras-chave: Floresta Amazônica; Experimento de drenagem do lençol freático; *Campina*; Nutrientes do solo; Efluxo de CO₂.

1. INTRODUCTION

The Amazon region (6.6 million km²) contains more than half of Earth's remaining tropical rain forest (Houghton et al., 1996), which accounts for 30 – 50% of the total global primary production (Dixon et al., 1994). Over the past decades about 750,000 km² of the Brazilian Amazon has been deforested (Nobre and Borma, 2009) which, 11.968 km² y⁻¹ between 2007 and 2008 (INPE, 2008). The large-scale conversion of rain forest to agricultural land may cause changes in local, as well as global water and carbon cycles (Taylor and Lloyd, 1992). Changes in the hydrological cycle may potentially lead to dangerous positive feedback effects in the carbon cycle through tree mortality (drought), changes in CO₂ emissions and in the forest CO₂ sink strength, decreased biomass production and reduced evapotranspiration by the remaining forest. Increases in the frequency of forest fires during dry periods may also be expected as a consequence of climate change induced droughts (Aragão et al., 2008). These effects enhance changes in global climate even further reported by Cox et al., (2000, 2004) a strong climate feedback towards reduced vegetation and soil carbon, predicting decreases of about 128 Gt C for the period between 1860 and 2100.

Climate models predict a global temperature rise of 1 to 6°C until the 21st century (IPCC, 2007). This warming, and the associated enhanced heterotrophic respiration, may force changes in Amazon rain forest that could lead to a future climate without analogue in the recent past (Maslin et al., 2005).

Several Global Circulation Models (GCM) simulations have predicted a dieback of rain forest in the Amazon Basin (Cox et al., 2004; Huntingford et al., 2008). The GCM showed an enhanced of soil carbon emissions, whereas reducing the size of the respiring soil carbon pool until the absolute respiration flux as a consequence of global warming. Other GCM simulations of deforestation and subsequent savannisation of part of the Amazon region indicate enhanced forest fragmentation, with associated edge effects, and an increase in temperature and decrease in precipitation (Costa and Foley, 2000; Oyama and Nobre, 2003; Cox et al., 2000; Lewis et al., 2011; Li et al., 2006). This scenario is likely to cause further mortality and ecosystem decay (Laurance et al., 2002; Hutyra et al., 2005). Recently, Nobre and Borma (2009) have identified two thresholds for the stability of the Amazon forest–climate equilibrium associated with global warming and deforestation, which are perceived as the main threats for Amazon forests. Higher risks of forest dieback or savannisation over

large portions of the Amazon Basin was foreseen beyond a global warming of 3 - 4°C, or when deforestation in the Amazon Basin would exceed 40% of the initial forest area.

These models studies all treat the rain forest as a homogeneous cover of the dominant, well-drained upland *terra firme* forest, which grows on clayey to loamy soils (Oxisols, Ultisols) and covers about 70% of Amazonia (Luizão, 1996). This forest type has close to optimal photosynthesis conditions under current climate and soil moisture conditions. In central Amazonia, unconsolidated sedimentary layers have been dissected by rivers and creeks over time, which lead to formation of a landscape with rather flat plateaus being abruptly separated by steep slopes from broad swampy river valleys (Chauvel et al., 1987; Waterloo et al., 2006). Different forest types have developed within this landscape in response to topography-controlled distribution of soil types (clay content), phreatic levels and nutrient availability (Singer and Aguiar, 1986; Walker, 1987; Laurance et al., 1999). As a consequence, the Amazonian *terra firme* forest landscape is actually made up of several different forest types, that each may cover substantial areas. These types include seasonally inundated *varzea* or *igapó* valley forests along the major rivers, *campinarana* ecotone areas and riparian valley forests along the smaller rivers and low-statured *campina* forests *sensu* Anderson et al. (1975) that occur on strongly leached sandy soils (Prance and Schubart, 1978). *Campinarana* and *campina* forests cover approximately 6% of Amazonia (McClain et al., 1997; Luizão et al., 2007). The presence of such a variation of forest types (*campinarana* and *campina*) in the landscape may reduce the overall sensitivity of its carbon cycle with respect to a faster carbon turnover or changes in ecosystem evapotranspiration and groundwater recharge (Richey et al., 2002) from all different Amazonian forests.

Drought experiments in Amazonia have been exclusively conducted in the plateau *terra firme* forests. The drought studies by Meir et al., (2008), Nepstad et al., (2002) and Davidson et al., (2008), suggesting that tall *terra firme* forest on well-drained soils are not very vulnerable to reductions in rainfall over periods of less than three years, but do respond to longer periods of drought (Lewis et al., 2011), which cause increases in tree mortality and up to 60% reduction in above-ground net primary productivity (Nepstad et al., 2007; Brando et al., 2008). Meir et al., (2008, 2009) also reported 20-30% reduction in the leaf area index, 30-40% in transpiration rates and a 20% reduction in soil CO₂ emissions. .

Whilst the well-drained Oxisols and Ultisols on slopes and plateaus have a significant clay fraction, the poorly-drained valley soils consist of predominantly of pure quartz sand (Spodosols) and have little capacity to retain water or nutrients (Singer and Aguiar, 1986; Chauvel et al., 1987). Riparian and ecotone *campinarana* forests grow on these poor sandy soils and experience almost permanently saturated soil conditions, which are maintained by a continuous flow of groundwater from slope and plateau areas, where higher groundwater levels are maintained by recharge during wet periods (Hodnett et al., 1997; Tomasella et al., 2008).

Malhi and Phillips (2004) have reported that tropical forests are dynamic ecosystems of constantly shifting composition and structure. As the riparian forest, and to a somewhat lesser extend the ecotone *campinarana* forest, is adapted to near-permanent saturated soil conditions, a frequent or permanent lowering of the groundwater level due to changes in upland groundwater recharge may induce changes in the valley soil and forest composition and functioning. Indeed, Walker (1987) already perceived desertification of Spodosol areas in the Amazon as a real threat if climate should get drier.

In central Amazonia, short-statured *campina* (heath) forests grow on strongly-leached sandy soils, with a texture similar to the valley soils, but with lower phreatic levels. The main characteristics that distinguish the *campina* forest type from other forest types are its low species richness and dominance of a single or very few tree species, its unusual physiognomy

- shorter stature, multi-branched and tortuous trees and the presence of bushes with scleromorphic leaves (Anderson et al., 1975; Anderson, 1981; Richards, 1996).

Cowling et al. (2004) suggest that the predominant mechanisms for maintenance of forest in cool periods are the reduced evapotranspiration and lowered respiration costs and that, conversely, tropical rain forests may now be near an upper temperature threshold where these physiological mechanisms become positive feedbacks that could induce forest dieback. Changes in the frequency of valley soil saturation conditions may induce changes in soil carbon and nutrient retention capacities, partly because of the poor soil nutrient retention capacity (Chauvel et al., 1987). This could potentially lead to local shifts in the composition of riparian forest towards adjacent lowland ecotone *campinarana* forest or to *campina* forest e.g. *savannization*; (Cox et al., 2000; Oyama and Nobre, 2003) with its particular carbon cycling. If valley forest evapotranspiration is reduced due to such a shift in forest composition towards *campina* forest, this may lead to a further increase in air temperature. This is in line with reports that the tropical rain forest will increase its relative tolerance due to the temperature rise and that it is inevitable that tropical forest composition will change in response to atmospheric change, as particular species are favoured by higher CO₂ concentrations and changing climate conditions (Malhi and Phillips, 2004).

CO₂ gas in the soil, which eventually evades as soil respiration, can be generated by various processes. These include biotic processes, such as respiration of roots, microbes or macro-fauna in the soil. Such biotic processes are affected by temperature, as well as by moisture content. Under very dry soil conditions the ecosystem is known to have lower respiration rates (Sotta et al., 2004; Davidson et al., 2008). This mechanism was explained by Linn and Doran (1984), who observed that under very dry soil conditions the substrate diffusion through water films around soil particles to microbial active cells becomes limited. Soil CO₂ can also be generated through chemical processes, such as oxidation of soil organic matter, which may lead to either fast or slow carbon loss, depending on aeration status, soil pH and the presence of chemical components to interact with soil organic matter (and litter).

For a better understanding of the implications of climate change on the rain forest carbon cycle in central Amazonia, we need to study changes in soil carbon (Phillips et al., 2009), nutrients and heterotrophic respiration in response to lowered groundwater levels in the sandy riparian zone, which is likely to be most affected by reduced rainfall. The results presented here describe observed variations in soil respiration, groundwater levels, soil nutrients and litter decomposition in adjacent riparian forest, *campinarana* forests and in a separate *campina* forest. In addition, we report on a study of the drought response of soil in a saturated valley area where the phreatic level was artificially lowered using drainage tubes. This study allows assessment of the rate and magnitude of changes that may typically occur during extended periods of drought in sandy valley soils in central Amazonia and may provide clues on potential changes in the vegetation that is adapted to high phreatic levels as maintained by continuous groundwater flow from the plateaus and slopes.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1. Site description

Three measurement sites were established in the *Reserva do Cuieiras* - ZF2 (2° 36' S, 60° 12' W), which includes the Igarapé Asu catchment (Waterloo et al., 2006). The Reserve belongs to the *Instituto Nacional de Pesquisa da Amazonia* (INPA) and is about 70 km north of Manaus along the Manaus - Boa Vista highway. The *Reserva do Cuieiras* study site has extensively been described by Araújo et al., (2002, 2010). The topography is typical for central Amazonia consisting of rather flat plateaus (90-105 m a.s.l.) incised by broad swampy valleys (45-55 m a.s.l.) with moderately steep slopes (15°-30°; Waterloo et al., 2006). The

soils on slopes and plateaus are Oxisols and Ultisols with a significant clay fraction and cover 57% of the area (Chauvel et al., 1987; Rennó et al., 2008). The valley soils cover the remaining 43% of the area and consist of strongly leached quartz sands (Spodosols) with a low capacity to retain water or nutrients (Chauvel et al., 1987; Brinkmann, 1985; Waterloo et al., 2006). The dominant forest type on the well-drained, clayey soils on slopes and plateaus is tall *terra firme* rain forest with tree heights varying between 25 m and 45 m (Oliveira et al., 2008; Rennó et al., 2008). The poorly-drained broad valleys are covered by *campinarana* and riparian forests, which are characterised by tree heights of up to 25 m and have a higher abundance of palms. Phreatic levels within the research area ranged from well over 30 m below the soil surface on the plateau to less than 0.1 m depth in the riparian forest (Tomasella et al., 2008).

The drainage experiment was conducted in riparian forest using drainage and control plots established 50 m apart along the Igarapé Asu river in the swampy valley bottom (Figure 1), where the phreatic level is usually at less than 0.1 m below the soil surface (Tomasella et al., 2008). Both plots had similar soil, vegetation composition, hydrologic and micro-climatic conditions. Ecotone *campinarana* forest grows on sandy soils in the zone between the riparian forest and the tall *terra firme* forest in central Amazonian catchments (Costa et al., 2005; Drucker et al., 2008). This forest type shares many plant species with riparian forest and covers an area of about 750,000 km² in the Amazon (Hutyra et al., 2005). A *campinarana* forest plot was established close to the riparian plots, about 300 m away from the Igarapé Asu stream. This site had a lower phreatic level at an average of 0.8 m below the surface (Figure 2).

A fourth plot, representing short-statured *campina* forest growing on well-drained, strongly-leached white sands at a higher topographic position in the landscape, was established in INPA's *Reserva de Campina* (2° 59' S, 60° 03' W) located along the BR-174 highway 45 km north of Manaus, Amazonas State, Brazil. The size of the reserve is approximately 9 km² and the vegetation consists predominantly of lowland evergreen rain forest, but also includes patches of stunted heath forest (*campina*, 0.03 km²) and taller heath forest (*campinarana*, 0.04 km²). The *campina* forest at this site is characterised by small patches of trees and shrubs that are surrounded by areas of bare soil *i.e.* sun *campina sensu* (Anderson et al., 1975). Tree heights range between 4 m and 7 m and between 10 m and 18 m for *campina* and *campinarana i.e.* shade *campina sensu* (Anderson et al., 1975) forests, respectively (Luizão, 1996; Luizão et al., 2007). The phreatic level is deeper than at the other sites at about 3 m below the surface and the coarse grained soil is conducive to excessive drainage and is poor in nutrients (Prance and Schubart, 1978).

The climate in central Amazonia does not vary much, the annual average temperature is 26.7°C and relative humidity is about 80%. Annual rainfall, measured at the Ducke rain forest reserve near Manaus (1966-1992), amounts to 2442 mm, with a standard deviation of 306 mm. The rather weak dry season is between June and November (Hodnett et al., 1997; Araújo et al., 2002; Waterloo et al., 2006).

2.2. Measurements

Drought experiments in other parts of central Amazonia used throughfall exclusion to simulate drought e.g. (ESECAFLOR - Meir and Grace, 2005; Nepstad et al., 2002). Throughfall exclusion could not be used to simulate drought in valleys because of the constant supply of groundwater from the plateaus. Hence, we designed a method to simulate drought by artificially lowering the phreatic level without excluding rainfall. To achieve such lowering of the phreatic level, we installed two agricultural drainage tubes in parallel with 15 m spacing (Figure 1). Installation of these tubes started on March 1st and finished on March 10, 2007. Each tube had a length of 30 m and 0.2 m diameter and was installed ~1 m below

the soil surface. To avoid having to cut through large roots, the tubes were positioned at least 4 meters away from large trees. Backfilling of the trenches was done in such a way to preserve the original soil profile as much as possible.

Soil respiration was measured at all plots with a single automated soil CO₂ flux system (LI-8100, LI-COR, Nebraska, USA) with a 0.2 m diameter chamber. The system was set up to measure soil CO₂ flux, as well as soil moisture content and soil temperature (both measured at 5 cm depth) at 30-minute intervals. The instrument was consecutively used in the various plots. In each plot, measurements were made over periods of four to seven consecutive days at three locations in the plot before it was moved to the next plot. In this way information on both spatial and temporal variations could be obtained for each plot and average values reported for each plot therefore include both variations in time and space.

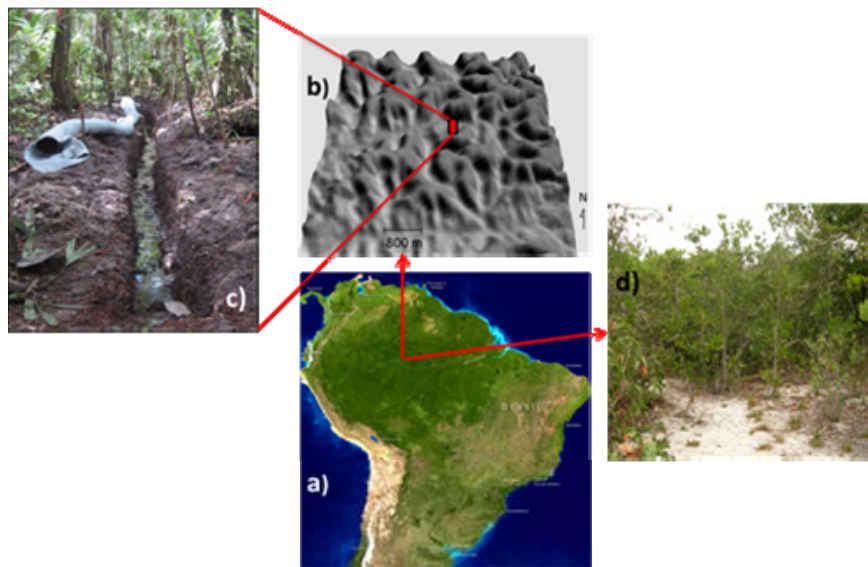


Figure 1. Location of research sites and trench installation: a) South America View from Google maps with arrow pointing to the ZF2 experimental site in central Amazonia, b) riparian zone (SRTM image) with broad swampy valleys and moderately steep slopes in the Cuieiras Reserve where the drainage experiment was done, c) is the drainage tube installation in trench at 1 m depth in the riparian forest plot and d) is the short-statured *campina* reserve forest.

Decomposition of leaf litter was measured according to the litter bag method of Bock et al. (1957). We used sixty litter bags with 1 mm mesh size and larger lateral holes to allow entrance of larger insects. Each bag contained 5.75 g of dried (at 70°C) fresh leaf material collected from trees in the same plots. The experiment started at all sites on 6 December 2006, when the bags were installed on the ground surface and spread out in 12 blocks of 5 bags each. Five bags were retrieved randomly at each site every month to determine dry weight loss. A double exponential model, used earlier by Luizão and Schubart (1987) and based on that of Carpenter (1982), was used to estimate times of 50% and 95% initial mass loss rates, based on measured mass loss rates over the period of a year.

Two piezometers were installed 2 m apart in the drained plot with their screens at 0.75-1.25 m below the surface. The piezometers were installed parallel to the drainage tubes at a distance of 4 m from the tubes using hand-operated bailer boring equipment (Eijkelpamp Agrisearch Equipment, The Netherlands) on March 7, 2007. A single piezometer was installed in the control plot, with its screen at a depth of 1.62-2.12 m below the surface on

March 16, 2007, about 50 m away from those in the drained plot. The fourth piezometer was installed in the *campinarana* forest at this site on the March 8, 2007.

A fifth piezometer was installed in the *campina* forest plot on January 26, 2007, with its screen at 3.62-4.12 m below the surface, reflecting the much lower phreatic level in this plot. The screen depths were such to remain below minimum dry season phreatic levels. Groundwater levels were measured weekly with an acoustic sounding device (Eijkelkamp Agrisearch Equipment, The Netherlands). In addition, groundwater samples were collected at monthly intervals from all piezometers, after flushing at least three times the tube volume using an electric pump to sample fresh groundwater.

Three sets of six vacuum-type ceramic cup soil water samplers were installed at depths of 0.1, 0.2, 0.3, 0.4, 0.5 and 0.6 m in the drained, control, *campinarana* and *campina* forest plots to obtain samples from soil moisture and shallow groundwater. Before installation, all cup samplers were rinsed with a diluted HNO₃ solution (pH=1) to remove any sorbed ions and flushed with distilled water until the EC of water used for flushing fell below 2 µS cm⁻¹. Samples from the three sets of cup samplers in each plot were bulked, yielding single samples for each depth after each sampling event.

Water samples were analysed for Dissolved Organic Carbon (DOC), Dissolved Inorganic Carbon (DIC) and inorganic ions. DOC/DIC samples were filtered in situ with pre-ashed glass fiber filter (0.7 µm Whatman GFF, USA) and then stored in a 25 ml glass bottle with a Teflon lid to prevent contamination. HgCl₂ (at 300 µM) was added for preservation of the sample. DOC and DIC concentrations were analysed shortly after sampling on a TOC analyser (TOC5000A; Shimadzu, Japan) in the laboratory at INPA. Separate samples were collected for analyses of major cations (Na⁺, K⁺, Mg²⁺, Ca²⁺, NH₄⁺) and anions (Cl⁻, SO₄²⁻, PO₄³⁻, NO₃⁻, NO₂⁻). These samples were filtered using disposable cellulose-acetate filters (0.47 µm, Whatman GFF, USA) and stored in high-density 100 ml polyethylene bottles. Sample preservation was achieved by adding few drops of a 100 mg L⁻¹ Thymol solution and then analysed on a Dionex ion chromatograph (DX500, USA).

Soil samples were collected with a hand auger set (Eijkelkamp Agrisearch Equipment, The Netherlands) at three locations within each plot to account for spatial variation. These samples were then bulked according to depth (0-0.5, 0.5-0.10, 0.20-0.30, 0.30-0.40 and 0.60-0.70 m) to limit the number of samples to be analysed. Sampling occurred both in control and drained plots just before installation of the drainage tubes (February 7, 2007) and sixteen months after the installation of the drainage tubes (July 18, 2008). Soil samples were collected in a similar fashion in the *campina* plot. All samples were stored in plastic bags for subsequent drying and analyses in the laboratory.

Soil sample analyses were done at the *Laboratório Temático de Solos e Plantas* – LTSP of INPA according to the methods described by Silva (1999). Analyses of %C and %N were done on finely ground soil sample triplicates using an Elemental Analyser (NA 1500 W Series 2, Fisons Instruments, UK). Extraction of exchangeable P, K, Fe, Mn and Zn was done according to the Mehlich I procedure, whereas exchangeable Ca and Mg were extracted in a 1N KCl solution as described in Silva (1999). Potential acidity (exchangeable Al³⁺H) was measured in a 0.5N Ca-acetate solution at a pH of 7. The obtained solutions were analysed with an atomic absorption spectrometer (1100B, PerkinElmer, USA). Soil pH and pH_{KCl} were measured in 1:2.5 soil-water and 1:2.5 soil 1N KCl solutions after equilibrating for 1 h and repeated shaking (Silva, 1999). The pH was measured with a laboratory pH meter (mPA210/mPA-210P, Tecnocon, Brazil) calibrated with pH buffers of 4.00 and 7.00. Electrical conductivity (EC) was measured with a WTW conductivity meter (315i EC-meter, USA), calibrated against a 1460 µS cm⁻¹ 0.01M KCl solution.

At the ZF2 site, 30-minute precipitation totals were measured at 51 m above ground level on top of a micro-meteorological tower with a tipping bucket rain gauge (EM ARG-100, UK;

0.2 mm resolution) connected to a CR10X datalogger (Campbell Scientific, USA). Rainfall was measured with a similar system, but at about 3 m above the canopy in the *campina* forest.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Soil drainage status

Time series of groundwater levels in the riparian forest drainage and control plots, the *campinarana* plot and in the *campina* forest plot are shown in Figure 2. Visual inspection of the drainage and control plots before the start of the experiment showed that the soil was completely saturated and water was on the surface at both plots. Groundwater level measurements in the control plot started only two months after installation of the drainage tubes and the phreatic level remained close to the surface at all times. The mean water level depth was 0.12 ± 0.06 m ($n=36$). Two days after the installation of the tubes (10 March 2007) the phreatic level in the drained plot had already decreased to 0.21 m and the phreatic level remained afterwards below that of the control plot, varying between depths of 0.24 m and 0.45 m below the surface, with a mean depth of 0.35 ± 0.04 m ($n=36$).

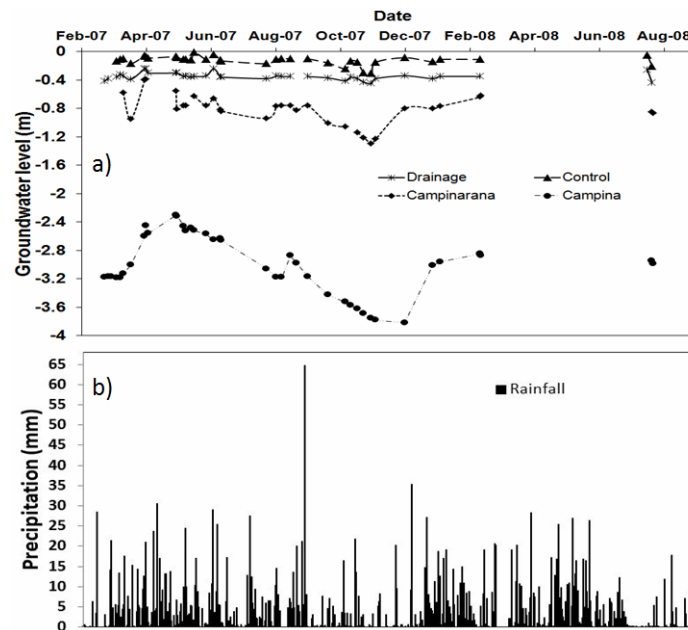


Figure 2. a) Changes in phreatic levels at the four research plots as observed from weekly measurements; b) hourly rainfall in the Igarapé Asu catchment (ZF2).

The installation of the drainage tubes therefore effectively lowered the phreatic level permanently by 0.23 m in the drained plot as compared to that in the control plot. Seasonality in the phreatic level is virtually absent in the riparian forest that is fed by a constant supply of deep groundwater originating from the plateau (Hodnett et al., 1997; Tomasella et al., 2008). However, due to the sandy, permeable nature of the soil, sudden drops can occur during dry periods, such as in October-November 2007 when the phreatic level in the control plot fell to a depth of 0.31 m below the surface in response to dropping groundwater levels on the plateau. However, these dry periods generally do not last longer than a few weeks under the current climate regime in central Amazonia. The phreatic level in the drainage plot seems to exhibit less variation than that in the control plot, but also did show a response to drought in periods of low rainfall (October-November, 2007).

The *campinarana* plot, located between the plateau/slope and riparian area, experienced lower phreatic levels ranging between depths of 0.39 m and 1.30 m below the surface, with a mean depth of 0.81 ± 0.21 m ($n=32$). Different combinations of soil texture, drainage status and nutrient availability impact on the forest cover in central Amazonia, with tall *terra firme* rainforest on clayey soil and short statured *campina* forest on white sands occupying both ends of the spectrum in non-flooded areas with respect to the cycling of carbon, mineral nutrients and species composition (Guillaumet, 1987; Walker, 1987; Luizão et al., 2004). Our studies in riparian, ecotone *campinarana* and *campina* forests that grow on sandy soils with little capacity to retain nutrients and under varying drainage conditions, indicate that there are clear differences in litter decomposition, soil and water chemistry and soil CO₂ respiration.

The phreatic level in the *campina* forest was lowest, with depths ranging between 2.3 m and 3.8 m below the surface and with a mean depth of 2.99 ± 0.42 m ($n=39$, Figure 2). Phreatic levels in the *campinarana* and *campina* plots were therefore much lower than those experienced by the riparian forest and also showed a much more pronounced seasonal variation, especially in the *campina* forest plot (Figure 2). The well-drained *campina* forest is an infiltration zone due to its high position in the landscape (Prance and Schubart, 1978), whereas the *campinarana* and riparian forests receive groundwater from upland areas (exfiltration zones) and therefore experience much higher phreatic levels (Hodnett et al., 1997; Waterloo et al., 2006; Tomasella et al., 2008). A slight to moderate reduction in rainfall presumably would not reduce evapotranspiration by the tall *terra firme* forest on the higher parts in the landscape, but may reduce groundwater recharge in these upland areas significantly causing a lowering of the phreatic level below the plateaus. This in turn would limit the flow of groundwater to the valley, reducing stream discharge and causing a higher temporal variation in the phreatic levels in the valley.

3.2. Litter decomposition rates

Litter decomposition rates observed in the riparian forest plots indicated a rapid initial loss of leaf mass in the first month (up to 25% of the initial mass loss for individual samples), followed by a more gradual decline to about 73% mass loss a year after installation (Figure 3). The decomposition rate was much lower in the *campina* forest, where only 35% of litter mass was lost in the first year. About 50% of weight loss occurred after 210 days in both control and drainage plots, whereas in the *campina* forest the 50% mass loss occurred only after 480 days. The data indicated that 95% mass loss would occur after 925 days in the control plot, 955 days in the drainage plot and only after 1825 days in the *campina* forest plot (Figure 3), it was similar to those observed by Luizão and Schubart (1987), who obtained corresponding estimates of 218 days (50% of weight loss) and 1006 days (95% of weight loss), for dry season conditions based on a 150-day measurement period.

Luizão and Schubert (1987) observed that litter decomposition was faster on the plateau than in the valley of this *terra firme* landscape and that decomposition rates were higher during the wet season (50% mass loss in 32 days) than during the dry season. The latter observation is not supported by our measurements that started early in the wet season and continued throughout the dry season. According to Luizão et al. (2004), litter turnover rates on plateau and slope were not significantly different from those in the valley in spite of lower N concentrations in the upper soil layer in the valley, which they attributed to other processes, such as leaching, removing litter from the soil surface.

A permanent decrease in phreatic levels or a change in the frequency and lengths of droughts may impact the local decomposer community, and thereby decomposition rates of leaf litter. However, no significant differences were found between decomposition rates in the drained plot, where the phreatic level was artificially lowered by about 0.3 m, and the control plot (Figure 3). This may have several causes. First, the decomposition experiment started

four months before drainage tubes were installed and about 40% of the initial litter mass had therefore already been lost before the phreatic level was lowered. Furthermore, the size of the drained plot may have been too small (edge effects – micro-climate and vegetation) and the period of study after drainage started (1 year) too short for adaptation of the decomposer community to the new drainage conditions in the plot.

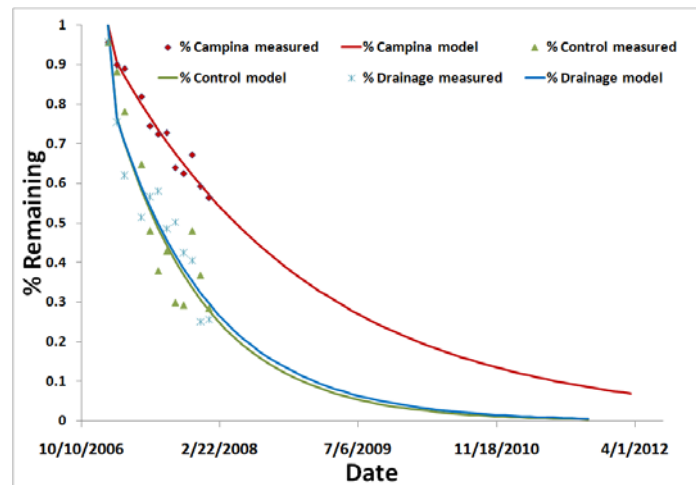


Figure 3. Remaining mass fraction of organic material in litterbags installed in riparian forest drainage and control plots (ZF2) and in the *campina* forest plot.

There may be several reasons for the slow decomposition observed in *campina* forest. Tree species in *campina* forest do have sclerophyllous leaves that may be more difficult to decompose and studies have shown that the decomposition activity of fungi is also suppressed in this environment, where ectomycorrhizae are instrumental in the cycling of nutrients (Singer and Aguiar, 1986). Walker (1987), Luizão and Schubart (1987) and (Luizão, 1996) have reported that even the high annual rainfall, which percolates rapidly through the nutrient-poor sandy soils, may not be sufficient to transport sufficient nutrients for the synthesis of adequate quantities of structural proteins (endoplasmatic reticulum, membranes, histones, etc.) in order to balance intense assimilation. This could be a cause for a relative excess of cellulose and lignin in the leaves. The first step in litter decomposition is leaching, when nutrients and organic compounds dissolve in water and move into the soil. Compounds that are easily leached from litter include potassium, sugars and amino acids. Subsequent leaf litter weight loss is related to termite activity in *terra firme* rainforest (Luizão and Schubart, 1987), which can also degrade such resistant substances as lignin (Butler and Buckerfield, 1979). When litter gets increasingly fragmented over time, it reveals new surfaces for bacteria and fungi to attack (Chapin III et al., 2002). The presence and activity of termites may be low in nutrient-poor *campina* forest as compared to those in other rain forest types, which may slow down litter fragmentation and decomposition in *campina* forest, causing low carbon levels in the soil and high DOC concentrations in soil moisture and groundwater, as was observed in this and other studies in central Amazon (McClain and Richey, 1996; McClain et al., 1997). Litter fragment decomposition contributes significantly to CO₂ production in the soil, accounting for about 27% of soil emission (Wang et al., 1999), which is low at this site. Su (2005) reported that litter decomposition rates decrease over time due to labile compounds leaving the litter being attacked quickly. This process leaves a residue of less readily decomposable substances (Su, 2005), with potentially high C:N ratios (McClain et al., 1997). High nitrogen content in litter is considered a factor affecting the speed of decomposition by micro-organisms. Pate and Layzell (1990) shows that cellulose degradation is also a nitrogen-

limited process and will increase with the nitrogen content of litter. Vitousek and Sanford (1986) compared foliar and fine litterfall nutrients of various rainforests and showed that nitrogen and phosphorus appear to cycle less in *campina* forest than in other lowland forests.

3.3. Groundwater and soil chemistry

Average of chemical analyses of the groundwater obtained from piezometers in control and drainage plots are given in Table 1, whereas time series of pH and DOC concentrations in groundwater for all plots are shown also in Figure 4. DOC levels were consistently highest in groundwater below the *campina* forest, at 20-25 mg L⁻¹, and lowest in the *campinarana* plot, varying seasonally between 2 and 15 mg L⁻¹. The pH was invariably low at piezometer measurements in situ, ranging between 3.5 and 4.7, with a single minimum of 3.21 being observed in the drainage plot at the start of the drainage experiment in both piezometers. In both drainage and control plots the EC was positively correlated with the DOC concentration being R²=0.90 and 0.84, respectively, whereas the pH correlated negatively with DOC concentration R²=0.26 and 0.60, respectively (Figure 4). Concentrations of K⁺ and NO₃⁻ remained invariably low.

Table 1. Average of chemical analysis of groundwater in the drainage and control plots.

Control - piezometer, 1.62-2.12 m depth							Drainage - piezometer, 0.75-1.25 m depth					
Period	pH	DOC (mg.L ⁻¹)	DIC (mg.L ⁻¹)	NO ₃ ⁻¹ (mg.L ⁻¹)	K (mg.L ⁻¹)	EC (µS.cm ⁻¹)	pH	DOC (mg.L ⁻¹)	DIC (mg.L ⁻¹)	NO ₃ ⁻¹ (mg.L ⁻¹)	K (mg.L ⁻¹)	EC (µS.cm ⁻¹)
02/23/2007	3.63	-	-	-	0.00	24.2	4.27	3.90	2.25	0.01	0.03	17.0
After drainage installation (Mar/1/2007)												
04/21/2007	-	-	-	-	-	-	-	19.87	0.76	0.01	0.35	-
06/01/2007	-	-	-	-	-	-	4.21	14.97	4.32	0.01	0.34	25.1
08/01/2007	-	-	-	-	-	-	4.46	13.54	3.68	0.06	0.22	21.0
09/14/2007	-	-	-	-	-	-	4.35	13.64	0.75	0.05	0.40	23.2
10/19/2007	4.29	16.38	8.96	-	0.23	32.9	4.70	4.63	9.17	0.08	0.61	13.5
11/16/2007	4.30	10.14	3.77	0.03	0.26	18.4	4.60	2.26	3.86	0.06	0.41	13.7
12/13/2007	4.00	16.85	7.56	0.03	0.20	29.2	4.30	2.85	8.44	0.04	0.3	13.5
01/15/2008	3.95	23.03	7.71	0.02	0.21	35.8	4.16	13.43	5.38	0.13	0.25	22.4
02/21/2008	4.05	22.56	6.73	-	0.09	35.5	4.16	14.4	4.24	0.04	0.2	25.2
08/02/2008	4.06	18.40	6.42	0.01	0.97	34.0	4.58	8.79	6.07	0.17	0.46	21.0

The temporal variation in DOC levels observed in the *campina* plot is slighter than those in the control, drainage and *campinarana* plots. The fluctuations in the DOC concentrations of valley groundwater are presumably caused by seasonal variations in the rate of upwelling of deeper (plateau) groundwater, in which DOC concentrations are invariably low (<5 mg L⁻¹) according to Waterloo et al. (2006). Groundwater in the control plot had the highest DOC concentrations, whereas below the drainage and *campinarana* plots were consistently lower by about 7 mg L⁻¹. The EC in groundwater varied between 13 and 36 µS cm⁻¹ in the control and drainage plots. These differences could not be attributed to the impact of drainage as the initial pH and EC measurements suggest that DOC concentrations were already higher in the control plot than in the drainage plot at the start of the drainage experiment (Figure 4).

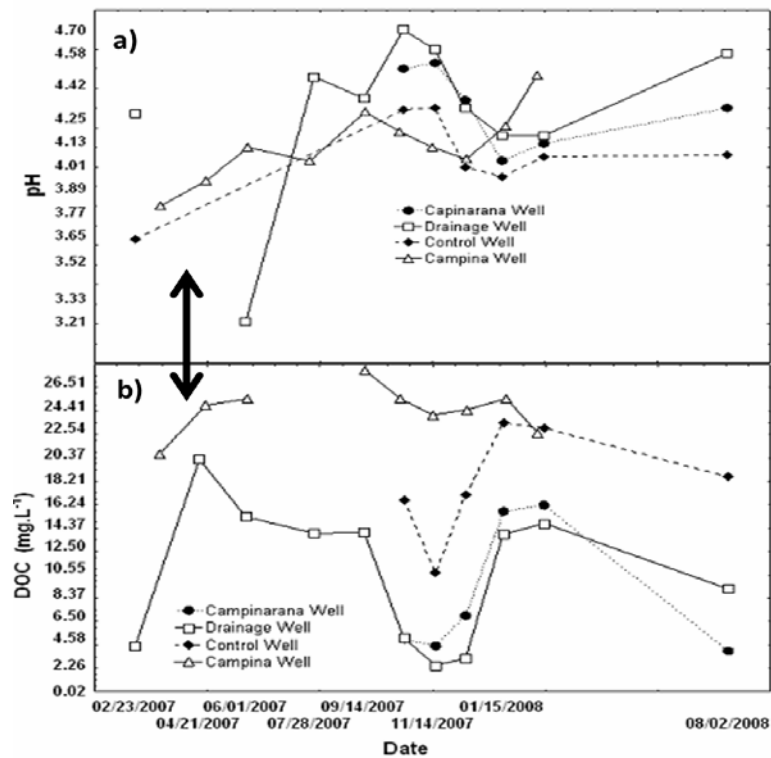


Figure 4. Temporal variation of in pH (a) and DOC (b) concentrations in groundwater (wells samples) in all four research plots. The dual arrow indicates the start period of drainage experiment.

The present Drainage study was observed no significant response on groundwater and soil chemistry conditions, excepting of marked changes in C and N contents of the top 5 cm of the soil in the drainage plot as compared to those in the control plot. The soil acidity, defined as H^+Al , is high in the riparian and *campina* forests. The low pH values observed in soil moisture in the drainage and control plots did not seem to be associated with corresponding increases in DOC concentrations and must therefore be caused by different soil processes, such as the removal of H^+ ions from exchange sites by other cations. Luizão et al. (2007) did observe that H^+ was the dominant ion, rather than Al^{3+} , on the exchange complexes in *campina* forest and suggested that H^+ ion toxicity is a major growth-limiting factor for non-adapted plants in heath forest soils in central Amazonia. Our study indicates that the riparian forest soils may have this low Al (and Fe) sesquioxides content in common with the *campina* soils, which could have implications for the forest succession in a drier climate. The yellowish/orange colour of the sand below *campinarana* forest suggests that these soils do have a higher Al (and Fe) sesquioxides content.

The shallow groundwater, sampled with the ceramic cup samplers, showed less seasonal variation in DOC concentrations and pH than that observed in the deeper piezometer samples (Figure 5). Water extracted from the 0-10 cm soil depth in the drained plot had a comparable DOC concentration as those measured deeper in the soil in the control plot. However, in the drained plot DOC concentrations decreased in the subsoil (below 10 cm) and were consistently lower than those measured at the same depths in the control plot (see Figure 5). Topsoil DOC concentrations also seem to respond to heavy rainfall in both plots. As this was the case from the start of the experiment onwards, it cannot be attributed to the artificial drainage.

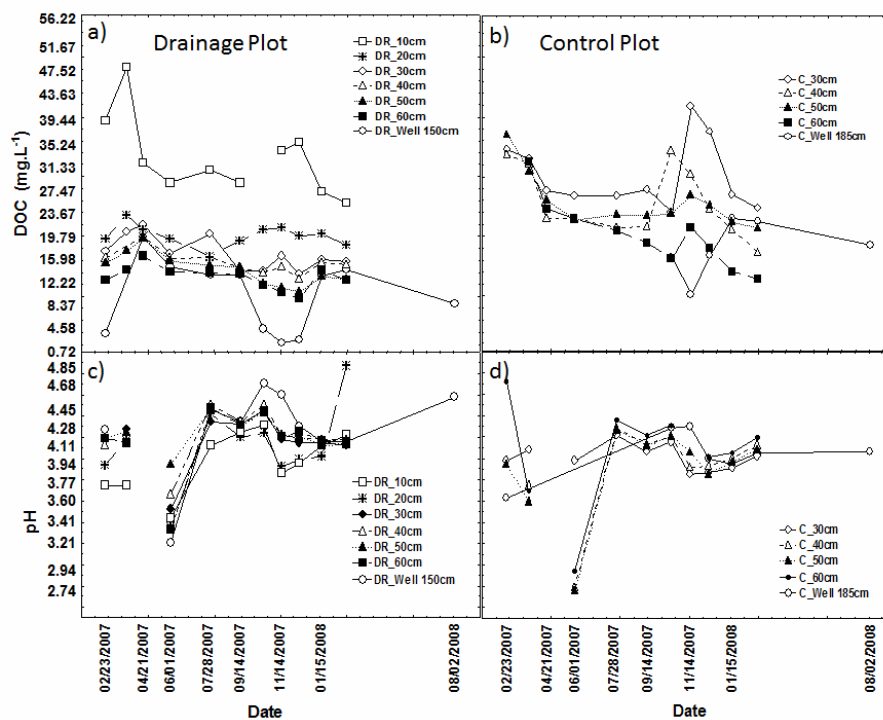


Figure 5. Temporal variation in pH and DOC concentrations from cup sampler (shallow) and piezometer (deep) groundwater in drainage (a and c) and control (b and d) plots.

The forest plots in exfiltration zones showed higher groundwater levels, higher soil nutrient contents and soil respiration rates, and faster litter decomposition rates. In spite of this, DOC levels in the shallow groundwater and stream water at these sites are also high and may reach levels locally that are similar to those presently observed in the *campina* forest groundwater. This suggests that the litter decomposition process that provides DOC in the valley is different from that acting in *terra firme* forests on slopes and plateaus in the central Amazonian landscape, where DOC levels in groundwater remain low (Waterloo et al., 2006). Luizão et al. (2004) and Marques, (2009) showed that soil C and N contents were significantly higher in the clayey topsoil (0-10 cm) on plateau and slope, than in the sandy valley, which they attributed to higher biological activity and higher intensity of mineralization processes at the former sites. Ion concentrations are invariably low in soil moisture and groundwater, as is the pH which varies between 3 and 5.

In spite of the lower DOC concentrations in soil moisture in the drainage plot for most of depths (Figure 5), the pH was comparable to that in the control plot, but showed a somewhat lower seasonal variation never reaching the extremely low values observed in the control plot (pH of about 2.8 in June 2007, Figure 5).

A comparison of the DOC concentrations measured at all sites is given in Figure 6. We have tested (F-test) differences between samples collected at all sites. The DOC concentrations were lowest in the riparian forest plots, whereas the highest values were observed in the *campinarana* forest. However, there was a significant difference between the DOC concentrations in soil moisture at 0.3 m depth in control and drainage plots ($n=16$, $F=13$, $p=0.00002$). The DOC concentration at the surface 0-10 cm layer in the drainage plot was similar to that measured at 0.3 m in the control plot. DOC concentrations in the control (at 0.3 m depth; $n=15$, $F=4.27$, $p=0.05$) and drainage (at 0.2-0.3 m depth; $n=25$, $F=3.8$, $p=0.04$) plots were significantly different from those (10 – 40cm) in the *campinarana* plot. DOC concentrations in the *campinarana* plot showed a large variation and resembled those measured in the *campina* plot more than those in the riparian forest plots. It should be noted

that the *campina* forest soil was often too dry for soil moisture extraction with the ceramic cup samplers and samples could therefore only be collected shortly after high rainfall events. It is because sandy soil in those dry areas needs heavy rain events to fill in the micro/macro soil pores, because the Hydraulic conductivity is bigger than other soils.

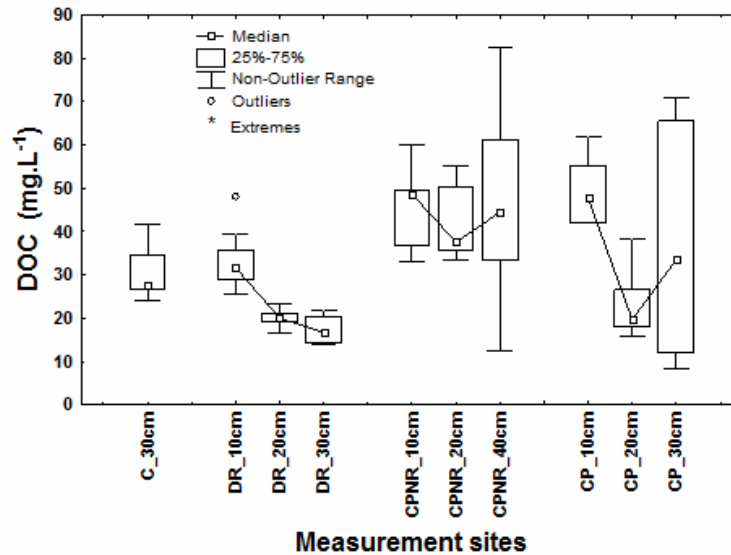


Figure 6. Variation in DOC concentrations in shallow groundwater sampled with the ceramic cup samples at depths between 10 to 30 cm below the soil surface in control (C), drainage (DR), *campinarana* (CPNR) and *campina* (CP) plots.

Table 2 shows the chemical properties of the soils in the drainage, control and *campina* plots. The soil samples collected in the control and drainage plots at the start of the study were inadvertently lost and the results shown in Table 2 are for soil samples collected in July 2008, at the end of the drainage experiment. All samples have low exchangeable cation concentrations, consistent with the sandy substrate and high leaching environment of these valley rain forests, and showed a decline with depth. The poor retention capacity of the valley soil can be due to the virtual absence of clay minerals (<2%) and the low organic matter content (Table 2). As expected %C, %N and exchangeable cation concentrations in control and drainage plots are rather similar. The C:N ratios remained fairly constant with depth down to 0.7 m, averaging to 24 ± 2 over the profile in the drained plot and to 28 ± 3 in the control plot. The exception is the top 0-5 cm soil layer in the drainage plot, which had extremely low %C (0.07%) and %N (0.00%) contents as compared to those observed in the same layer in the control plot (1.38% C and 0.05% N, Table 2). The change in carbon and nitrogen contents were in line with visual observations of a change in top soil colour in drainage plot (from dark grey to white) during the study, whereas no change in soil colour was observed in the control plot. Carbon and nitrogen difference in the first 0.05 m comparing drainage to the control plot after 16 months of treatment was about 10020 kg C ha and 365 kg N ha, respectively, with a measured bulk density of the top soil of 1400 kg m^{-3} . The analyses suggest that drainage did cause a marked decrease in the organic matter content of the top 5 cm of the soil, but not in deeper layers. Exchangeable macro-nutrient cations (Ca, Mg, P and K) remained at similar levels in drainage and control plots throughout the soil profiles (Table 2). The dominant ions on the exchange complexes were, in descending order, $\text{Al}^{\text{H}} > \text{K} > \text{Ca} > \text{Mg} > \text{Fe} > \text{P}$.

Table 2. Soil nitrogen, carbon, exchangeable cations and pH at the different research sites sampled in February 2007 (CP plot) and July 2008 (DR, C plots).

samples	N	C	Ca	Mg	Al + H	K	P	Fe	Zn	Mn	pH _{KCL}	pH _{H2O}
	%	%	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	cmol _c kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹	mg kg ⁻¹		
DR - 0-5 cm	0.00	0.07	26.50	5.80	0.23	71.00	5.98	11.9	1.50	7.30	-	4.31
DR - 5-10 cm	0.15	3.94	14.50	1.80	0.16	25.80	2.02	9.70	0.50	2.50	-	4.38
DR - 10-20 cm	0.11	2.48	13.50	11.00	0.18	22.10	1.49	12.5	0.50	1.40	-	4.42
DR - 20-30 cm	0.11	2.39	9.00	7.50	0.14	12.70	1.22	10.6	0.40	0.80	-	4.58
DR - 30-40 cm	0.07	1.81	7.00	5.90	0.12	8.80	1.29	7.50	0.20	0.40	-	4.59
DR - 60-70 cm	0.05	1.25	6.50	4.60	0.12	9.50	0.40	10.8	0.30	0.40	-	4.50
C - 0-5 cm	0.05	1.38	19.50	5.10	0.18	46.30	2.25	13.0	0.80	1.40	2.69	4.25
C - 5-10 cm	0.13	3.40	38.00	8.90	0.22	53.80	4.43	16.6	1.20	1.90	2.68	4.29
C - 10-20 cm	0.23	5.94	13.50	1.90	0.19	28.90	2.38	13.6	0.70	1.10	2.83	4.36
C - 20-30 cm	0.11	2.80	14.50	1.30	0.19	21.20	1.65	11.8	0.60	0.90	2.95	4.55
C - 30-40 cm	0.09	2.59	10.00	8.40	0.17	26.60	0.89	12.4	0.50	0.40	2.84	4.55
C - 60-70 cm	0.07	2.22	9.50	6.90	0.11	11.60	0.59	11.8	0.40	0.40	2.83	4.60
CP-0-5 cm	-	-	28.2	2.1	0.55	1.77	1.19	9.75	0.23	0.83	2.83	4.27
CP-5-10 cm	0.04*	0.20*	1	0	0.50	1.65	0.90	11.5	0.15	0.68	3.20	4.67
CP-10-20 cm	0.037*	0.28*	0.5	0	0.15	1.67	0.37	11.8	0.23	0.25	3.46	5.05
CP-20-30 cm	0.03*	0.15*	0.8	0	0.10	0.55	0.35	11.1	0.20	0.28	3.93	5.31
CP-60-70 cm	0.017*	0.08*	0.6	0	0.05	0.37	0.28	9.38	0.10	0.30	4.23	5.37
CP-90-100 cm	0.01*	0.07*	0.7	0	0.05	0.80	0.27	9.25	0.15	0.30	4.20	5.28

DR= Drainage (July 2008)

C=Control (July 2008)

CP=*Campina* forest

* *Campina* data from Luizão (1996)

Exchangeable cation concentrations were lowest in the sandy *campina* soil, which also had the highest soil pH and pH_{KCl} values. Al⁺H were again dominant on the exchange complex, but this was followed by Fe and very low levels of, in descending order, Ca > K > P > Mg. Observations of %C and %N made by Luizão (1996) in *campina* forest soil indicated that %N was similar to that measured in the riparian forest plots, whereas %C was much lower and close to that found in the top soil of the drained plot (Table 2). The soil C:N ratio also remained fairly constant throughout the profile in the *campina* forest, but was significantly lower at 9.4±1.0 (Luizão, 1996).

3.4. Soil CO₂ respiration

Soil CO₂ respiration rates were significantly different between forest types and drainage and control plots (Figure 7). The *campina* forest exhibited very low soil respiration rates at 1.2±0.3 μmol CO₂ m⁻² s⁻¹, whereas *campinarana* forest showed the highest rate at 5.7±1.8 μmol CO₂ m⁻² s⁻¹. Both forest types grow on soil with similar coarse sandy texture and with phreatic levels generally below 0.8 m. These forests do differ in the presence (*campinarana*) or absence (*campina*) of a root mat and continuous litter layer, which may explain the large difference in autotrophic and heterotrophic soil respiration rates. The riparian forest on near-saturated sandy soil (before drainage tube installation) respired at an intermediate rate of 3.6±0.6 μmol CO₂ m⁻² s⁻¹, which is similar to that measured in the tall *terra firme* forest on the plateau.

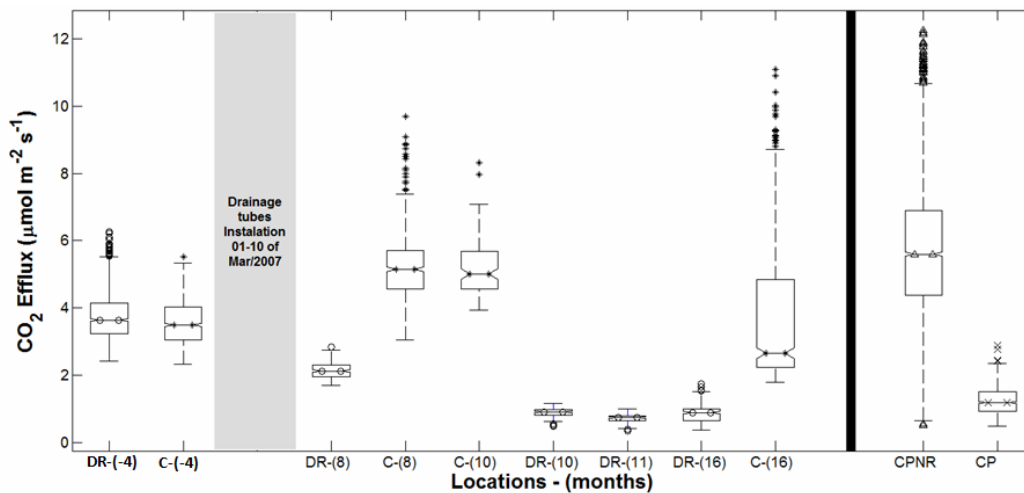


Figure 7. Boxplot of soil CO₂ respiration measurements at the different forest plots: Drainage plot (DR), control plot (C), *campinarana* plot (CPNR) and *campina* plot (CP). The grey rectangle separates measurements done before and after drainage tube installation and the numbers between brackets indicate the month during which measurements were made in 2007, where month 4 represents the start of the drainage experiment. The black vertical bar separates *campinarana* and *campina* measurements from those made in control and drainage plots. Fluxes in both *campinarana* and *campina* forests were measured over periods of several weeks in the wet, as well as in the dry season.

At the start of the drainage experiment soil respiration was measured at two different locations within the drained area between 18 November and 5 December 2006, followed by measurements at a single location in the control plot between 5 and 12 December, 2006, and at a second location between 7 and 9 February, 2007. Measured soil respiration rates were very similar in control and drainage plots at 3.6 ± 0.6 and 3.7 ± 0.7 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$, respectively (Figure 7). A comparison of the soil respiration rates in the drainage and control plots indicated significant reductions of 42% (2.1 ± 0.2 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) in the former with respect to the initial value after 8 months of drainage and 76% (0.8 ± 0.2 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$) after 16 months of drainage, whereas soil respiration in the control plot remained at or above the initial value at 5.1 ± 0.8 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ after 8 months and 3.7 ± 2.8 $\mu\text{mol CO}_2 \text{ m}^{-2} \text{ s}^{-1}$ after 16 months (Figure 7). Another drought experiment also found 20% of soil CO₂ emission decrease due to soil moisture decrease (Meir et al., 2008, 2009). This suggests that the drainage of the riparian forest soil caused a significant decrease in soil CO₂ respiration to the values observed in the *campina* forest plot.

This study is the first to provide information on soil respiration in *campina* forest and on the impact of drainage of sandy valley soil on soil respiration rates. The drainage experiment revealed that the largest changes are likely to occur in the top soil where the carbon and nitrogen contents decreased markedly after artificial lowering of the phreatic level. The reduction in the carbon and nitrogen content in the top soil were matched by a strong reduction in the soil respiration rate as compared to that measured in the same plot before drainage and in the control plot. The observations suggest that changes in topsoil carbon and nitrogen content occur within a few months after a lowering of the phreatic level and that this has a pronounced effect on the soil respiration rate. Such fast response may be caused by a combination of the rapid flushing of fine particulate and colloidal carbon in the soil pores to lower soil layers with infiltrating rainfall (Marques, 2009) and removal of particulate carbon in the form of CO₂ by enhanced decomposition rates in the better aerated top soil after drainage. Impacts of drainage on other nutrients and on those in deeper soil layers were not

observed (Table 2, Figures 5 and 6) and may only become apparent after a more extended period of drainage.

The soil respiration rate in the drained plot became as low as that in the *campina* plot, which presumably reflects the low C and N contents in the topsoil after drainage, where most of the soil CO₂ respiration is produced (Hanson et al., 2000). These soil carbon and nitrogen levels were much lower than those in the control plot where soil CO₂ respiration remained constant and at a rate similar to that in the drainage plot before the start of the experiment. Xu et al. (2004) and Lambers et al. (1998) have reported that nitrogen and carbon availability in the soil are important for both plant growth and the production of CO₂. Hence, the reduction of soil CO₂ respiration in the drainage plot may be an indication that large-scale drainage of these sandy valley areas, and associated decrease in the top soil carbon and nitrogen contents, may lead to a change in the carbon cycle towards that of *campina* forest. A lowering of the phreatic level in this zone and corresponding infiltration of rain water could affect soil respiration fluxes rapidly, as was observed in the present study (Figure 7).

Although a modest decrease in the phreatic level may not cause hydrological stress on the vegetation, the almost daily precipitation events (Figure 2b) may eventually cause a further flushing of particulate organic carbon and nutrients from the topsoil to deeper layers in the valley. However, with the low carbon contents in our sandy soils, this is less likely to be very important here. Finally, because the phreatic level is at or very close to the soil surface in riparian forest, degassing of groundwater with high pCO₂ might also contribute to measured soil respiration. Further research is required to discover if degassing of shallow groundwater is an important factor in this area or if biotic processes are dominant. Measuring such individual contributions of biotically, chemically and physically produced CO₂ to the soil respiration flux is extremely difficult, but would provide valuable insight into the importance of the various processes generating CO₂ and would also be important for predicting changes in soil respiration as a consequence of a drier climate.

4. CONCLUSIONS

Forests on sandy soils cover a significant part of the central Amazonian landscape. The present study shows that depending on the drainage status of sandy soils, a large natural variation exists in soil carbon, nitrogen and exchangeable cation concentrations, soil water chemistry and litter decomposition rates. Litter decomposition and soil CO₂ respiration rates are very low in *campina* forests, where the capacity of the coarse sandy soil to retain nutrients is extremely low. The highest soil CO₂ respiration rates within the *terra firme* landscape are found in ecotone *campinarana* forests that form the transition from riparian forests on near-saturated sandy soils to tall *terra firme* forests on slopes and plateaus with clayey soils.

Under present climate conditions the vegetation in the riparian forest is not likely to experience significant periods of droughts. Artificial drainage of the riparian forest plot, lowering the phreatic level by a modest 0.3 m, did not cause apparent changes in the soil nutrient content, chemical composition of soil water or litter decomposition rates within the study period of one year. However, marked reductions were observed in the top soil carbon and nitrogen content, as well as in the soil CO₂ respiration rate, which decreased to the levels observed in *campina* forest. The drainage study therefore indicates that the riparian forest soil is very sensitive to changes in the phreatic level. It remains unclear if slower changes in soil and water chemistry in the subsoil will become apparent within the next few years. This suggests that the characteristics of drained riparian forest soil show a transition towards that of *campina* forest, with its low nutrient content and very low soil respiration rate. However, shifts in vegetation species and a future development of a root mat, such as exists in the *campinarana* forest, may result in increased soil respiration rates. It is as yet uncertain what

the direction of succession of drying riparian forest will be and continued monitoring of the drained and control plots may provide valuable clues in this sense.

The large difference in soil respiration rates between *campina* and *campinarana* forests imply that knowledge about the likelihood of riparian forest to be succeeded by one type or the other is crucial for determining the future carbon budget of *terra firme* rainforest ecosystem experiencing a drier climate.

5. ACKNOWLEDGEMENTS

We thank for the Large Scale Biosphere-Atmosphere Experiment in Amazonia (LBA-INPA) project, H. B. Xavier, R. Lima, R. Souza for the logistic support and many others in the LBA office and fieldwork assistance, T. Pimental from LTSP-INPA and H. B. Cunha from the CPCR-INPA, who provided the soil and water chemistry analyses. The authors also acknowledge that without the maintenance and logistic support of ZF2 fieldwork base the project would not have been possible. The scholarship and fieldwork was supported by the Dutch NWO WOTRO W 01.65.217.00 project and the Brazilian Science Council (CNPq). We also would like to thank for two anonymous reviewers provided very useful comments and convinced us to take a fresh look at our data.

6. REFERENCES

- ANDERSON, A. B. White-sand vegetation of Brazilian Amazonia. **Biotropica**, v. 13, n. 3, p. 199-210, 1981.
<http://dx.doi.org/10.2307/2388125>
- ANDERSON, A. B.; PRANCE, G. T.; DE ALBUQUERQUE, B. W. P. Estudos sobre a vegetação das Campinas Amazônicas — III: a vegetação lenhosa da Campina da Reserva Biológica INPA-SUFRAMA (Manaus Caracará, Km 62). **Acta Amazônica**, v. 5, n. 3, p. 225–246, 1975.
- ARAGÃO, L. E. O. C.; MALHI, Y.; BARBIER, N.; LIMA, A.; SHIMABUKURO, Y.; ANDERSON, L.; SAATCHI, S. Interactions between rainfall, deforestation and fires during recent years in the Brazilian Amazonia. **Phil. Trans. R. Soc. B**, v. 363, n. 1498, p. 1779-1785, 2008.
- ARAÚJO, A. C.; NOBRE, A. D.; KRUIJT, B.; CULF, A. D.; STEFANI, P.; ELBERS, J. et al. Dual long-term tower study of carbon dioxide fluxes for a central Amazonian rainforest: the Manaus LBA site. **J. Geophys. Res.** v. 107, n. D20, p. 8090, 2002.
- ARAÚJO, A. C.; DOLMAN, A. J.; WATERLOO, M. J.; GASH, J. H. C.; KRUIJT, B.; ZANCHI, F. B. et al. The spatial variability of CO₂ storage and the interpretation of eddy covariance fluxes in central Amazonia. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 150, p. 226–237, 2010.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.agrformet.2009.11.005>
- BOCOCK, K. L.; GILBERT, O. J. W. Changes in the amount of nitrogen in decomposing leaf litter under different woodland conditions. **Plant Soil**, v. 9, p. 179-185, 1957.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF01398924>

ZANCHI, F. B.; WATERLOO, M. J.; DOLMAN, A. J.; GROENENDIJK, M.; KESSELMEIER, J.; KRUIJT, B.; BOLSON, M. A.; LUIZÃO, F. J.; MANZI, A. O. Influence of drainage status on soil and water chemistry, litter decomposition and soil respiration in central Amazonian forests on sandy soils. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 6-29, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.170](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.170))

BRANDO, P. M.; NEPSTAD, D. C.; DAVIDSON, E. A.; TRUMBORE, S. E.; RAY, D. AND CAMARGO, P. Drought effects on litterfall, wood production and belowground carbon cycling in an Amazon forest: results of a throughfall reduction experiment. **Phil. Trans. R. Soc. B**, v. 363, p. 1839–1848, 2008.
<http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2007.0031>

BRINKMANN, W. L. F. Studies on the hydrobiogeochemistry of a tropical lowland forest system. **Geo Journal**, v. 11, n. 1, p. 89–101, 1985.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF00572942>

BUTLER, J. H. A.; AND BUCKERFIELD, J. C. Digestion of lignin by termites. **Soil Biol. Biochem.**, v. 11, p. 507-513, 1979.
[http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717\(79\)90010-5](http://dx.doi.org/10.1016/0038-0717(79)90010-5)

CARPENTER, R. S. Comparisons of equations for decay of leaf litter in tree-hole ecosystems. **Oikos**, v. 39, n. 1, p. 17-22, 1982.
<http://dx.doi.org/10.2307/3544526>

CHAPIN III, F.; MATSON, P.; MOONEY, H. **Principles of terrestrial ecosystem ecology**. New York: Springer-Verlag, 2002.

CHAUVEL, A.; LUCAS, Y.; BOULET, R. On the genesis of the soil mantle of the region of Manaus, central Amazonia, Brazil. **Experientia**, v. 43, p. 234 – 241, 1987.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF01945546>

COSTA, F. R. C.; MAGNUSSON, W. E.; LUIZÃO, R. C. Mesoscale distribution patterns of Amazonian understory herbs in relation to topography, soil and Watersheds. **Journal of Ecology**, v. 93, n. 5, p. 863–878, 2005.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2745.2005.01020.x>

COSTA, M. H.; FOLEY, J. A. Combined effects of deforestation and doubled atmospheric CO₂ concentrations on the climate of Amazonia. **Journal of Climate**, v. 13, n. 1, p. 18-34, 2000.
[http://dx.doi.org/10.1175/1520-0442\(2000\)013%3C0018:CEODAD%3E2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1175/1520-0442(2000)013%3C0018:CEODAD%3E2.0.CO;2)

COX, P. M.; BETTS, R. A.; JONES, C. D. Acceleration of global warming due to carbon-cycle feedbacks in a coupled climate model. **Nature**, v. 408, p. 184–187, 2000.
<http://dx.doi.org/10.1038/35041539>

COX, P. M.; BETTS, R. A.; COLLINS, M.; HARRIS, P. P.; HUNTINGFORD, C.; JONES, C. D. Amazonian forest dieback under climate-carbon cycle projections for the 21st century. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 78, p. 137–156, 2004.

COWLING, S. A.; BETTS, R. A.; COX, P. M.; ETTWEIN, V. J.; JONES, C. D.; MASLIN, M. A. et al. Contrasting simulated past and future responses of the Amazonian forest to atmospheric change. **Phil. Trans. R. Soc. B**, v. 359, p. 539– 547, 2004.
<http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2003.1427>

DAVIDSON, E. A.; NEPSTAD, D. C.; ISHIDA, F. Y.; BRANDO, P. M. Effects of an experimental drought and recovery on soil emissions of carbon dioxide, methane, nitrous oxide, and nitric oxide in a moist tropical forest. **Global Change Biology**, v. 14, n. 11, p. 2582 – 2590, 2008.

ZANCHI, F. B.; WATERLOO, M. J.; DOLMAN, A. J.; GROENENDIJK, M.; KESSELMEIER, J.; KRUIJT, B.; BOLSON, M. A.; LUIZÃO, F. J.; MANZI, A. O. Influence of drainage status on soil and water chemistry, litter decomposition and soil respiration in central Amazonian forests on sandy soils. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 6-29, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.170](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.170))

DIXON, R. K.; BROWN, S.; HOUGHTON, R. A.; SOLOMON, A. M.; TREXLER, M. C.; WISNIEWSKI, J. Carbon pools and flux of global forest ecosystems. **Science**, v. 263, p. 185–90, 1994.
<http://dx.doi.org/10.1126/science.263.5144.185>

DRUCKER, D. P.; COSTA, F. R. C.; MAGNUSSON, W. E. How wide is the riparian zone of small streams in tropical forests? A test with terrestrial herbs. **Journal of Tropical Ecology**, v. 24, p. 65–74, 2008.
<http://dx.doi.org/10.1017/S0266467407004701>

GUILLAUMET, J. L. Some structural and floristic aspects of the forest. **Experientia**, v. 43, n.3, p. 241-251, 1987.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF01945547>

HANSON, P. J.; EDWARDS, N. T.; GARTEN, C. T.; ANDREWS, J. A. Separating root and soil microbial contributions to soil respiration: a review of methods and observations. **Biogeochemistry**, v. 48, p. 115–146, 2000.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1006244819642>

HODNETT, M. G.; VENDRAME, I.; OYAMA, M. D.; MARQUES FILHO, A. DE O.; TOMASELLA, J. Soil water storage and groundwater behaviour in a catenary sequence beneath forest in central Amazonia. II: Floodplain water table behaviour and implications for streamflow generation. **Hydrology & Earth System Sciences**, v. 1, n. 2, p. 279-291, 1997.
<http://dx.doi.org/10.5194/hess-1-279-1997>

HOUGHTON, T. et al. (Eds.). **Climate change 1995: the science of climate change**. Cambridge: Cambridge Univ. Press, 1996.

HUNTINGFORD, C.; FISHER, R. A.; MERCADO, L.; BOOTH, B. B. B.; SITCH, S.; HARRIS, P. P. et al. Towards quantifying uncertainty in predictions of Amazon 'dieback'. **Phil. Trans. R. Soc. B**, v. 363, p. 1857-1864, 2008.
<http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2007.0028>

HUTYRA, L. R.; MUNGER J. W.; NOBRE C. A.; SALESKA S. R.; VIEIRA S. A.; WOFISKY S. C. Climatic variability and vegetation vulnerability in Amazonia. **Geophysics Research Letters**, v. 32, L24712, 2005.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE - IPCC 2007. Summary for policymakers. In: SOLOMON, S. D. et al. (Eds.). **Climate change 2007: the physical SCIENCE BASIS**. contribution of working group I to the fourth assessment report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge: Cambridge University Press, 2007.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Monitoramento da cobertura florestal da amazônia por satélites sistemas prodes, deter, degrad e queimadas 2007-2008: monitoring the Brazilian Amazonia Forest by satellite**. Retrieved 2007-2008. Available in: <http://www.obt.inpe.br/prodes/Relatorio_Prodes2008.pdf>. Access: Nov. 2010.

LAMBERS, H.; CHAPIN III, F.; PONS, T. **Plant physiological ecology**. New York: Springer-Verlag, 1998.

- ZANCHI, F. B.; WATERLOO, M. J.; DOLMAN, A. J.; GROENENDIJK, M.; KESSELMEIER, J.; KRUIJT, B.; BOLSON, M. A.; LUIZÃO, F. J.; MANZI, A. O. Influence of drainage status on soil and water chemistry, litter decomposition and soil respiration in central Amazonian forests on sandy soils. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 6-29, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.170](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.170))
-
- LAURANCE, W. F.; FEARNSIDE, P. M.; LAURANCE, S. G.; DELAMONICA, P.; LOVEJOY, T. E.; RANKIN-DE MERONA, J. M. et al. Relationship between soils and Amazon forest biomass: a landscape-scale study. **Forest Ecology and Management**, v. 118, n. 1/3, p. 127-138, 1999.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00494-0](http://dx.doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00494-0)
- LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, F. C. et al. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605-618, 2002.
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01025.x>
- LEWIS, S. L.; BRANDO, P. M.; PHILLIPS, O. L.; VAN DER HEIJDEN, G. M. F.; NEPSTAD, D. The 2010 Amazon Drought. **Science**, v. 331, n. 6017, p. 554, 2011. doi: 10.1126/science.1200807.
<http://dx.doi.org/10.1126/science.1200807>
- LI, W. H.; FU, R.; DICKINSON, R. E. Rainfall and its seasonality over the Amazon in the 21st century as assessed by the coupled models for the IPCC AR4. **J. Geophys. Res. Atmos.**, v. 111, D02111, 2006.
- LINN, D. M.; DORAN, J. W. Effect of water filled pore space on CO₂ and NO production in tilled and nontilled soils. **Soil Science Society of America**, v. 48, n. 6, p. 1267–1272, 1984.
<http://dx.doi.org/10.2136/sssaj1984.03615995004800060013x>
- LUIZÃO, F. J.; SCHUBART, H. O. R. Litter production and decomposition in *terra firme* forest of the central Amazonia. **Experientia**, v. 43, p. 259–265, 1987.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF01945549>
- LUIZÃO, F. J. **Ecological studies in three contrasting forest types in central Amazonia**. 1996. PhD Dissertation - University of Stirling, Stirling, 1996.
- LUIZÃO, R. C. C.; LUIZÃO, F. J.; PAIVA, R. Q.; MONTEIRO, T. F.; SOUSA, L. S.; KRUIJT, B. Variation of carbon and nitrogen cycling processes along a topographic gradient in a Central Amazonian forest. **Global Change Biology**, v. 10, n. 5, p. 592-600, 2004.
- LUIZÃO, F. J.; LUIZÃO, R. C.; PROCTOR, J. Soil acidity and nutrient deficiency in central Amazonian heath forest soils. **Plant Ecology**, v. 192, p. 209–224, 2007.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11258-007-9317-6>
- MALHI, Y.; PHILLIPS, O. L. Tropical forests and global atmospheric change: a synthesis. **Phil. Trans. R. Soc. B**, v. 359, p. 549-555, 2004.
<http://dx.doi.org/10.1007/s11258-007-9317-6>
- MARQUES, J. D. O. **Influência de atributos físicos e hídricos do solo na dinâmica do carbon orgânico sob diferentes coberturas vegetais na Amazônia Central-Manaus**. 2009. 277f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Instituto Nacional de Pesquisas Amazônicas, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2009.
- MASLIN, M.; MALHI, Y.; PHILLIPS, O.; COWLING, S. New views on an old forest: assessing the longevity, resilience and future of the Amazon rainforest. **Transactions of the Institute of British Geographers**, v. 30, p. 477–499, 2005.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1475-5661.2005.00181.x>

- ZANCHI, F. B.; WATERLOO, M. J.; DOLMAN, A. J.; GROENENDIJK, M.; KESSELMEIER, J.; KRUIJT, B.; BOLSON, M. A.; LUIZÃO, F. J.; MANZI, A. O. Influence of drainage status on soil and water chemistry, litter decomposition and soil respiration in central Amazonian forests on sandy soils. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 6-29, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.170](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.170))
-
- MCCLAIN, M. E.; RICHEY, J. E. Regional-scale linkages of terrestrial and Lotic ecosystems in the Amazon basin: a conceptual model for organic matter. **Arch. Hydrobiol. Suppl. 113, Large Rivers 10**, v. 1-4, p. 111-125, 1996.
- MCCLAIN, M. E.; RICHEY, J. E.; BRANDES, J. A.; PIMENTEL, T. P. Dissolved organic matter and terrestrial-lotic linkages in the central Amazon basin of Brazil. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 11, n. 3, p. 295-311, 1997.
<http://dx.doi.org/10.1029/97GB01056>
- MEIR, P.; GRACE, J. The response by tropical forest ecosystems to drought. In: MALHI, Y.; PHILLIPS, O. L. **Tropical forests and global atmospheric change**. Oxford: Oxford University Press, 2005. p. 71–80.
- MEIR, P.; METCALFE, D. B.; COSTA, A. C. L.; FISHER, R. A. The fate of assimilated carbon during drought: impacts on respiration in Amazon rainforests. **Phil. Trans. R. Soc. B**, v. 363, p. 1849-1855, 2008.
<http://dx.doi.org/10.1098/rstb.2007.0021>
- MEIR, P.; BRANDO, P. M.; NEPSTAD, D.; VASCONCELOS, S.; COSTA, A. C. L.; DAVIDSON, E. A. et al. The effects of drought on amazonian rain forests., In: KELLER, M.; BUSTAMANTE, M.; GASH, J.; DIAS, P. S. **Amazonia and global Change**. Washington, DC: American Geophysical Union, 2009. 576p. (Geophysical Monograph, 186
- NEPSTAD, D. C.; MOUTINHO, P.; DIAS-FILHO, M. B.; DAVIDSON, E.; CARDINOT, G.; MARKEWITZ, D. et al. The effects of partial throughfall exclusion on canopy processes, aboveground production, and biogeochemistry of an Amazon forest. **J. Geophys. Res.**, v. 107, n.D20, p. 8085, 2002.
- NEPSTAD, D. C.; TOHVER, I. M.; RAY, D.; MOUTINHO, P.; CARDINOT, G. Mortality of large tree and lianas following experimental drought in Amazon forest. **Ecology**, v. 88, n. 9, p. 2259–2269, 2007.
<http://dx.doi.org/10.1890/06-1046.1>
- NOBRE, C. A.; BORMA, L. S. ‘Tipping points’ for the Amazon forest. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 1, p. 28-36, 2009.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.cosust.2009.07.003>
- OLIVEIRA, A. N.; DO AMARAL, I. L.; RAMOS, M. B. P.; NOBRE, A. D.; COUTO, L. B.; SAHDO, R. M. Composição e diversidade florístico-estrutural de um hectare de floresta densa de *terra firme* na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 38, n. 4, p. 627 – 642, 2008.
<http://dx.doi.org/10.1590/S0044-59672008000400005>
- PHILLIPS, O. L.; ARAGÃO, L. E. O. C. et al. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. **Science**, v. 323, n. 5919, p. 1344, 2009.
<http://dx.doi.org/10.1126/science.1164033>
- OYAMA, M. D.; NOBRE C. A. A new climate-vegetation equilibrium state for Tropical South America. **Geophys. Res. Lett.**, v. 30, n. 23, p. 2199, 2003.
<http://dx.doi.org/10.1029/2003GL018600>

- ZANCHI, F. B.; WATERLOO, M. J.; DOLMAN, A. J.; GROENENDIJK, M.; KESSELMEIER, J.; KRUIJT, B.; BOLSON, M. A.; LUIZÃO, F. J.; MANZI, A. O. Influence of drainage status on soil and water chemistry, litter decomposition and soil respiration in central Amazonian forests on sandy soils. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 6-29, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.170](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.170))
-
- PATE, J.; LAYZELL, D. Energetics and biological costs of nitrogen assimilation. In: MIFLIN, B. J.; LEA, P. J. (Eds.). **The biochemistry of plants**. San Diego: Academic Press, 1990. p. 1-42.
- PRANCE, G. T.; SCHUBART, H. O. R. Notes on the vegetation of Amazonia I. A preliminary note on the origin of the open white sand *campinas* of the lower Rio Negro. **Brittonia**, v. 30, n. 1, p. 60-63, 1978.
<http://dx.doi.org/10.2307/2806458>
- RENNÓ, C. D.; NOBRE, A. D.; CUARTAS, L. A.; SOARES, J. V.; HODNETT, M. G.; TOMASELLA, J.; WATERLOO, M. J. HAND, a new terrain descriptor using SRTM-DEM: Mapping terra-firme rainforest environments in Amazonia. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, p. 3469–3481, 2008.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.rse.2008.03.018>
- 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.
<http://dx.doi.org/10.1038/416617a>
- RICHARDS, P. W. **The tropical rain forest: an ecological study**. 2. ed. Cambridge: University Press, 1996.
- SILVA, F. C. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Rio de Janeiro: EMBRAPA-CNPq, 1999. 370p.
- SINGER, R.; AGUIAR, I. A. Litter decomposing and ectomycorrhizal Basidiomycetes in an igapó forest. **Plant Systematics and Evolution**, v. 153, n. 1/2, p. 107-117, 1986.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF00989420>
- SOTTA, E. D.; MEIR, P.; MALHI, Y.; NOBRE, A. D.; HODNETT, M. G.; GRACE, J. Soil CO₂ efflux in a tropical forest in the Central Amazon. **Global Change Biology**, v. 10, n. 5, p. 601–617, 2004.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1529-8817.2003.00761.x>
- SU, B. **Interactions between ecosystem carbon, nitrogen and water cycles under global change: results from field and mesocosm experiments**. 2005. 160f. PhD Thesis - University of Oklahoma, Norman, 2005.
- TAYLOR, J. A.; LLOYD, J. Sources and Sinks of Atmospheric CO₂. **Australian Journal of Botany**, v. 40, n. 5, p. 407 – 418, 1992.
<http://dx.doi.org/10.1071/BT9920407>
- TOMASELLA, J.; HODNETT, M. G.; CUARTAS, L. A.; NOBRE, A. D.; WATERLOO, M. J.; OLIVEIRA, S. M. The water balance of an Amazonian micro-catchment: the effect of interannual variability of rainfall on hydrological behaviour. **Hydrological Processes**, v. 22, n. 13, p. 2133-2147, 2008.
<http://dx.doi.org/10.1002/hyp.6813>
- VITOUSEK, P. M.; SANFORD, R. E. Nutrient cycling in moist tropical forest. **Ann. Rev. Ecol. Syst.**, v. 17, p. 137-167, 1986.
<http://dx.doi.org/10.1146/annurev.es.17.110186.001033>

ZANCHI, F. B.; WATERLOO, M. J.; DOLMAN, A. J.; GROENENDIJK, M.; KESSELMEIER, J.; KRUIJT, B.; BOLSON, M. A.; LUIZÃO, F. J.; MANZI, A. O. Influence of drainage status on soil and water chemistry, litter decomposition and soil respiration in central Amazonian forests on sandy soils. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 6-29, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.170](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.170))

XU, L.; BALDOCCHI, D.; TANG, J. How soil moisture, rain pulses, and growth alter the response of ecosystem respiration and temperature. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 18, 2004.

WALKER, I. Conclusion: the forest as a functional entity. **Experientia**, v. 43, n. 3, p. 287-290, 1987.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF01945552>

WANG, Y.; AMUNDSON, R.; TRUMBORE, S. The impact of land use change on C turnover in soils. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 13, n. 1, p. 47-57, 1999.
<http://dx.doi.org/10.1029/1998GB900005>

WATERLOO, M. J.; OLIVEIRA, S. O.; DRUCKER, D. P.; NOBRE, A. D.; CUARTAS, A. L. A.; HODNETT, M. G. et al. Export of organic carbon in run-off from an Amazonian rainforest blackwater catchment. **Hydrological Processes**, v. 20, n. 12, p. 2581-2597, 2006.
<http://dx.doi.org/10.1002/hyp.6217>



ISSN = 1980-993X – doi:10.4136/1980-993X

www.ambi-agua.net

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

Tel.: (12) 3625-4212



Colonization of leaf litter of two aquatic macrophytes, *Mayaca fluviatilis* Aublet and *Salvinia auriculata* Aublet by aquatic macroinvertebrates in a tropical reservoir
(doi:10.4136/ambi-agua.171)

Fabio Laurindo da Silva¹; Heliana Rosely Neves Oliveira²; Suzana Cunha Escarpinati³; Alaide Aparecida Fonseca-Gessner¹; Marcia Cristina de Paula¹

¹Universidade Federal de São Carlos - UFSCar, Depart. de Hidrobiologia, Laboratório de Entomologia Aquática
E-mail: fabelha@hotmail.com; gessner@power.ufscar.br; marciacdp@ig.com.br

²Fundação de Medicina Tropical do Amazonas, Gerência de Entomologia
E-mail: helianaoli@yahoo.com.br

³Universidade Federal da Grande Dourados - UFGD, Faculdade de Ciências Biológicas e Ambientais
E-mail: scescarpinati@yahoo.com.br

ABSTRACT

Decomposition and colonization of *S. auriculata* and *M. fluviatilis* by macroinvertebrates were analyzed during 40 days to determine whether differences existed on colonization by aquatic macroinvertebrates of two macrophytes with distinct habits (submerged versus fluctuant). Leaf litter of *S. auriculata* and *M. fluviatilis* were incubated in 24 litter bags (12 of each species), in a small reservoir surrounded by a cerrado fragment with low level of anthropic impact. After 10, 20, 30 and 40 days, the litter bags were removed and aquatic macroinvertebrates community was analyzed. Two hundred twenty macroinvertebrates were associated with *S. auriculata* and 261 were associated with *M. fluviatilis*, identified in 24 taxa. Both macrophyte species were colonized mainly by macroinvertebrate predators. *Ablabesmyia* with predator and collector food mechanisms was present in all sampling. The data showed an expressive increase of abundance during the process of decomposition and a decrease at the end of the experiment, in both macrophytes. Cluster analysis permitted inference that the colonization of the leaf litter by macroinvertebrates was determined by incubation time of leaf litter not by the habit of macrophytes (submerged or fluctuant).

Keywords: hydrophyte; colonization; leaf litter; lentic systems.

Colonização de detritos foliares de duas macrófitas aquáticas, *Salvinia auriculata* Aublet e *Mayaca fluviatilis* Aublet, por macroinvertebrados aquáticos em um reservatório tropical

RESUMO

A decomposição e colonização de *Salvinia auriculata* e *Mayaca fluviatilis* por macroinvertebrados foi analisada por um período máximo de 40 dias para determinar se há diferenças entre a colonização por macroinvertebrados aquáticos de duas espécies de macrófitas com hábitos distintos (submersa versus flutuante). Detritos foliares de *S. auriculata* e *M. fluviatilis* foram incubados em 24 bolsas (12 de cada espécie) em um pequeno reservatório circundado por um fragmento de cerrado com reduzido nível de impacto antrópico. Após 10, 20, 30 e 40 dias, as bolsas foram removidas e a comunidade de macroinvertebrados aquáticos foi analisada. Foi constatado um total de 220 macroinvertebrados associados à *S. auriculata* e 261 associados à *M. fluviatilis*, identificados em 24 táxons. Ambas as espécies de macrófitas foram colonizadas principalmente por

macroinvertebrados predadores. *Ablabesmyia* com mecanismo para predação e coleta esteve presente em todas as amostras. Os dados mostraram um aumento expressivo de abundância durante o processo de decomposição e decréscimo ao final do experimento, em ambas as macrófitas. A análise de agrupamento permitiu inferir que a colonização dos detritos foliares das macrófitas por macroinvertebrados foi determinada pelo tempo de incubação e não pelo hábito da macrófita (submersa ou flutuante).

Palavras-chave: hidrófita; colonização; detritos foliares; sistemas lênticos.

1. INTRODUCTION

The importance of the aquatic macrophytes as a habitat of permanence for aquatic animals has been widely recognized and emphasized by numerous authors (Kurashov et al., 1996; Stripari and Henry, 2002; Moretti et al., 2003, Mormul et al., 2006). This type of vegetation constitutes a particular habitat for several aquatic invertebrates. The animal population studies of aquatic habitats usually include at least some reference to the animals associated with vegetation (Dornfeld and Fonseca-Gessner, 2005).

Aquatic macrophytes frequently constitute a substrate for aquatic macroinvertebrates, since they offer protection against predators, serve as a food resource directly (vegetal tissues) and indirectly (substrate for development of periphytic community) (Ward, 1992; Allan, 1995), are a location of oviposition and emergence of several aquatic insects, and they act as filters by maintaining organic particles that can be utilized by detritivorous organisms (Trivinho-Strixino and Strixino, 1993; Trivinho-Strixino et al., 2000).

Aquatic macrophytes decomposition depends on the intrinsic characteristics of the aquatic system, such as the nature of the system bed, water flow, pH value, water temperature, chemical composition of litter (Wright and Covich, 2005; Leroy and Marks, 2006), and composition of aquatic invertebrates fauna (Graça, 2001). The role of the aquatic macroinvertebrates in the leaf litter decomposition process is not completely clear, however the interest in this process has received growing attention (Gonçalves Jr. et al., 2006; Mormul et al., 2006; Janke and Trivinho-Strixino, 2007).

In this context, the main objective of this study is to evaluate whether there are or not differences between the aquatic macroinvertebrates colonization of two macrophytes with different life histories (submerged and fluctuant habits).

1.1. Study area

The experiment was conducted at Fazzari reservoir (21°59'S and 47°52'W) located in a preserved area of typical Cerrado vegetation in the São Carlos municipality, São Paulo State, Brazil (Figure 1).

The Fazzari Reservoir is situated in a built-up area in the campus of the Federal University of São Carlos (UFSCar). The reservoir was formed by the damming of a stream of the same name, which spring is located approximately 500 m upstream, whence it runs through and is protected by gallery forest. This system presented medium levels of dissolved oxygen (6.45 mg.L⁻¹), low electrical conductivity (6 µS.cm⁻¹), acid water (pH value 5.47), thermal amplitude varying from 19°C to 23°C and sandy bed (Fusari and Fonseca-Gessner, 2006).

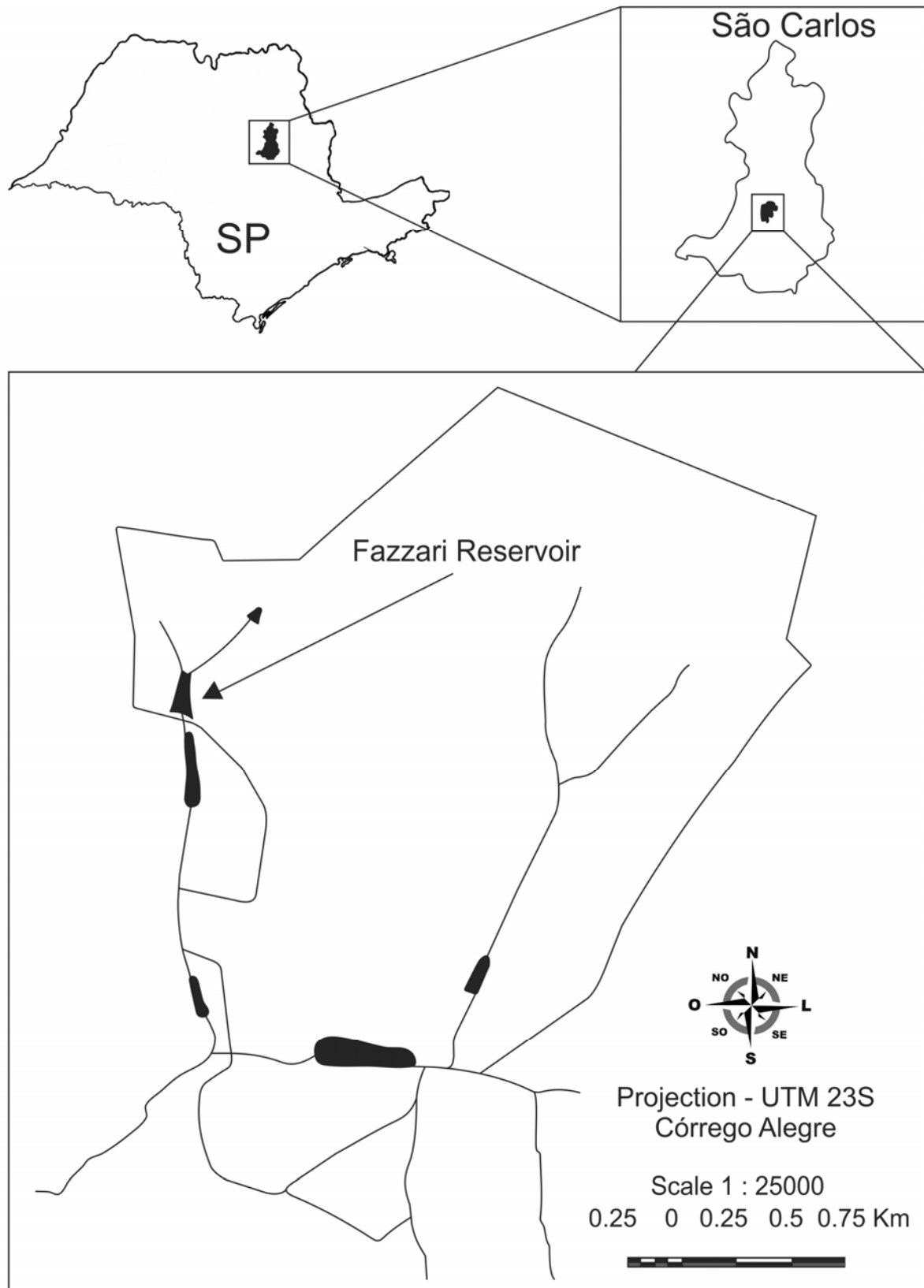


Figure 1. Location of study area: Fazzari Reservoir, within the campus of UFSCar, São Carlos, SP, Brazil.

2. MATERIAL AND METHODS

This experiment was conducted during the summer of November and December of 2007. We selected two macrophytes with distinct life habits, following classification of Joly, (1998), fluctuant *Salvinia auriculata* Aublet and submerged *Mayaca fluviatilis* Aublet, representatives of aquatic vegetation of study area. Samples of leaves and roots of each macrophyte specie were collected dried at room temperature. The experimental colonization by aquatic macroinvertebrates was conducted by using litter bags of 15 x 20 cm (Chergui and Patee, 1988; Moretti et al., 2007) and 0.8 cm of mesh, each one containing 15 g of dried leaves and roots. Twelve bags of each treatment (24 samples) were randomly placed in the reservoir at a depth of 1 m, where they were left to incubate for 10, 20, 30 and 40 days. At each sampling date, three litter bags of each treatment were randomly collected and treated as a single sample. The contents of each bag were washed through a 0.21 mm mesh sieve to extract the macroinvertebrates, which were fixed in ethanol 70% and identified by specific literature and keys (e.g., Brinkhurst and Marchese, 1989; Trivinho-Strixino and Strixino, 1995a; Merritt and Cummins, 1996; Fernandez and Dominguez, 2001). Litter remaining was oven-dried for 48 hours at 60°C and weighed to calculate the biomass.

The macroinvertebrate community was characterized according to the following variables: total number of individuals, relative abundance of each taxon in each type of macrophyte and period, and classification as functional feeding groups (Cummins et al., 2005; Merritt and Cummins, 1996), gathering-collectors, filtering-collectors, predators, scrapers and shredders. Differences between absolute abundances of taxa and richness in two macrophyte species were established through the analysis of variance (ANOVA), using as repeated measures the absolute abundance and richness of the macroinvertebrates in each incubation periods. Number of individuals of macroinvertebrates in the two macrophytes were compared by quantitative cluster analyses, using the unweighted pair-group method with arithmetic averages (UPGMA).

3. RESULTS AND DISCUSSION

At end of experimental period, 481 individuals were collected, belonging to 24 taxa of macroinvertebrates (Table 1). Samples of *S. auriculata* resulted in 220 associated organisms, while *M. fluviatilis* samples resulted in 261. In relation to species richness, the detritus of *M. fluviatilis* showed the highest number of taxa after 20 days of exposure, while the detritus of *S. auriculata* showed the highest richness after 30 days of exposure (Figure 2). In both macrophytes, the taxa richness and total abundance showed a decrease in 40 days de exposure.

The colonization of aquatic macrophytes by macroinvertebrates may be limited by the biology of organisms and architecture of structures as leaves and stems. Such aspects contribute to the creation of different microhabitats, which favor the occurrence of certain macroinvertebrates in elevated density (Humpries, 1996).

In this study were collected a high number of insects (417), representing 86% of the colonist macroinvertebrates in both aquatic macrophytes. This result can be associated with the fact that vegetation in aquatic ecosystems provides great survival conditions, since it offers opportunities for shelter against predators, a site of oviposition, and diversification of food resources, and functions as a filter retaining particulate organics that can be used by the detritivorous (Trivinho-Strixino and Strixino, 1993; Trivinho-Strixino et al., 2000).

Ablabesmyia, with predator and collector food mechanisms, was present in all samplings of both plant substrates. Collectors followed. The prevalence of *Ablabesmyia* may be explained by the experimental design since the litter bags were installed along the margins of the reservoir where they may have acted as litering nets, filtering the detritus originating at the

margins. This hypothesis, which is supported by Trivinho-Strixino et al. (2000) and Mormul et al. (2006), argues that the accumulation of debris in aquatic macrophytes contributes significantly to number of collectors present, which are potential prey for predators. The collectors were found in high abundance in all observations. This result probably occurred because of the large amount of particulate matter, which it is an indicative of prevalence of a detritivorous food chain in the macrophytes (Trivinho-Strixino et al., 2000).

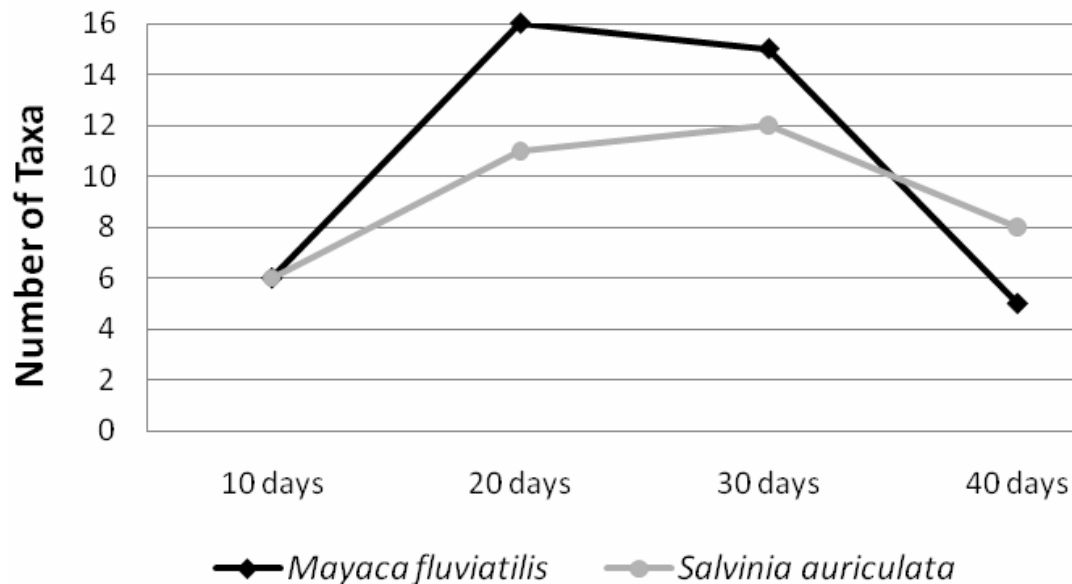


Figure 2. Richness of aquatic macroinvertebrates (by litter bag sample), during decomposition process associated with *S. auriculata* and *M. fluviatilis* at Fazzari Reservoir.

The live aquatic macrophytes are not a good food resource for the majority of the members of aquatic macroinvertebrates community, since they are difficult to digest (Trivinho-Strixino and Strixino, 1995b). According to the same authors, during the decomposition process, bacteria and fungi produce an increase in nitrogen and protein, and the detritus becomes attractive as food source of the invertebrates. Therefore, a high abundance and decomposition might be expected to occur in the middle of the experimentation time, when the macrophytes still were an attractive resource to macroinvertebrates due to their possible high palatability. In this study, the analysis of the biomass remaining (Figure 3) showed a pronounced difference during the experiment, with elevated dry mass loss during after 30 days of colonization. These results can be attributed to the higher macroinvertebrate abundance and richness registered during this time in both treatments. *M. fluviatilis* did not present a linear pattern of mass loss, exhibiting an unexpected reduction, and consequently, an increase in biomass remaining after 40 days, which can be explained by the strong rains during the period what probably prevented the effective colonization this substrate.

In relation to the temporal colonization process, both macrophytes presented a similar pattern: the highest number of individuals occurred within 30 days of colonization and decayed afterwards. Such fact may be demonstrated by the similarities of the macroinvertebrate abundances in the different experimental periods (Table 1). It is important to consider that the populations present a natural growth rate, which in this case, aquatic macroinvertebrates assemblage, can be considered exponential, since the populations grow as a function of population parameters and as a function size. Therefore it was expected an increase of populations along the time intervals, as recorded this study. The reduction observed after 40 days might be related to decrease quality of the substrate as food resource.

Table 1. Absolute (N) and relative (ni) abundance of aquatic macroinvertebrates (by litter bag sample) during the decomposition of *S. auriculata* and *M. fluviatilis* at Fazzari Reservoir. FTG = functional trophic groups, C = Collector, F = Filterer, P = Predator, SC = Scraper, SH = Shredder.

Taxa	FTG	10 Days				20 Days				30 Days				40 Days			
		S.		M.		S.		M.		S.		M.		S.		M.	
		<i>auriculata</i>	<i>fluviatilis</i>	<i>auriculata</i>	<i>fluviatilis</i>	<i>auriculata</i>	<i>fluviatilis</i>	<i>auriculata</i>	<i>fluviatilis</i>	<i>auriculata</i>	<i>fluviatilis</i>	<i>auriculata</i>	<i>fluviatilis</i>	<i>auriculata</i>	<i>fluviatilis</i>		
		N	ni	N	ni	N	ni	N	ni	N	ni	N	ni	N	ni		
Coleoptera																	
Hydrophilidae	C/P/S					1	0.02										
Diptera																	
Ceratopogonidae	P					1	0.02	1	0.02	2	0.02	2	0.01				
Chironomidae																	
<i>Ablabesmyia</i>	P	9	0.45	4	0.27	13	0.20	19	0.29	35	0.34	44	0.28	21	0.64	10	0.38
<i>Caladomyia ortonii</i>	F/C											7	0.05				
<i>Caladomyia riotarumensis</i>	F/C							6	0.09	5	0.05	7	0.05	3	0.09		
<i>Cladopelma</i>	C							1	0.02								
<i>Chironomus</i>	C/SH									6	0.06	13	0.08	1	0.03		
<i>Endotribelos</i>	SH	1	0.05			1	0.02	2	0.03	1	0.01						
<i>Fissimentum</i>	C													1	0.03	1	0.04
<i>Fittkauimyia</i>	P									2	0.02						
<i>Goeldichironomus</i>	C	1	0.05			3	0.05	5	0.08	6	0.06	20	0.13	4	0.12	9	0.35
<i>Harnischia Complex</i>	C/SC									1	0.01						
<i>Labrundinia</i>	P					2	0.03	2	0.03	3	0.03	1	0.01	1	0.03		
<i>Polypedilum</i>	C/SH	8	0.40	4	0.27	16	0.25	6	0.10	36	0.35	36	0.23	2	0.06	2	0.08
<i>Tanytarsus</i>	C/F/S							1	0.02			2	0.01				
Ephemeroptera																	
Caenidae	C							6	0.09	4	0.04	4	0.03			4	0.15
Polymitarcyidae	C											1	0.01				
Hirudinea																	
Glossiphoniidae	P			1	0.07	13	0.20	1	0.02								
Odonata																	
Lestidae	P			1	0.07			1	0.02								
Oligochaeta																	
Naididae	C/P			5	0.33	5	0.08	2	0.03								
Tubificidae	C	1	0.05			10	0.15	10	0.15			16	0.10				
Trichoptera																	
Hydropsychidae	F							2	0.03	1	0.01	1	0.01				
Leptoceridae	C/P/S											1	0.01				
Total		20		15		65		65		102		155		33		26	

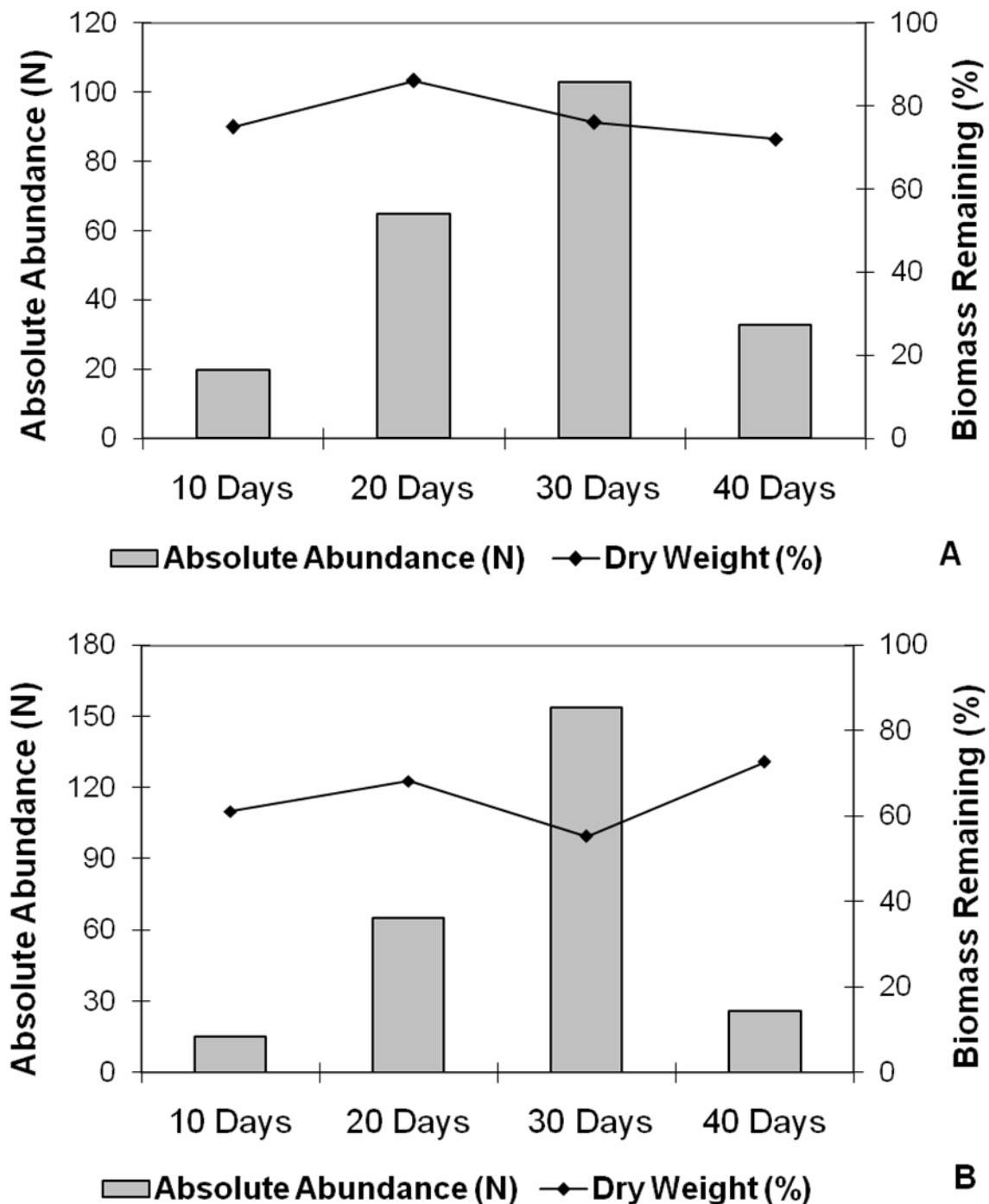


Figure 3. Absolute abundance (by litter bag sample) and leaf mass loss during litter decomposition process associated with *S. auriculata* (A) and *M. fluviatilis* (B) at Fazzari Reservoir.

The macroinvertebrate absolute abundances did not show significant differences (ANOVA, $F_{(1,4)} = 0.394$; $p = 0.564$) between the treatments (macrophytes). However, there were significant differences (ANOVA, $F_{(3,12)} = 16.350$; $p < 0.001$) among different incubation times. Similar results were obtained when was analyzed the richness in two macrophyte. There were no significant differences (ANOVA, $F_{(1,4)} = 0.058$; $p = 0.821$) between the treatments, but there were significant differences (ANOVA, $F_{(3,12)} = 7.135$; $p = 0.005$) due to

the incubation times. These results were also confirmed through cluster analysis and indicated that the incubation time is determinant in the colonization of macrophytes by macroinvertebrates.

Cluster analysis, based on the absolute abundance of taxa, revealed the formation of four groups: (1) those represented by litter bags removed with 10 days, showed similarity of 65.3%; (2) those formed by litter bags removed with 20 days, presented similarity of 63.1%; (3) those formed by litter bags removed with 30 days, presented greater similarity (73.1%); and those (4) represented by litter bags removed with 40 days, showed a lower affinity (59.4%).

Based on the cluster analysis, it was possible to infer that in this experiment the colonization of the leaf litters by aquatic macroinvertebrates was determined by the incubation time of the leaf litter and not by their plant habit (submerged or fluctuant), given that different macrophytes (*S. auriculata* and *M. fluviatilis*) showed similar patterns of colonization.

4. CONCLUSIONS

The results presented here follow the same pattern observed in other studies with colonization of aquatic macrophytes by aquatic macroinvertebrates (Gonçalves Jr. et al., 2006; Mormul et al., 2006; Janke and Trivinho-Strixino, 2007). Macrophytes newly incubated do not represent a good food resource for a macroinvertebrates assemblage, since they have a reduced palatability and content protein. This pattern reflected an initial period with lower abundance of organisms and a medium period with peak of abundance that decrease afterwards. The data also showed that incubation time of leaf litter is more important than plant habit, given that different macrophytes presented similar patterns of colonization.

We also observed in all substrates and periods the dominance of *Ablabesmyia*. The larvae pertaining to this genus of Chironomidae are commonly described as predators of others macroinvertebrates and also exhibit collector food mechanisms. Such a fact can be associated with accumulation of debris in aquatic macrophyte, that contribute directly to collector habit and indirectly to predatory habit, there is an increase in of members of the detritivorous chain, which are potential prey for predators. These data confirm the importance of aquatic macrophytes as a biotope for the macroinvertebrate community.

5. ACKNOWLEDGMENTS

We thank Susana Trivinho Strixino for suggestions for realization this experiment, Tadeu de Siqueira Barros and Nathan G. Viets for helpful comments. Thanks are also due to Fábio Toshio T. Hanashiro for aid in the statistical analysis.

6. REFERENCES

- ALLAN, J. D. **Stream ecology: structure and functioning of running waters**. Oxford: Chapman & Hall, 1995. 388 p.
- CHERGUI, H.; PATTEE, E. The impact of benthic invertebrates on the breakdown of poplar leaves in the network of a large European river. **Archives of Hydrobiology**, v. 113, p. 15-25, 1988.

- SILVA, F. L.; OLIVEIRA, H. R. N.; ESCARPINATI, S. C.; FONSECA-GESSNER, A. A.; PAULA, M. C. Colonization of leaf litter of two aquatic macrophytes, *Mayaca fluviatilis*, Aublet and *Salvinia auriculata*, Aublet by aquatic macroinvertebrates in a tropical reservoir. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 30-39, 2011. (doi:10.4136/ambi-agua.171)
-
- CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in south Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 40, p. 69-89, 2005. <http://dx.doi.org/10.1080/01650520400025720>
- BRINKHURST, R. O.; MARCHESE, M. R. **Guia para la identificación de Oligoquetos acuáticos continentales de Sud y Centroamerica**. Clímax: Santa Fe, 1989. 207 p.
- DORNFELD, C. B.; FONSECA-GESSNER, A. A. Fauna de Chironomidae (Diptera) associada à *Salvinia* sp. e *Myriophyllum* sp. num reservatório do Córrego do Espriado, São Carlos, São Paulo, Brasil. **Entomologia y Vectores**, v. 12, n. 2, p. 181-192, 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S0328-03812005000200005>
- FERNANDEZ, H. R.; DOMINGUEZ, E. **Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos**. Tucumán: Universidad Nacional de Tucumán, Faculdade de Ciencias Naturales e Instituto Miguel Lillo, 2001. 282 p.
- FUSARI, L. M.; FONSECA-GESSNER, A. A. Environmental assessment of two small reservoirs in southeastern Brazil, using macroinvertebrate community metrics. **Acta Limnologica Brasiliense**, v. 18, n. 1, p. 89-99, 2006.
- GRAÇA, M. A. S. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in stream: a review. **International Review of Hydrobiology**, v. 86, p. 383-393, 2001. [http://dx.doi.org/10.1002/1522-2632\(200107\)86:4/5%3C383::AID-IROH383%3E3.0.CO;2-D](http://dx.doi.org/10.1002/1522-2632(200107)86:4/5%3C383::AID-IROH383%3E3.0.CO;2-D)
- GONÇALVES JR, J. F.; GRAÇA, M. A. S.; CALLISTO, M. Leaf-litter breakdown in 3 streams in temperate, Mediterranean, and tropical Cerrado climates. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 25, p. 344-355, 2006. [http://dx.doi.org/10.1899/0887-3593\(2006\)25\[344:LBISIT\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1899/0887-3593(2006)25[344:LBISIT]2.0.CO;2)
- HUMPRIES, P. Aquatic macrophytes, macroinvertebrate associations and water levels in a lowland Tasmanian river. **Hydrobiologia**, v. 321, p. 219-233, 1996. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00143752>
- JANKE, H.; TRIVINHO-STRIXINO, S. Colonization of leaf litter by aquatic macroinvertebrates: a study in a low order tropical stream. **Acta Limnologica Brasiliense**, v. 19, p. 109-179, 2007.
- JOLY, A. B. **Botânica: introdução à taxonomia vegetal**. São Paulo: Nacional, 1998. p. 777.
- KURASHOV, E. A.; TELESH, I. V.; PANOV, V. E.; USENKO, N. V.; RYCHKOVA, M. A. Invertebrates communities associated with macrophytes in Lake Ladoga: effects of environmental factors. **Hydrobiologia**, v. 322, p. 49-55, 1996. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00031804>
- LEROY, C. J.; MARKS, J. C. Litter quality, stream characteristics and litter diversity influence decomposition rates and macroinvertebrates. **Freshwater Biology**, v. 51, p. 605-617, 1996. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01512.x>
- MERRIT, R.; CUMMINS, K. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Dubuque: Kendall Hunt, 1996. 722 p.

SILVA, F. L.; OLIVEIRA, H. R. N.; ESCARPINATI, S. C.; FONSECA-GESSNER, A. A.; PAULA, M. C. Colonization of leaf litter of two aquatic macrophytes, *Mayaca fluviatilis*, Aublet and *Salvinia auriculata*, Aublet by aquatic macroinvertebrates in a tropical reservoir. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 30-39, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.171](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.171))

MORETTI, M. S.; GOULART, M. D. C.; CALLISTO, M. Avaliação rápida da macrofauna associada à *Eichhornia azurea* (Swartz) Kunth, 1843 e *Pontederia laceolata* Nutt., 1818 (Pontederiaceae) na Baía do Coqueiro, Pantanal de Poconé (MT/Brasil). **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 5, p. 7-21, 2003.

MORETTI, M. S.; GONÇALVES, J. F.; LIGEIRO, R.; CALLISTO, M. Invertebrates colonization on native tree leaves in a neotropical stream (Brazil). **International Review of Hydrobiology**, v. 92, n. 2, p. 199-210, 2007. <http://dx.doi.org/10.1002/iroh.200510957>

MORMUL, R. P.; VIEIRA, L. A.; PRESSINATTE JR, S.; MONKOLSKI, A.; SANTOS, A. M. Sucessão de invertebrados durante o processo de decomposição de duas plantas aquáticas (*Eichhornia azurea* e *Polygonum ferrugineum*). **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 28, n. 2, p. 109-115, 2006.

STRIPARI, N.; HENRY, R. The invertebrate colonization during decomposition of *Eichhornia azurea* Kunth in a lateral lake in the mouth zone of Paranapanema river into Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 2, p. 293-310, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842002000200014>

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. **Larvas de Chironomidae (Diptera) do Estado de São Paulo**: guia de identificação e diagnose dos gêneros. São Carlos: PPG-ERN-UFSCar, 1995a. 227p.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO, G. Duas novas espécies de *Nimbecera reiss* (Diptera: Chironomidae) do estado de São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 35, p. 173-178, 1995b.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; STRIXINO G. Estrutura da comunidade de insetos aquáticos associados à *Pontederia laceolata* Nuttall. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 53, n. 1, p. 103-111, 1993.

TRIVINHO-STRIXINO, S.; CORREIA, L. C. S.; SONODA, K. C. Phytophilous Chironomidae (Diptera) and other macroinvertebrates in the ox-bow Infernão Lake (Jataí Ecological Station, Luiz Antônio, SP, Brazil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 3, p. 527-535, 2000.

WARD, J. V. **Aquatic insect ecology 1**: biology and habitat. New York: John Wiley and Sons, 1992. 438p.

WRIGHT, M. S.; COVICH, A. P. The effect of macroinvertebrate exclusion on leaf breakdown rates in a tropical headwater stream. **Biotropica**, v. 37, p. 403-408, 2005. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2005.00053.x>



Inhibition of β -galactosidase and α -glucosidase synthesis in petroleum refinery effluent bacteria by phenolic compounds (doi:10.4136/ambi-agua.172)

Christian O. Nweke¹; Gideon C. Okpokwasili²

¹Department of Microbiology, Federal University of Technology, P. M. B. 1526, Owerri, Nigeria
E-mail: xrisokey@yahoo.com

²Department of Microbiology, University of Port Harcourt, P. M. B. 5323, Port Harcourt, Nigeria
E-mail: gidsilman@yahoo.com

ABSTRACT

Inhibition of α -glucosidase (EC 3.2.1.20) and β -galactosidase (EC 3.2.1.23) biosynthesis by phenolic compounds (phenol, 2-chlorophenol, 4-chlorophenol, 4-bromophenol and 3,5-dimethylphenol) in *Escherichia coli*, *Bacillus* and *Pseudomonas* species isolated from petroleum refinery wastewater was assessed. At sufficient concentrations, phenols inhibited the induction of α -glucosidase and β -galactosidase. The patterns of these toxic effects can be mathematically described with logistic and sigmoid dose-response models. The median inhibitory concentrations (IC₅₀) varied among the phenols, the bacteria and enzymes. Quantitative structure–activity relationship (QSAR) models based on the logarithm of the octanol–water partition coefficient (log₁₀K_{ow}) were developed for each bacterium. The correlation coefficients varied between 0.84 and 0.99 for the enzymes. The test results indicated α -glucosidase and β -galactosidase biosynthesis as important microbial indices for evaluation of toxicity of phenolic compounds.

Keywords: Toxicity; phenolic compounds; QSAR; wastewater bacteria.

Inibição de β -galactosidase e síntese de α -glicosidase em bactérias de efluente de refinaria de petróleo por compostos fenólicos

RESUMO

A inibição da biossíntese da α -glicosidase (CE 3.2.1.20) e da β -galactosidase (3.2.1.23) por compostos fenólicos (fenol, 2-clorofenol, 4-clorofenol, 4-bromofenol e 3,5-dimetilfenol) nas espécies *Escherichia coli*, *Bacillus* e *Pseudomonas* isoladas de efluentes de refinarias de petróleo foi avaliada. Em concentrações suficientes, os fenóis inibiram a indução da α -glicosidase e β -galactosidase. O comportamento desses efeitos tóxicos pode ser descrito matematicamente com modelos de logística e sigmóide dose-resposta. A mediana da concentração inibitória (IC₅₀) variou entre os fenóis, as bactérias e enzimas. Modelos da relação quantitativa de estrutura-atividade (QSAR) baseados no logaritmo do coeficiente de partição octanol-água (log₁₀K_{ow}) foram desenvolvidos para cada bactéria. Os coeficientes de correlação variaram entre 0.84 e 0,99 para as enzimas. Os resultados dos testes indicaram a biossíntese da α -glicosidase e da β -galactosidase como importantes índices microbianos para avaliação da toxicidade de compostos fenólicos.

Palavras-chave: Toxicidade; compostos fenólicos; QSAR; bactéria de resíduo líquido.

1. INTRODUCTION

Phenolic compounds are common constituents in effluents from many industrial sources, including oil refineries and other petrochemical industries. Phenolic wastewaters have been treated using biological processes in which the compounds are digested by acclimated microbial consortium. Numerous microorganisms have been reported to degrade phenol and its derivatives. However, most phenol-degrading bacteria suffer from substrate inhibition, whereby growth and biodegradation rates are inhibited at high phenol concentration due to toxicity (Goudar et al., 2000; Oboirien et al., 2005; Okpokwasili and Nweke, 2006; Kumar et al., 2005; Saravanan et al., 2008; Agarry et al., 2008; Agarry and Solomon, 2008).

Bacteria are important group of microorganisms because of their unique role, for efficient functioning of natural ecosystems. The determination of the toxicity of chemicals to bacteria is an important criterion for the evaluation of pollution risk of chemicals in the environment. In this regard, rapid and sensitive bacterial toxicity tests for assessment of toxicity are developed. Bacterial test systems include the estimation of respiration activity (Anderson et al., 1988; Broecker and Zahn, 1977; Brown et al., 1981; Dutka et al., 1983; King and Painter, 1986), measurement of growth inhibition of bacteria (Strotmann et al., 1994), estimation of dehydrogenase activity (Strotman et al., 1993; Okolo et al., 2007), β -galactosidase activity (Katayama-Hirayama, 1986), intracellular ATP level (Pill et al., 1991), bioluminescence (Choi and Gu, 2001), nitrification inhibition (Strotmann and Eglsäer, 1995; Gendig et al., 2003; Juliastuti et al., 2003), inhibition of periplasmic nitrate reductase (Okolo et al., 2007), inhibition of enzyme biosynthesis (Dutton et al., 1990; Odokuma and Okpokwasili, 2003; Nweke and Okpokwasili, 2011).

Bioassays involving inhibition of enzyme activity and enzyme biosynthesis are simple, rapid, cost-effective and require small volume of samples. Inhibition of biosynthesis and activity of α -glucosidase and β -galactosidase in bacteria have been used to assess toxicity of inorganic and organic toxicants (Barnhart and Vestal, 1983; Dutton et al., 1988; Dutton et al., 1990; Guven et al., 2003; Bitton and Koopman, 1994; Codina et al., 1994, Nweke and Okpokwasili, 2011). It was previously reported that bioassay based on α -glucosidase and β -galactosidase activity is insensitive to heavy metals (Barnhart and Vestal, 1983; Dutton et al., 1988, 1990). In addition, β -galactosidase biosynthesis was shown to be more sensitive to organic toxicants than β -galactosidase activity (Dutton et al., 1988).

Although inhibition of α -glucosidase and β -galactosidase biosynthesis have been used to assess toxicity of organic toxicants, they have not been extensively used to assess toxicity of phenolic compounds. Also, not much work has been done to assess toxicity of phenolic compounds on bacterial strains derived from petroleum refinery wastewater. The aim of this study was to compare the inhibitory effects of phenolic compounds on the biosynthesis of inducible enzymes, α -glucosidase and β -galactosidase, in petroleum refinery effluent bacteria. The information obtained should have bearing on the development of ecotoxicity assay using bacteria.

2. MATERIALS AND METHODS

2.1. Test chemicals and reagents

The phenolic compounds, 2-chlorophenol, 4-chlorophenol, and phenol were obtained from Sigma, USA. Others including 4-bromophenol and 3,5-dimethylphenol were obtained from Fluka Riedel-de Haën. The enzyme substrates *p*-nitrophenyl- β -D-galactopyranoside and *p*-nitrophenyl- α -D-glucopyranoside were obtained from Sigma (USA). The Z-buffer for the enzyme assays contained the following components: $\text{Na}_2\text{HPO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$, 16 g.L⁻¹; NaH_2PO_4 , 5.6 g.L⁻¹; MgSO_4 , 0.12 g.L⁻¹; KCl, 0.754 g.L⁻¹ and β -mercaptoethanol, 2.7 ml.L⁻¹.

2.2. Cell cultures

Bacterial strains used were *Pseudomonas* sp. DAF1, *Pseudomonas* sp. RWW2, *Bacillus* sp. DISK1 and *Escherichia coli* isolated from petroleum refinery wastewater obtained from wastewater treatment system of Port Harcourt petroleum refinery, Port Harcourt, southeastern Nigeria. The method of sample collection, isolation and identification of the bacterial strains was as described by Nweke and Okpokwasili (2010). They were maintained in nutrient agar slants at 4°C. The cells were grown by inoculating 50 ml of sterile nutrient broth media (HIMEDIA) in 100ml Erlenmeyer flask. The cultures were incubated at room temperature ($28 \pm 2^\circ\text{C}$) for 16 – 24 hours on rotary shaker operated at 150 rpm. Cells were harvested by centrifugation at 4000 rpm for 10 minutes. Harvested cells were washed twice in sterile deionized distilled water and resuspended in the same water. The cell suspensions were standardized in a spectrophotometer to an optical density of 0.6 at 420 nm. The standardized cell suspensions were used as inocula in the enzyme assays.

2.3. β -Galactosidase activity assay

β -Galactosidase activities were determined using *p*-nitrophenyl- β -D- galactopyranoside, which is hydrolyzed to yellow-coloured *p*-nitrophenol. Portions (0.1 ml) of standardized cell suspensions were inoculated into sterile triplicate 20 ml screw-capped test tubes containing 1.9 ml of Z-buffered (pH 7.0) nutrient broth-lactose medium (consisting of 0.4 ml of Z-buffer, 0.4 ml of nutrient broth and 0.1 ml of 0.4% w/v lactose) supplemented with a particular concentration of phenolic compound (0 – 4000 mg.L⁻¹). The controls consisted of inoculated medium without toxicant. The cultures were shake-incubated at room temperature for 1 h. Thereafter, 0.1 ml of 7% w/v sodium dodecyl sulphate (SDS) was added into each tube and shaken to solubilize the cells. Then, 0.1 ml of 0.4% w/v *p*-nitrophenyl- β -D-galactopyranoside was added and the reaction mixture incubated at room temperature for 24 hours. The reactions were stopped with 1 ml of cold 1 M Na₂CO₃ solution. The absorbances of *p*-nitrophenol solution produced were measured spectrophotometrically at 420 nM (λ_{max}). The β -galactosidase activities were calculated relative to controls as shown in equation 1.

2.4. α -Glucosidase activity assay

α -Glucosidase activities were determined using *p*-nitrophenyl- α -D-glucopyranoside that is hydrolyzed to yellow-coloured *p*-nitrophenol. Portions (0.1 ml) of standardized cell suspensions were inoculated into sterile triplicate 20 ml screw-capped test tubes containing 1.9 ml of Z-buffered (pH 7.0) nutrient broth-lactose medium (consisting of 0.4 ml of Z-buffer, 0.4 ml of nutrient broth and 0.1 ml of 0.4% w/v maltose) supplemented with a particular concentration of phenolic compound (0 – 6000 mg.L⁻¹). The controls consisted of inoculated medium without toxicant. The cultures were shake-incubated at room temperature for 1 h. Thereafter, 0.1 ml of 0.4% w/v *p*-nitrophenyl- α -D-glucopyranoside was added and the reaction mixture incubated at room temperature for 24 h. The reactions were stopped by adding 1 ml of cold 1 M Na₂CO₃ solution. The absorbances of *p*-nitrophenol solution produced were measured spectrophotometrically at 420 nM (λ_{max}). The α -glucosidase activities were calculated relative to controls as shown in equation 1.

2.5. Data analysis

The degree of inhibition was determined relative to control (100% enzyme activity) on the basis of measured absorbances as shown in equation 1. Differences at enzyme activity levels between the controls and other samples were taken as the effect of phenolic compounds on enzyme biosynthesis. At least three replicate tests were carried out on each toxicant. The data were plotted in terms of percent of enzyme activity in control test on y-axis versus concentration of phenolic compound on x-axis with means and standard deviations (n =3) shown as data points and bars respectively. The toxicity thresholds of the toxicants (IC₂₀, IC₅₀

and IC_{80}) were determined by fitting the experimental data (obtained from equation 1) into non-linear logistic (equation 2) and sigmoid dose-response (equation 3) models. All regressions were done iteratively using the data mean and standard deviations at 95% confidence limit. The toxicity thresholds were compared pairwise between the phenolic compound and between β -galactosidase and α -glucosidase using student's t-test. The linear regression analyses were done using Microsoft Excell 2003.

$$\text{Enzyme activity (\% of control)} = \frac{T_A}{C_A} \times 100 \quad [1]$$

$$\text{Enzyme activity (\% of control)} = \frac{a}{1 + \left(\frac{x}{b}\right)^c} \quad [2]$$

Where, C_A is the absorbance of *p*-nitrophenol in uninhibited control (without toxicant), T_A the absorbance of *p*-nitrophenol in inhibited test (with different concentrations of phenolic compound), x is the concentration of phenolic compound, a the uninhibited value of enzyme activity (100%), b is IC_{50} and c is dimensionless toxicity parameter

$$\text{Enzyme activity (\% of control)} = \frac{a}{1 + e^{b(x-c)}} \quad [3]$$

Where b is slope parameter indicating the inhibition rate and c is IC_{50}

2.6. Quantitative structure-activity relationship (QSAR) analysis

The correlation between IC_{50} values and physicochemical properties for some phenolic compounds were evaluated. Two parameters that are often employed in QSAR analysis were used; the logarithm of the octanol-water partition coefficient, $\text{Log}_{10}K_{ow}$, characterizing the lipophilicity and the dissociation constant of acid and pKa describing the electronic effect. The $\text{Log}_{10}K_{ow}$ and pKa values were obtained from Aptula et al. (2002). Linear regression was performed on the IC_{50} (y-axis) versus parameter (x-axis) plot. The predicted IC_{50} were generated from the linear models.

3. RESULTS AND DISCUSSION

The effects of phenolic compounds on the biosynthesis of two inducible enzyme, β -galactosidase and α -glucosidase are shown in Figures 1 – 3. The compounds tested included, phenol, 2-chlorophenol, 4-chlorophenol, 4-bromophenol and 3,5-dimethylphenol. In all the bacteria, phenolic compounds inhibited β -galactosidase and α -glucosidase biosynthesis in a dose-dependent manner. Generally, substituted phenols were more inhibitory than phenol. In terms of α -glucosidase biosynthesis, *Escherichia coli* tolerated 2-chlorophenol more than other bacteria. 3,5-Dimethylphenol was more inhibitory to α -glucosidase induction in *Pseudomonas* sp. RWW2 than in other bacteria. *Pseudomonas* sp. DAF1 and *Escherichia coli* were tolerant to toxicity of phenol than *Pseudomonas* sp. RWW2 and *Bacillus* sp. DISK1. Inhibition of β -galactosidase synthesis in *Pseudomonas* sp. DAF1 increased with increase in concentration at concentrations ranging from 0 – 5000 mg.L^{-1} for phenol and 0 – 1000 mg.L^{-1} for the other phenolic compounds. At 0 – 1000 mg.L^{-1} , 3,5-dimethylphenol and phenol progressively inhibited β -galactosidase synthesis in *Pseudomonas* sp. RWW2. On the other hand, 2-chlorophenol, 4-chlorophenol and 4-bromophenol progressively inhibited β -

galactosidase synthesis in this bacterium at concentrations up to 320 mg.L⁻¹ and total inhibition of β -galactosidase synthesis was observed at 320, 220, 200, 800 and 1000 mg.L⁻¹ of 2-chlorophenol, 4-chlorophenol, 4-bromophenol, 3,5-dimethylphenol and phenol respectively.

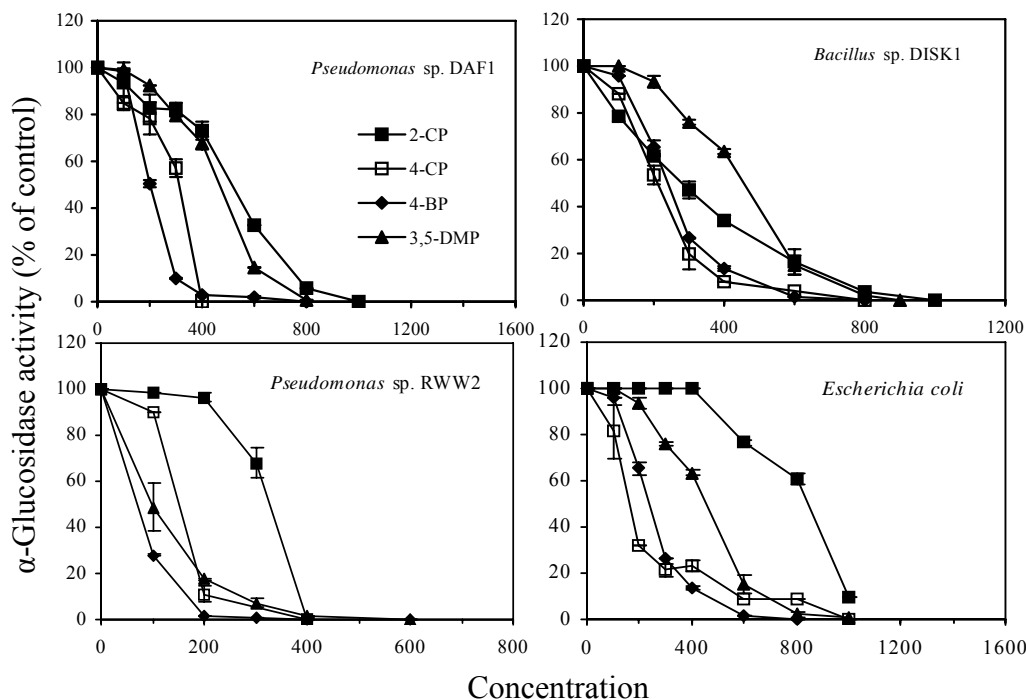


Figure 1. Effects of 2-chlorophenol (2-CP), 4-chlorophenol (4-CP), 4-bromophenol (4-BP) and 3,5-dimethylphenol (3,5-DMP) on α -glucosidase activity of bacterial strains.

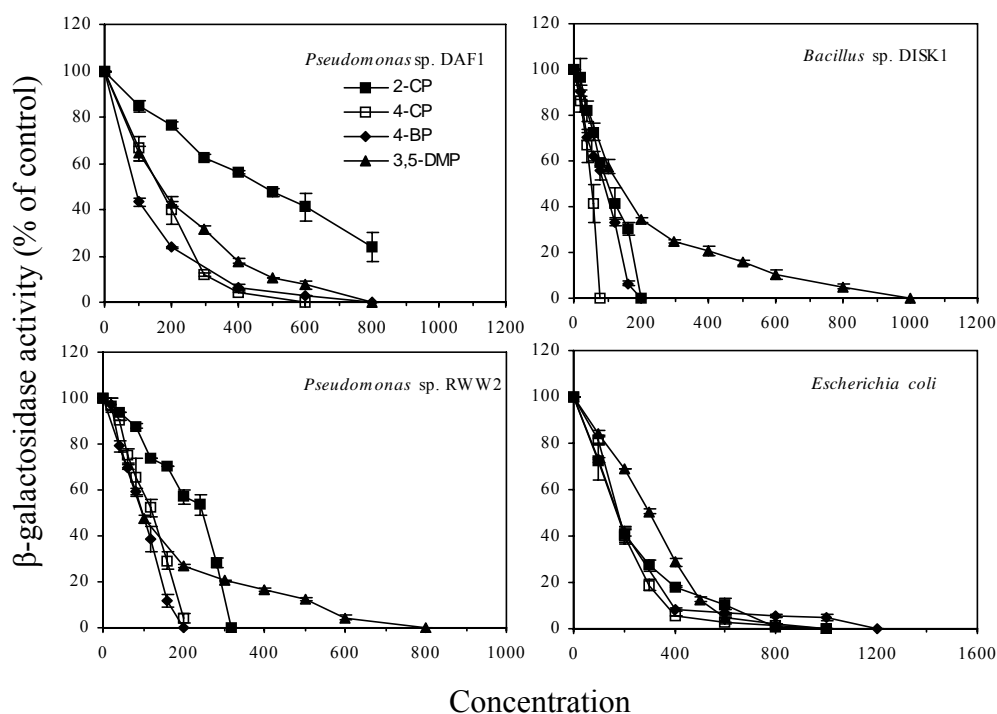


Figure 2. Effects of 2-chlorophenol (2-CP), 4-chlorophenol (4-CP), 4-bromophenol (4-BP) and 3,5-dimethylphenol (3,5-DMP) on β -galactosidase activity of bacterial strains.

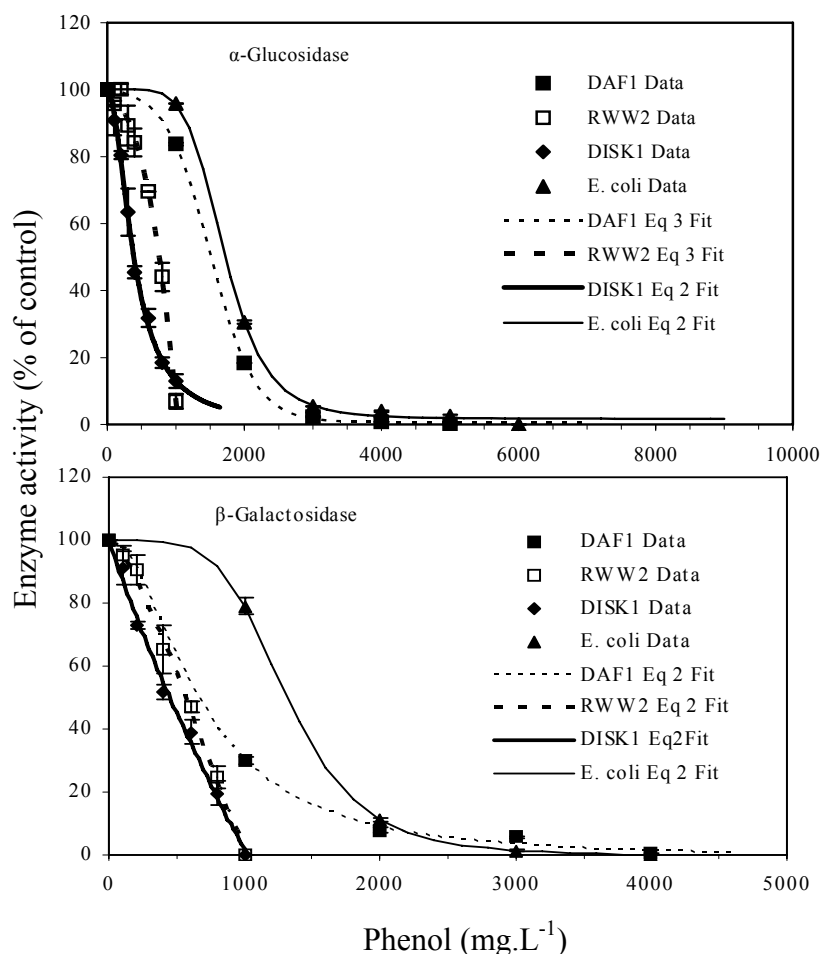


Figure 3. Effects of phenol on α -glucosidase and β -galactosidase activities of *Pseudomonas* sp. DAF1, *Pseudomonas* sp. RWW2, *Bacillus* sp. DISK1 and *Escherichia coli*. The continuous and dotted lines are predicted values determined from dose response models. Differences at enzyme activity levels between the controls and other samples were taken as phenol effect on enzyme biosynthesis.

Pseudomonas sp. DAF1 was more tolerant than *Pseudomonas* sp. RWW2 to inhibition of β -galactosidase synthesis by phenolic compounds. In *Pseudomonas* sp. DAF1, 4-chlorophenol, 4-bromophenol and 3,5-dimethylphenol completely inhibited β -galactosidase synthesis at 600, 800 and 800 mg.L^{-1} respectively, and at 800 mg.L^{-1} , 2-chlorophenol inhibited β -galactosidase synthesis by $76.078 \pm 6.479\%$. Like in other bacteria, inhibition of β -galactosidase synthesis in *Bacillus* sp. DISK1 by phenolic compounds is dose-dependent. However, the extent of inhibition differs from the other bacteria. *Bacillus* sp. DISK1 is more sensitive to 4-chlorophenol and total inhibition of β -galactosidase biosynthesis was observed at 80 mg.L^{-1} . On the other hand, 2-chlorophenol, 4-chlorophenol and 3,5-dimethylphenol completely inhibited β -galactosidase synthesis at 200, 200 and 1000 mg.L^{-1} respectively. Similar responses to the toxicity of 3,5-dimethylphenol were shown by *Pseudomonas* sp. DAF1, *Pseudomonas* sp. RWW2 and *Bacillus* sp. DISK1. Inhibition of β -galactosidase by 3,5-dimethylphenol was sharp at lower concentrations but became less pronounced with successive increase in concentration at higher concentrations. With the exception of 2-chlorophenol, the inhibition pattern of β -galactosidase biosynthesis in *Escherichia coli* is similar to that of *Pseudomonas* sp. DAF1.

Generally, phenol was less inhibitory to enzyme biosynthesis than the substituted phenol. Higher concentrations (up to 4000 mg.L^{-1}) of phenol were required to inhibit β -galactosidase and α -glucosidase biosynthesis in *Escherichia coli* and *Pseudomonas* sp. DAF1. Substituted phenols are known to be more toxic than phenol. For instance, using a number of microbial

indices, chlorinated phenol was reported to be more toxic than phenol (Cenci et al., 1987). The sensitivity of these bacteria to inhibitory effect of phenolic compounds corroborates previous reports that biosynthesis of β -galactosidase was more sensitive to organic pollutants than β -galactosidase activity (Dutton et al., 1988; Reinhartz et al., 1987). Cenci et al. (1987) also reported that phenol and some chlorophenols did not inhibit β -galactosidase activity of *Escherichia coli* even at high concentration. Similar insensitivity of β -galactosidase activity to phenol has also been confirmed through a number of investigations (Bitton et al., 1992a, 1992b; Bitton and Koopman, 1994). Similarly, Barnhart and Vestal (1983) reported that *in vitro* α -glucosidase activity was relatively insensitive to pentachlorophenol, phenol and sodium dodecylsulphate. Therefore, enzyme biosynthesis is more reliable than enzyme activity as bacterial index for assessment of toxicity of organic compounds. The inhibition of β -galactosidase and α -glucosidase biosynthesis reported in this study is consistent with the report of Dutton et al. (1990).

The dose-dependent responses of all the bacterial strains are describable by logistic and sigmoid dose-response models with r^2 values ranging from 0.9791 to 0.9999. The toxicity thresholds of the phenolic compounds estimated from the models are shown in Table 1. Also, the significant difference ($P < 0.05$) of the thresholds between β -galactosidase and α -glucosidase enzymes were shown.

On the basis of the toxicity threshold, the toxicity of the phenolic compounds varies among themselves, the bacteria and enzyme. Generally, the thresholds of β -galactosidase vary significantly with that of α -glucosidase for a particular bacterium and phenolic compound. The median inhibitory concentration (IC_{50}) of phenol ranged from $387.862 \pm 26.468 \text{ mg.L}^{-1}$ with *Bacillus* sp. DISK1 to $1724.492 \pm 6.853 \text{ mg.L}^{-1}$ with *Escherichia coli* for α -glucosidase biosynthesis and from $450.031 \pm 37.615 \text{ mg.L}^{-1}$ with *Bacillus* species to $1312.851 \pm 32.237 \text{ mg.L}^{-1}$ with *Escherichia coli* for β -galactosidase. The values were consistent with toxicity thresholds reported by Dutton et al. (1990).

Quantitative structure activity relationship (QSAR) models based on K_{ow} was established for each bacterium. The octanol-water partitioning coefficient (K_{ow}) is a physicochemical descriptor that is widely used in QSARs. It indicates the ability of a chemical to partition between the aqueous phase and cell membrane. The IC_{50} s were plotted on y -axis versus $\log_{10}K_{ow}$ on the x -axis as shown in Figures 4 and 5. The $\log_{10}K_{ow}$ -dependent QSAR models have the following general form:

$$IC_{50}(\text{mg/l}) = a \log_{10} K_{ow} + b \quad [4]$$

A linear regression of IC_{50} (mg.L^{-1}) with $\log_{10}K_{ow}$ yields a straight line, with the slope and intercept corresponding to the constants a and b in equation 4 respectively. The octanol-water partitioning coefficient (K_{ow}) predicted inhibition of β -galactosidase synthesis by 3,5-dimethylphenol better in *Pseudomonas* sp. RWW2 than in the other bacteria. As shown in Figures 4 and 5, the correlation coefficients (r^2) ranged from 0.9218 to 0.9889 for α -glucosidase and from 0.8440 to 0.9722 for β -galactosidase. The high regression coefficients indicate that the phenols possibly have the same mode of action against the induction of the enzymes, and that K_{ow} is a strong determinant of toxicity of the phenolic compounds. The octanol-water partitioning coefficient have been adjudged the most important physicochemical parameter related to biological activity (Dearden, 1985). The r^2 values obtained in this study are comparable to those reported in QSAR analyses involving other organisms. Ren and Frymier (2002) reported r^2 values ranging from 0.69 to 0.99 when modelling toxicity of organic chemicals against bioluminescent bacteria. Schultz et al. (1998) obtained r^2 values of 0.87 when modelling the toxicity of nonpolar narcotic chemicals to bioluminescent *Vibrio fischeri*, and r^2 values of 0.69 when modelling the toxicity of phenols to *V. fischeri*. Similarly, Gül and Öztürk (1998) reported r^2 values of 0.98 and 0.54 in a $\log_{10}IC_{50}$ versus $\log_{10}K_{ow}$ relationship for aliphatic and aromatic alcohols respectively against

dehydrogenase activity of *Pseudomonas putida*. Using the models generated, the predicted IC₅₀ were estimated. The relationship between the predicted IC₅₀ and the experimental IC₅₀ are shown in Figures 6 and 7. The values were close to unity as indicated by their closeness to the line $y = x$ in Figures 6 and 7.

Table 1. Threshold concentrations of phenolic compounds for inhibition of α - glucosidase and β -galactosidase biosynthesis in wastewater bacteria.

Bacteria/Toxicant	Toxicity thresholds (mg.L ⁻¹)		
	IC ₂₀	IC ₅₀	IC ₈₀
α- glucosidase			
<i>Pseudomonas</i> sp. DAF1			
2-Chlorophenol	316.587 ± 44.120 b,c,e **	510.206 ± 10.502 b,c,d,e *	682.736 ± 6.029 b,c,d,e **
4-Chlorophenol	194.348 ± 30.259 a,d,e **	311.066 ± 14.952 a,c,d,e **	371.946 ± 4.476 a,c,d,e **
4-Bromophenol	156.839 ± 3.585 a,d,e **	200.569 ± 2.337 a,b,d,e **	257.578 ± 0.881 a,b,d,e **
3,5-Dimethylphenol	324.364 ± 8.313 b,c,e **	453.466 ± 6.771 a,b,c,e **	578.932 ± 3.958 a,b,c,e **
Phenol	1077.214 ± 8.313 a,b,c,d **	1515.887 ± 4.520 a,b,c,d **	1966.339 ± 0.642 a,b,c,d **
<i>Pseudomonas</i> sp. RWW2			
2-Chlorophenol	276.103 ± 14.509 b,c,d,e **	326.394 ± 7.692 b,c,d,e **	367.635 ± 3.078 b,c,d,e **
4-Chlorophenol	112.712 ± 0.573 a,c,d,e **	143.406 ± 4.195 a,c,e **	182.980 ± 9.981 a,c,e *
4-Bromophenol	38.596 ± 1.477 a,b,e **	73.139 ± 0.528 a,b,e **	112.801 ± 1.344 a,b,d,e **
3,5-Dimethylphenol	38.422 ± 15.481 a,b,e *	96.618 ± 21.515 a,e *	187.368 ± 14.035 a,c,e **
Phenol	478.775 ± 45.488 a,b,c,d **	757.961 ± 20.098 a,b,c,d **	936.006 ± 11.414 a,b,c,d **
<i>Bacillus</i> sp. DISK1			
2-Chlorophenol	99.473 ± 2.565 b,c,d,e **	271.105 ± 19.175 b,c,d,e **	558.626 ± 37.686 b,c,e **
4-Chlorophenol	134.421 ± 3.155 a,c,d,e **	204.578 ± 11.141 a,c,d,e **	306.326 ± 23.620 a,d,e **
4-Bromophenol	162.756 ± 5.839 a,b,d **	234.964 ± 4.954 a,b,d,e **	337.664 ± 2.473 a,d,e **
3,5-Dimethylphenol	303.104 ± 4.939 a,b,c,e **	440.241 ± 10.532 a,b,c,e **	579.313 ± 19.532 b,c,e **
Phenol	191.416 ± 26.137 a,b,d *	387.862 ± 26.468 a,b,c *	779.184 ± 45.821 a,b,c,d *
<i>Escherichia coli</i>			
2-Chlorophenol	634.982 ± 16.437 b,c,d,e **	836.175 ± 9.685 b,c,d,e **	965.745 ± 3.222 b,c,d,e **
4-Chlorophenol	94.856 ± 21.675 a,c,d,e *	161.187 ± 14.096 a,c,d,e *	302.438 ± 8.382 a,c,d,e **
4-Bromophenol	162.756 ± 5.839 a,b,d,e **	234.964 ± 4.954 a,b,d,e **	337.664 ± 2.473 a,b,d,e **
3,5-Dimethylphenol	303.774 ± 5.851 a,b,c,e **	440.402 ± 10.895 a,b,c,e **	579.353 ± 19.560 a,b,c,e **
Phenol	1348.403 ± 5.581 a,b,c,d **	1724.492 ± 6.853 a,b,c,d **	2222.688 ± 9.469 a,b,c,d **
β- galactosidase			
<i>Pseudomonas</i> sp. DAF1			
2-Chlorophenol	160.798 ± 16.087 b,c,d,e **	468.424 ± 30.312 b,c,d,e *	806.047 ± 34.854 b,c,d,e **
4-Chlorophenol	67.240 ± 14.596 a,c,e **	154.676 ± 19.042 a,c,e **	267.526 ± 13.756 a,c,d,e **
4-Bromophenol	28.904 ± 2.586 a,b,d,e **	82.985 ± 4.781 a,b,d,e **	219.806 ± 6.767 a,b,d,e **
3,5-Dimethylphenol	50.880 ± 7.932 a,c,e **	161.279 ± 11.581 a,c,e **	390.342 ± 11.311 a,b,c,e **
Phenol	323.299 ± 12.597 a,b,c,d **	653.448 ± 0.625 a,b,c,d **	1298.329 ± 42.081 a,b,c,d **
<i>Pseudomonas</i> sp. RWW2			
2-Chlorophenol	123.198 ± 8.049 b,c,d,e **	228.988 ± 7.415 b,c,d,e **	292.399 ± 2.929 b,c,d,e **
4-Chlorophenol	57.274 ± 8.659 a,d,e **	118.120 ± 9.443 a,c,d,e **	173.682 ± 5.979 a,c,d,e *
4-Bromophenol	44.676 ± 2.724 a,d,e **	94.414 ± 5.884 a,b,e **	150.418 ± 6.111 a,b,d,e **
3,5-Dimethylphenol	14.408 ± 2.426 a,b,c,e *	83.482 ± 6.356 a,b,e *	311.217 ± 9.134 a,b,c,e **
Phenol	285.813 ± 57.893 a,b,c,d **	564.407 ± 41.753 a,b,c,d **	827.755 ± 16.975 a,b,c,d **
<i>Bacillus</i> sp. DISK1			
2-Chlorophenol	45.609 ± 9.798 e **	105.847 ± 9.214 b,c,e **	166.424 ± 4.617 b,c,d,e **
4-Chlorophenol	28.451 ± 6.868 e **	53.438 ± 5.712 a,c,d,e **	70.760 ± 2.421 a,c,d,e **
4-Bromophenol	32.414 ± 3.903 e **	82.696 ± 4.830 a,b,d,e **	143.191 ± 3.157 a,b,d,e **
3,5-Dimethylphenol	32.624 ± 4.584 e **	125.283 ± 10.270 b,c,e **	382.735 ± 19.384 a,b,c,e **
Phenol	163.780 ± 27.901 a,b,c,d *	450.031 ± 37.615 a,b,c,d *	778.131 ± 27.742 a,b,c,d *
<i>Escherichia coli</i>			
2-Chlorophenol	73.611 ± 18.945 d,e **	169.641 ± 21.668 d,e **	368.240 ± 14.977 b,c,d,e **
4-Chlorophenol	103.465 ± 4.706 c,e *	171.614 ± 7.942 d,e *	280.343 ± 10.939 a,d,e **
4-Bromophenol	86.197 ± 2.506 b,d,e **	161.977 ± 3.893 d,e **	306.320 ± 7.452 a,d,e **
3,5-Dimethylphenol	144.915 ± 3.198 a,b,c,e **	291.119 ± 5.125 a,b,c,e **	453.126 ± 8.348 a,b,c,e **
Phenol	987.639 ± 32.181 a,b,c,d **	1312.851 ± 32.237 a,b,c,d **	1741.889 ± 30.200 a,b,c,d **

At $p < 0.05$ (within each threshold, bacterial strain and enzyme)

a = significantly different from 2-Chlorophenol

b = significantly different from 4-Chlorophenol

c = significantly different from 4-Bromophenol

d = significantly different from 3,5-Dimethylphenol

e = significantly different from Phenol

** = threshold of α - glucosidase is significantly different from that of β - galactosidase

* = threshold of α - glucosidase is not significantly different from that of β - galactosidase

There was poor correlation between pKa (the negative logarithm of the first ionization constant) and the IC₅₀ (plots are not shown). This indicates that the toxicity of the phenols is independent on their ionization constants. Ren and Frymier (2002) have made similar observation in a QSAR analysis of organic chemicals against *Vibrio fischeri*.

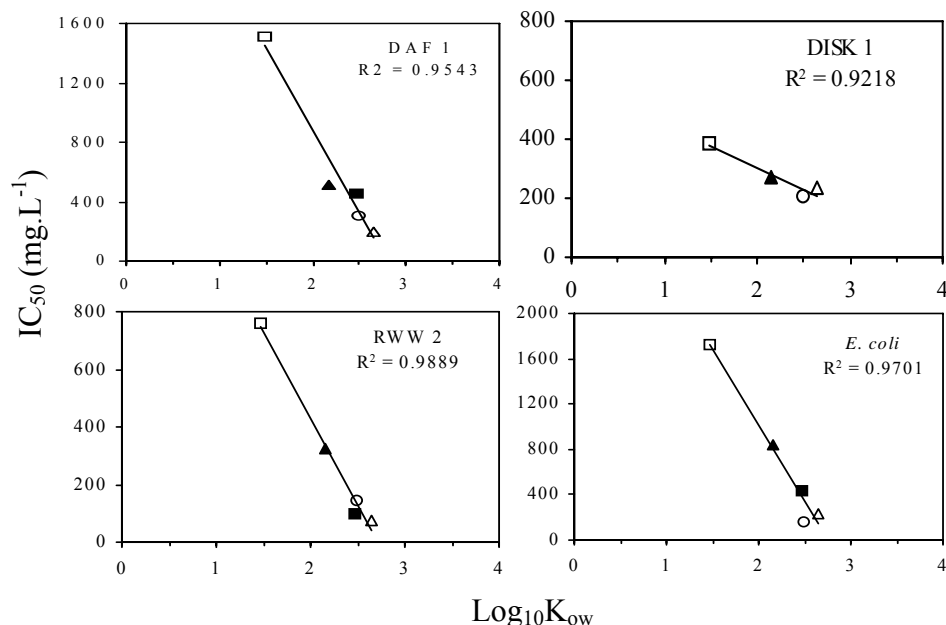


Figure 4. Acute toxicity of five phenols against $\text{Log}_{10}K_{ow}$ for α -glucosidase activity of *Pseudomonas* sp. DAF1, *Pseudomonas* sp. RWW2, *Bacillus* sp. DISK1 and *Escherichia coli*. The linear regression relationships are based on: phenol □; 2-chlorophenol ▲; 3,5-dimethylphenol ■; 4-bromophenol Δ and 4-chlorophenol ○.

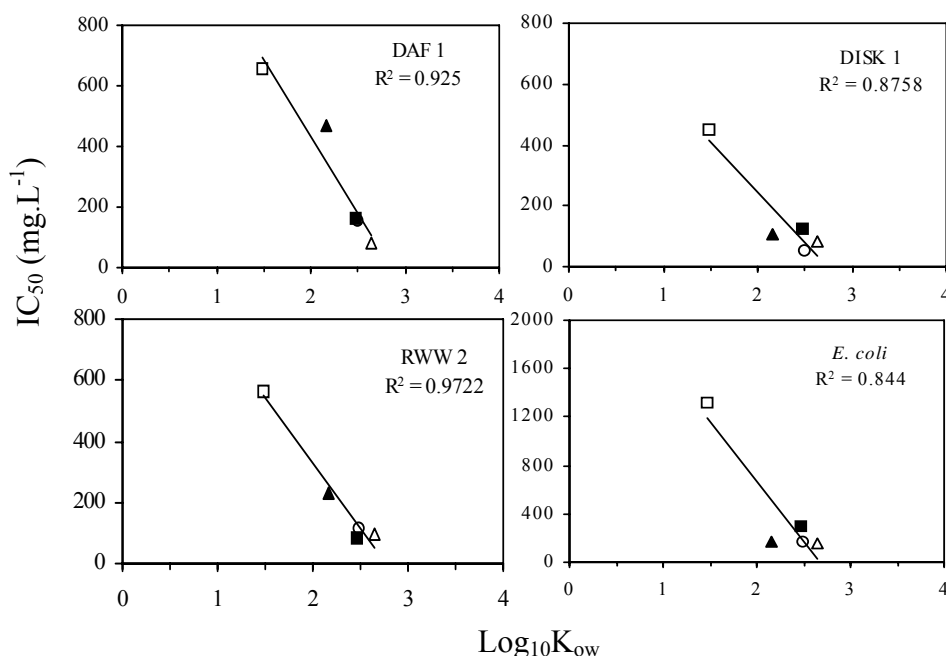


Figure 5. Acute toxicity of five phenols against $\text{Log}_{10}K_{ow}$ for β -galactosidase activity of *Pseudomonas* sp. DAF1, *Pseudomonas* sp. RWW2, *Bacillus* sp. DISK1 and *Escherichia coli*. The linear regression relationships are based on: phenol □; 2-chlorophenol ▲; 3,5-dimethylphenol ■; 4-bromophenol Δ and 4-chlorophenol ○.

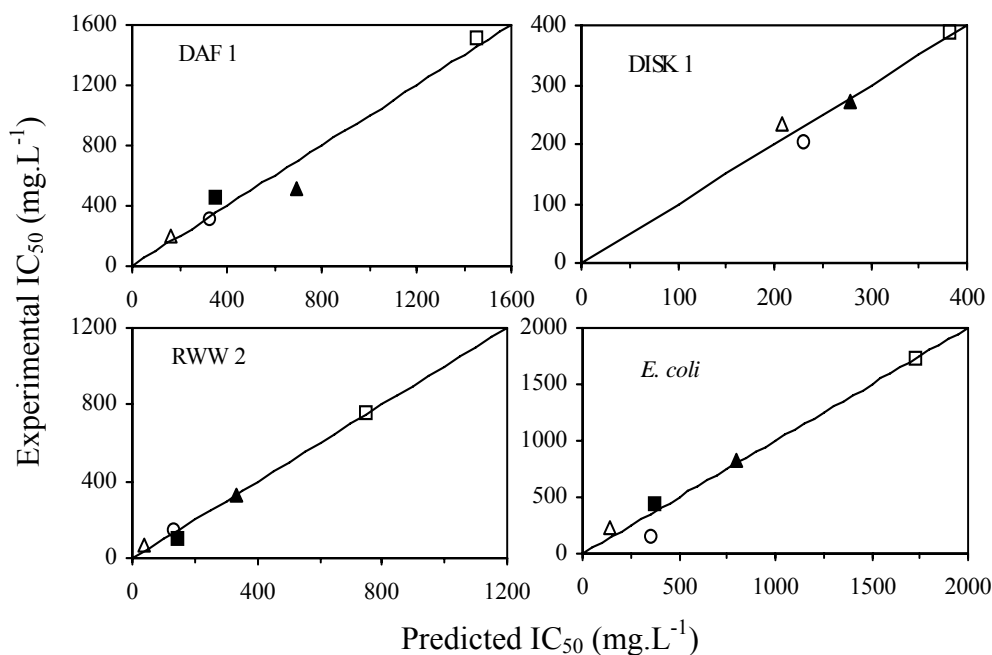


Figure 6. Relationship between experimental and predicted toxicity of five phenols for α -glucosidase activity of *Pseudomonas* sp. DAF1, *Pseudomonas* sp. RWW2, *Bacillus* sp. DISK1 and *Escherichia coli*. Data represents: phenol \square ; 2-chlorophenol \blacktriangle ; 3,5-dimethylphenol \blacksquare ; 4-bromophenol \triangle and 4-chlorophenol \circ .

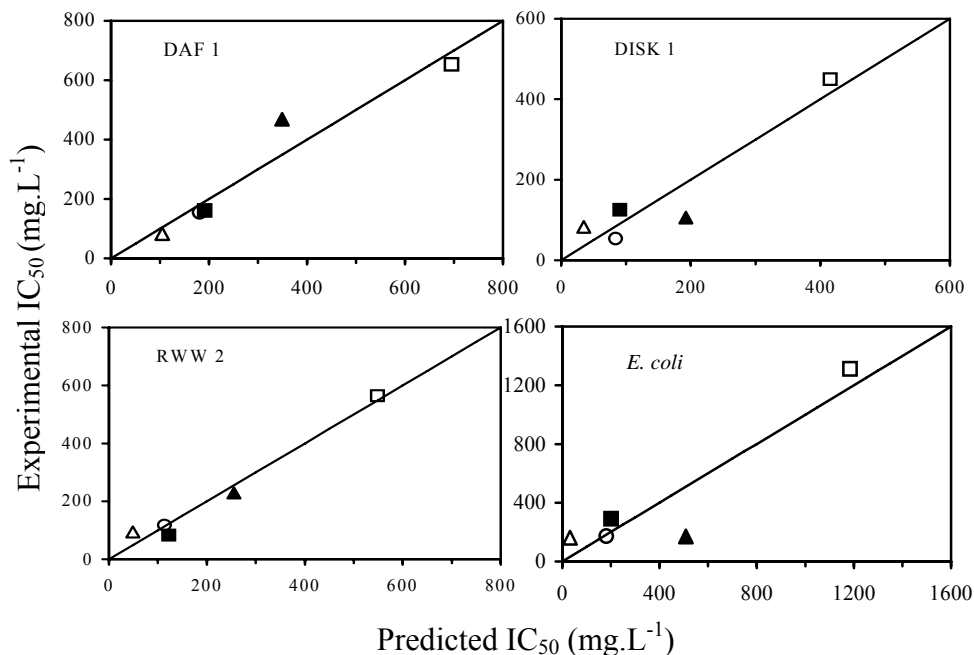


Figure 7. Relationship between experimental and predicted toxicity of five phenols for β -galactosidase activity of *Pseudomonas* sp. DAF1, *Pseudomonas* sp. RWW2, *Bacillus* sp. DISK1 and *Escherichia coli*. Data represents: phenol \square ; 2-chlorophenol \blacktriangle ; 3,5-dimethylphenol \blacksquare ; 4-bromophenol \triangle and 4-chlorophenol \circ .

4. CONCLUSION

This study has shown that induction of α -glucosidase and β -galactosidase enzymes in *Escherichia coli*, *Bacillus* and *Pseudomonas* species could be inhibited by phenolic compounds to levels dependent on octanol–water partition coefficient. Thus, the organisms may serve as convenient indices for assessment of toxicity of environmental pollutants and by extrapolation, the risk assessment of industrial wastes.

5. REFERENCES

- AGARRY, S. E.; SOLOMON, B. O. Kinetics of batch microbial degradation of phenols by indigenous *Pseudomonas fluorescence*. **Int. J. Environ. Sci. Tech.**, v. 5, p. 223 – 232, 2008.
- AGARRY, S. E.; SOLOMON, B. O.; LAYOKUN, S. K. Substrate inhibition kinetics of phenol degradation by binary mixed culture of *Pseudomonas aeruginosa* and *Pseudomonas fluorescence* from steady state and wash-out data. **Afr. J. Biotechnol.**, v. 7, n. 21, p. 3927 – 3933, 2008.
- ANDERSON, K.; KOOPMAN, B.; BITTON, G. Evaluation of INT-dehydrogenase assay for heavy-metal inhibition of activated sludge. **Water Res.**, v. 22, p. 349 – 353, 1988. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(88\)90220-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(88)90220-5)
- APTULA, A. O.; NETZEVA, T. I.; VALKOVA, I. V.; CRONIN, M. T. D.; SCHULTZ, T. W.; KÜHNE, R.; SCHÜÜRMAN, G. Multivariate discrimination between modes of toxic action of phenols. **Quant. Struct.-Act. Relat.**, v. 21, p. 12 – 22, 2002. [http://dx.doi.org/10.1002/1521-3838\(200205\)21:1%3C12::AID-QSAR12%3E3.0.CO;2-M](http://dx.doi.org/10.1002/1521-3838(200205)21:1%3C12::AID-QSAR12%3E3.0.CO;2-M)
- BARNHART, C. L.; VESTAL, J. R. Effect of environmental toxicants on metabolic activity of natural microbial communities. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 46, p. 970 – 977, 1983.
- BITTON, G.; KOOPMAN, B. Evaluation of a microplate assay specific for heavy metal toxicity. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.**, v. 27, p. 25 – 28, 1994. <http://dx.doi.org/10.1007/BF00203883>
- BITTON, G.; KOOPMAN, B.; AGAMI, O. MetPAD™: a bioassay for rapid assessment of heavy metal toxicity in wastewater. **Water Environ. Res.**, v. 64, p. 834 – 836, 1992a.
- BITTON, G.; CAMPBELL, M.; KOOPMAN, B. MetPAD™: a bioassay kit for the specific determination of heavy metal toxicity in sediments from hazardous waste sites. **Environ. Toxicol. Water Qual.**, v. 7, p. 323 – 328, 1992b. <http://dx.doi.org/10.1002/tox.2530070403>
- BROECKER, B.; ZAHN, R. The performance of activated sludge plants compared with the results of various bacterial toxicity tests – A study with 3,5-dichlorophenol. **Water Res.**, v. 11, p. 165 – 172, 1977. [http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(77\)90122-1](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(77)90122-1)
- BROWN, D.; HITZ, H. R.; SCHAFER, L. The assessment of the possible inhibitory effect of dyestuff on aerobic wastewater bacteria- Experience with a screening test. **Chemosphere**, v. 10, p. 245 – 261, 1981. [http://dx.doi.org/10.1016/0045-6535\(81\)90025-4](http://dx.doi.org/10.1016/0045-6535(81)90025-4)

NWEKE, C. O.; OKPOKWASILI, G. C. Inhibition of β -galactosidase and α -glucosidase synthesis in petroleum refinery effluent bacteria by phenolic compounds. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 40-53, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.172](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.172))

CENCI, G.; CALDINI, G.; MOROZZI, G. Chlorinated phenol toxicity by bacterial and biochemical tests. **Bull. Environ. Contam. Toxicol.**, v. 38, p. 868 – 875, 1987.

CHOI, S. H.; GU, M. B. Phenolic toxicity: detection and classification through the use of a recombinant bioluminescent *Escherichia coli*. **Environ. Toxicol. Chem.**, v. 20, p. 248 – 255, 2001.

CODINA, J. C.; PEREZ-GARCIA, A.; DE VICENTE, A. Detection of a heavy metal toxicity and genotoxicity in wastewater by microbial assay. **Water Sci. Tech.**, v. 30, p. 145 – 151, 1994.

DEARDEN, J. C. Partitioning and lipophilicity in quantitative structure-activity relationships. **Environ. Health Perspect.**, v. 61, p. 203 – 228, 1985.
<http://dx.doi.org/10.2307/3430073>

DUTKA, B. J.; NYHOLM, N.; PETERSEN, J. Comparison of several microbiological toxicity screening tests. **Water Res.**, v. 17, p. 1363 – 1368, 1983.
[http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(83\)90265-8](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(83)90265-8)

DUTTON, R. J.; BITTON, G.; KOOPMAN, B. Enzyme biosynthesis versus enzyme activity as a basis for microbial toxicity testing. **Tox. Assess.**, v. 3, p. 245 – 253, 1988.
<http://dx.doi.org/10.1002/tox.2540030302>

DUTTON, R. J.; BITTON, G.; KOOPMAN, B.; AGAMI, O. Effect of environmental toxicants on enzyme biosynthesis: a comparison of β -galactosidase, α -glucosidase and tryptophanase. **Arch. Environ. Contam. Toxicol.**, v. 19, p. 395 – 398, 1990.

GENDIG, C.; DOMOGALA, G.; AGNOLI, F.; PAGGA U.; STROTMANN, U. J. Evaluation and further development of the activated sludge respiration inhibition test. **Chemosphere**, v. 52, p. 143 – 149, 2003.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535\(03\)00111-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0045-6535(03)00111-5)

GOUDAR, C. T.; GANJI, S. H.; PUJAR, B. G.; STREVETT, K. A. Substrate inhibition kinetics of phenol biodegradation. **Wat. Environ. Res.**, v. 72, p. 50 – 55, 2000.
<http://dx.doi.org/10.2175/106143000X137103>

GÜL, S.; ÖZTÜRK, D. Determination of the structure-toxicity relationship of amphiprotic compounds by means of the inhibition of the dehydrogenase activity of *Pseudomonas putida*. **Turkish J. Chem.**, v. 22, p. 341– 349, 1998.

GUVEN, K.; TOGRUL, S.; UYAR, F.; OZANT, S.; DE POMERAI, D. I. A comparative study of bioassays based on enzyme biosynthesis in *Escherichia coli* and *Bacillus subtilis* exposed to heavy metals and pesticides. **Enzyme Microbial Technol.**, v. 32, p. 658 – 664, 2003.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0141-0229\(03\)00025-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0141-0229(03)00025-5)

JULIASTUTI, S. R.; BAEYENS, J.; CREEMERS, C. Inhibition of nitrification by heavy metals and organic compounds: The ISO 9509 test. **Environ. Eng. Sci.**, v. 20, n. 2, p. 79-90, 2003.
<http://dx.doi.org/10.1089/109287503763336511>

KATAYAMA-HIRAYAMA, K. Inhibition of activities of β -galactosidase and dehydrogenases of activated sludge by heavy metals. **Water Res.**, v. 20, p. 491 – 494, 1986.
[http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(86\)90198-3](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(86)90198-3)

NWEKE, C. O.; OKPOKWASILI, G. C. Inhibition of β -galactosidase and α -glucosidase synthesis in petroleum refinery effluent bacteria by phenolic compounds. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 40-53, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.172](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.172))

KING, E. F.; PAINTER, H. A. Inhibition of respiration of activated sludge: variability and reproducibility of results. **Toxic. Assess.**, v. 1, p. 27 – 39, 1986.
<http://dx.doi.org/10.1002/tox.2540010104>

KUMAR, A.; KUMAR, S.; KUMAR, S. Biodegradation kinetics of phenol and catechol using *Pseudomonas putida* MTCC 1194. **Biochem Eng J.**, v. 22, p. 151 – 159, 2005.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.bej.2004.09.006>

NWEKE, C. O.; OKPOKWASILI, G. C., Influence of exposure time on phenol toxicity to refinery wastewater bacteria. **J. Environ. Chem. Ecotoxicol.**, v. 2, n. 2, p. 20 – 27, 2010.

NWEKE, C. O.; OKPOKWASILI, G. C. Inhibition of β -galactosidase and α -glucosidase synthesis in petroleum refinery effluent bacteria by zinc and cadmium. **J. Environ. Chem. Ecotoxicol.**, v. 3, n. 3, p. 68 – 74, 2011.

OBOIRIEN, B. O.; AMIGUN, B.; OJUMU, T. V.; OGUNKUNLE, O. A.; ADETUNJI, O. A.; BELIKU, E.; SOLOMON, B. O. Substrate inhibition kinetics of phenol degradation by *Pseudomonas aeruginosa* and *Pseudomonas fluorescense*. **Biotechnol.**, v. 4, n. 1, p. 56 – 61, 2005.

ODOKUMA, L. O.; OKPOKWASILI, G. C. Bacterial enzyme biosynthesis: a tool for ecotoxicity assay. **Global J. Pure and Appl. Sciences**, v. 9, n. 3, p. 311 – 318, 2003.

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 Res. Essay**, v. 2, n. 7, p. 244 – 250, 2007.

OKPOKWASILI, G. C.; NWEKE, C. O. Microbial growth and substrate utilization kinetics. **African J. Biotechnol.**, v. 5, n. 4, p. 305 – 317, 2006.

PILL, K. G.; KUPILLAS, G. E.; PICARDAL, F. W.; ARNOLD, R. G. Estimating the toxicity of chlorinated organic compounds using a multiparameter bacterial bioassay. **Environ. Toxicol. Water Qual.**, v. 6, p. 271 – 291, 1991.
<http://dx.doi.org/10.1002/tox.2530060302>

REINHARTZ, A.; LAMPERT, I.; HERZBERG, M; FISH, F. A new short-term, sensitive bacterial assay kit for the detection of toxicants. **Toxicol. Assess.**, v. 2, p. 193 – 206, 1987.
<http://dx.doi.org/10.1002/tox.2540020207>

REN, S.; FRYMIER, P. D. Estimating the toxicities of organic chemicals to bioluminescent bacteria and activated sludge. **Water Research**, v. 36, p. 4406 – 4414, 2002.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(02\)00153-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(02)00153-7)

SARAVANAN, P.; PAKSHIRAJAN, K.; SAHA, P. Growth kinetics of an indigenous mixed microbial consortium during phenol degradation in a batch reactor. **Bioresource Technol.**, v. 99, p. 205 – 209, 2008.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.biortech.2006.11.045>

SCHULTZ, T. W.; SINKS, G. D.; BEARDEN, A. P. QSAR in aquatic toxicology: a mechanism of action approach comparing toxic potency to *Pimephales promelas*, *Tetrahymena pyriformis* and *Vibrio fischeri*. In: DEVILLERS, J. (Ed). **Comparative QSAR**. London: Taylor and Francis, 1998. p. 51 – 109.

NWEKE, C. O.; OKPOKWASILI, G. C. Inhibition of β -galactosidase and α -glucosidase synthesis in petroleum refinery effluent bacteria by phenolic compounds. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 40-53, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.172](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.172))

STROTMANN, U. J.; BUTZ, B.; BIAS, W. R. The dehydrogenase assay with resazurin: preactical performance as a monitoring system and pH-dependent toxicity of phenolic compounds. **Ecotoxicol. Environ. Saf.**, v. 25, p. 79 – 89. 1993.
<http://dx.doi.org/10.1006/eesa.1993.1009>

STROTMANN, U. J.; EGLSÄER, H. The toxicity of substituted phenols in the nitrification inhibition test and luminescent bacteria test. **Ecotoxicol. Environ. Saf.**, v. 30, p. 269 – 273, 1995.
<http://dx.doi.org/10.1006/eesa.1995.1030>

STROTMANN, U. J.; EGLSÄER, H., PAGGA, U. Development and evaluation of a growth inhibition test with sewage bacteria for assessing bacterial toxicity of chemical compounds. **Chemosphere**, v. 28, p. 755 – 766, 1994.
[http://dx.doi.org/10.1016/0045-6535\(94\)90229-1](http://dx.doi.org/10.1016/0045-6535(94)90229-1)



ISSN = 1980-993X – doi:10.4136/1980-993X

www.ambi-agua.net

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

Tel.: (12) 3625-4212



Pollution in the estuary of the Baracoa river, La Habana, Cuba (doi:10.4136/ambi-agua.173)

Lisset Susana Cobas Gómez¹; Eusebio Perigó²; Roberto Piñeiro¹; Regla Duthit Somoza³

¹Centro de Investigaciones Pesqueras

5ta Ave. y 246, Barlovento, Sta. Fe, Playa. Ciudad Habana. Cuba. CP: 19100, Cuba

E-mail: susana@cip.telemar.cu; robertop@cip.telemar.cu

²Instituto de Oceanología

Ave. 1ra No.18406 Reparto Flores, Playa, La Habana, Cuba

E-mail: ecomar@oceano.inf.cu

³Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE, Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos - CPTEC

Avenida dos Astronautas, 1758, Jd. Granja, 12227-010 São José dos Campos, SP, Brasil

E-mail: regla@dsr.inpe.br

ABSTRACT

The environmental quality of the Baracoa river estuary was studied from the physic (temperature and salinity), chemic variables (dissolved oxygen, oxygen biochemical demand (DBO), oxygen chemical demand (DQO), nitrogen cycle, inorganic phosphorus and total phosphorus) and the microbiological variables (total and thermotolerant coliforms and faecal streptococci). The samplings were made on February 2006, May and October 2007. Spatial distribution of the physical and chemical parameters measured suggests that the estuary is dominated by the marine conditions. The salinity and temperature analyses show that in general the characteristics of the estuary could be influenced by the contribution of the river basin drainage. In general, the concentrations of the measured parameters in the Baracoa river estuary, strongly suggest that this area is under influence of human activities on the river basin, due to the low levels of dissolved oxygen and an oxygen average deficit of -1.6 mg/L. Anthropogenic actions in this estuary are mainly related to the emission of domestic and farming rejects without suitable treatment. This is visibly associated with the observed values of the total coliforms concentrations as well as the concentration of faecal streptococci, that surpassed reference values from the Cuban norm for water quality, following on bad or doubtful quality levels pointing out negatively measurements made next to the communication channel the estuary and the El Doctor lagoon.

Keywords: environmental quality; estuary; river; physic and chemical variables; microbiological variables.

Poluição no estuário do rio Baracoa, La Habana, Cuba

RESUMO

Neste trabalho foi analisada a qualidade ambiental do estuário do rio Baracoa por meio das variáveis físico-químicas (oxigênio dissolvido, a demanda bioquímica de oxigênio – DBO, demanda química do oxigênio – DQO, ciclo de nitrogênio, fósforo inorgânico e fósforo total) e as variáveis microbiológicas (coliformes totais e coliformes termotolerantes e estreptococos fecais). As amostragens foram feitas em fevereiro de 2006, maio e outubro de 2007. A distribuição espacial dos parâmetros medidos sugere que o estuário é dominado pelas condições marinhas. As análises de temperatura e salinidade mostram que as características do estuário poderiam ser influenciadas pelas contribuições da drenagem da bacia através das chuvas. Em geral, as concentrações dos parâmetros medidos no estuário do rio Baracoa, sugerem que essa área é impactada pelas atividades humanas na bacia do rio, devido aos baixos níveis de oxigênio dissolvido e a média do déficit de oxigênio de -1.6 mg/L. As

atividades antropogênicas no estuário estão relacionadas às emissões de desperdício doméstico e agrícola sem tratamento. Isso está, provavelmente, associado aos valores observados das concentrações de coliformes totais assim como as de estreptococos fecais, os quais superaram os valores de referência da norma cubana de qualidade d' água, caracterizada como de qualidade baixa ou duvidosa. Ressaltando-se negativamente as medidas feitas perto do canal de comunicação entre o estuário e a laguna O Doutor.

Palavras-chave: qualidade ambiental; estuário; rio; variáveis físico-químicas; variáveis microbiológicas.

1. INTRODUCTION

Estuary is defined as a water body partially closed that receives freshwater from the rivers and are in contact with the sea water which penetrates it by the effect of tides, slowing down the exit of fluvial water which both causes certain mixture of types of water (Lauff, 1962; Contreras, 1993). Many estuaries and rivers have been used like final receivers of the polluting sources. They stand out as contribute of the industrial remainders, the polluting agents from the residual agriculture activities and the domestic ones (Perigó et al., 2002).

Groundwater is increasingly being subjected to over-exploitation for agricultural, urban and industrial uses, leading to the deterioration of groundwater in coastal areas through saltwater intrusion. Additional problems such as the discharge of untreated or inadequately treated wastewater, agricultural runoff from farms and discharge of untreated sewage can all lead to the deterioration and contamination of groundwater in coastal aquifer. One of the main impacts observed in estuaries is the eutrophication process that is caused by the increase of the contribution of nutrients (example: carbon, nitrogen, phosphorus, etc.). This process brings modifications of the environmental conditions to these areas through the excessive growth of seaweed, reduction of the dissolved oxygen and the microbiological contamination (Cloern, 2001). In Cuba many estuaries have been contaminated because of the industrial, the domestic and the farming activities, in addition the hydrology of these ecosystems has been altered significantly because of damming rivers, buildings construction for harbor facilities and mangrove cutting for industrial, agricultural and tourist activities (Baisre, 2004).

The role of groundwater in delivering contaminants to coastal water has become an area of growing interest and concern. Although many types of chemical constituents have contaminated coastal estuarine systems, much of the concern to date has been focused on the discharge of excess pollutants into coastal ecosystems. Nutrient contamination of coastal groundwater occurs as a consequence of activities such as wastewater disposal from septic systems and agricultural and urban uses of fertilisers. The estuarine hydrochemical characterization is fundamental for the understanding of these areas, being able to be used as indicating of the influence of natural or anthropogenic sources. For these reasons the main objective in the present work is to determine the environmental quality of the Baracoa river estuary through monitoring physic, chemical and microbiological variables.

1.1. Physic and geographical characteristics from the study area

The Baracoa River is a fluvial current, its waters run from south to north in The Habana province, spilling it directly to the sea, with west direction along the coast forming the beach with the same name. It has a length of 13.8 km and the total area of its river basin is 10.72 Km² (CNNG, 2000). The river estuary has shallow waters, with an average depth of 1.9 m. Receives freshwater contributions from the river, land draining in the rainfall season and from the coastal lagoon El Doctor. Measurements made by Perigó et al. (2008) in the rainfall season allowed us to know that the current in the estuary had a preferential direction SSE (South southeast) and an speed inferior to 8 cm/s.

The Baracoa river estuary is located in the coastal zone of the Bauta municipality. Its geographic situation is between 23°02'35" and 23°02'55" North latitude and 82°34'17" and

82°34'29" west longitude (Figure 1). Its surrounding vegetation is formed fundamentally by red mangrove (*Rhizophora mangle*), dark mangrove (*Avicennia germinans*) and white mangrove (*Laguncularia racemosa*). This vegetation, like other ecosystems, has undergone a remarkable reduction due to its indiscriminate cutting (González Sansón, 2002).



Figure 1. The Baracoa River Estuary, Cuba, adapted from Image 18/11/2003, Google Earth.

The estuary communicates with “El Doctor” lagoon through a contracted channel with highly contaminated water as a result of pouring domestic residual. The lagoon receives this kind of residual from “Los Cocos” community, in addition to other polluting sources like a polyclinic, a restaurant and the surrounding population, which has contributed to the alteration of its hygienic quality (Figure 2). The Baracoa River receives residuals that come from agriculture activities like: pig barley and greater livestock, birds farming, industrial activities and land erosion by other economical activities. Also collect fertilizers composed by organ phosphorus and organ chlorinated which are used in agriculture, as well as heavy herbicides and metals with bio accumulative effects on marine and estuarine freshwater biota (Perigó et al, 2008). The river is dammed, which constitutes another anthropogenic pressure action that trends to increase the salinity (Baisre, 2000). Consequently the hydrostatic balance between the estuary and seawater interface can be broken, causing seawater intrusion into the aquifer and thereby causing deterioration of the water quality.



Figure 2. Network stations and main polluted focus in the estuary and the coast of Baracoa River.

2. MATERIALS AND METHODS

The Baracoa River estuary has a 2750 meters long, the station samplings were taken with an approximately 200 meters distance and were studied the estuary section of 1220 meters. The water samples were taken in the centre of the estuary, at the surface and bottom levels according to the depth (Figure.2), with a Petersen - Nansen bottle, connected with a reversible thermometer. It was made three investigations cruises, taking place on: February 2006, May and October 2007.

In each station was measured the depth with a breakdown, the positions from the stations with a GPS GARMIN MAGALLANES MOD 3000 XL, the transparency with a Disco Secchi and the water temperature with a reversible thermometer. Using the Winkler method Alberster modification was determined the dissolved oxygen (DO) *in situ*. The biochemical oxygen demand (DBO5) was made by the method of direct incubation during 5 days to 20°C in dependency of the organic matter concentration from APHA et al. (1992). The salinity was measured by a salinometer.

In order to quantify the nitrogen and phosphorus cycles were preserved on freezing until their analysis. Chemical oxygen demand (DQO) was taken by oxidation in a basic medium with potassium permanganate (FAO 1975), and ammonia (NH_4^+) by the indophenol blue method. Nitrite was measured by the photometrical method spectra of the Griess reaction, nitrates by reduction with inorganic cadmium and phosphorus by method of the phosphomolybdenum, reduction with ascorbic acid, all according to IOC- UNESCO (1993). Total nitrogen was determined by digestion with potassium persulphate in alkaline medium and later determination as nitrate and the total phosphorus by digestion of the samples with potassium persulphate and later determination as inorganic phosphorus, methodology of Pierre Carmouze (1994). The concentrations of total thermotolerant coliforms and faecal streptococci were determined following the standard methodology of multiple tubes with five retorts (NMP), proposed by APHA et al. (1992). Also there were evaluated according to the Cuban norm (Cuba, 1999b) with direct contact.

A statistical analysis were made to know the data origin, for example, was done a normality analysis and was obtained that the data distribution is normal for α 0.05. The mean salinity values were used for analysis, because it was considerate by Bendis (1999) as an important approach for the distribution and hydrodynamic of estuaries. The Statistic package R was used in this case to do a simple variance analysis (ANOVA), which is made by comparing means between months. Finally, a cluster analysis was done using the agglomerative method, selecting the Euclidean distance to compare the differences between study months selecting the Euclidean distance in the Statgraphic Centurion XV (version 15.2.05) program.

3. RESULTS AND DISCUSSION

The physical and chemical measured parameters were summarized with the average of the three investigation cruises on the estuary. Also the Table 1 shows the standard deviation and the minimum and maximum values observed.

The estuary has shallow waters with 1.92 m depth; that is why was observed a total transparency in the whole water body. The temperature values range was between 24.50 and 30.20°C. The inferior values were registered on February 2006, logically, because this parameter is based on the weather season and the daily time in which the specific measurement is made (winter season for the North hemisphere).

Table 1. Physic and chemical parameters in superficial waters level for the estuary.

Parameter	Unit	Average	D.S	Minimum	Maximum
Temperature	°C	28.10	1.90	0.50	30.20
Salinity	ppm	34.80	0.30	31.60	36.60
Disolved Oxygen (DO)	mg/L	5.10	1.30	2.90	8.90
Deficit of O ₂	mg/L	1.50	1.10	3.20	4.00
Oxygen Saturation	%	6.20	0.20	6.00	6.60
DBO ₅	mg/L	4.50	1.80	2.10	8.70
DQO	mg/L	5.6	2.2	3.0	9.0
NO ₃ +NO ₂	µmol/L	4.24	5.55	0.19	22.85
NH ₄	µmol/L	3.51	2.20	0.59	7.65
NO	µmol/L	43.84	36.09	2.44	101.42
NT	µmol/L	51.58	38.77	4.87	125.84
PO ₄	µmol/L	0.52	0.76	0.04	2.91
Total Phosphorus (P T)	µmol/L	2.50	4.13	0.45	17.51

3.1. Salinity

Salinity is an important factor for the physic and chemist conditions on the estuary. Although, in the present work was not made an estuary zone demarcation, Kjerfve (1987) propose that the marine influence in these areas should be analyzed taking into account the salinity spatial variability on the estuary.

The salinity presented a few variability with an average of 34.8±0.3 ppm next to the reported for marine waters, which are around 36 ppm. Thus, the estuary can be considered as homogenous or very mixed (Lauff, 1962). On the sampling made on May 2006 was observed that salinity declined flux up river to station E-1 where first arrives the freshwater influence. This freshwater average fraction was 4.4 % for the whole area, which can be associated to the influence exerted by the river damming.

However, the main variation ranged was observed in October 2007 (Figure 3) with 31.6 ppm on the fourth station and 36.6 ppm on the second. It was assumed by Perigó et al. (2008) that this feature is caused by the polluted waters which arrives from “El Doctor” coastal lagoon. Marins et al. (2003) affirmed that, in some environments, this inversion process of the salinity distribution for estuaries could be related to coastal lagoons and existing dams in the river basins, which reduce the fluvial flux that arrives to the estuary favoring the marine water intrusion.

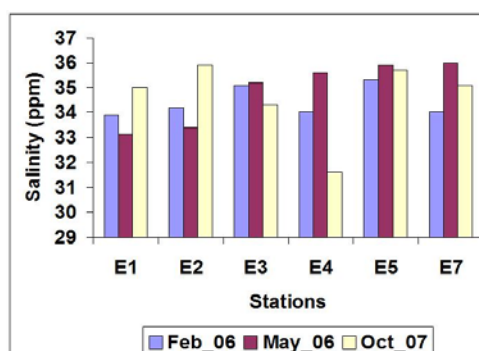


Figure 3. Salinity distribution for the Baracoa River estuary.

3.2. Statistical analysis

The ANOVA test show no significant differences on the correlation values (Table 2).

Table 2. Variance analysis.

Source	Sum Squares	GL	Mean Square	F	Value-P
Between groups	0.065	2	0.03	0.02	0.98
Inter groups	20.78	12	1.73	-	-
Total (Corr.)	20.85	14	-	-	-

In the cluster analysis was obtained two sets corresponding to 1) February and May and 2) October. Taking into account this analysis was observed differences between the first two month and October for the salinity gradient behavior along those sets (Figure 4).

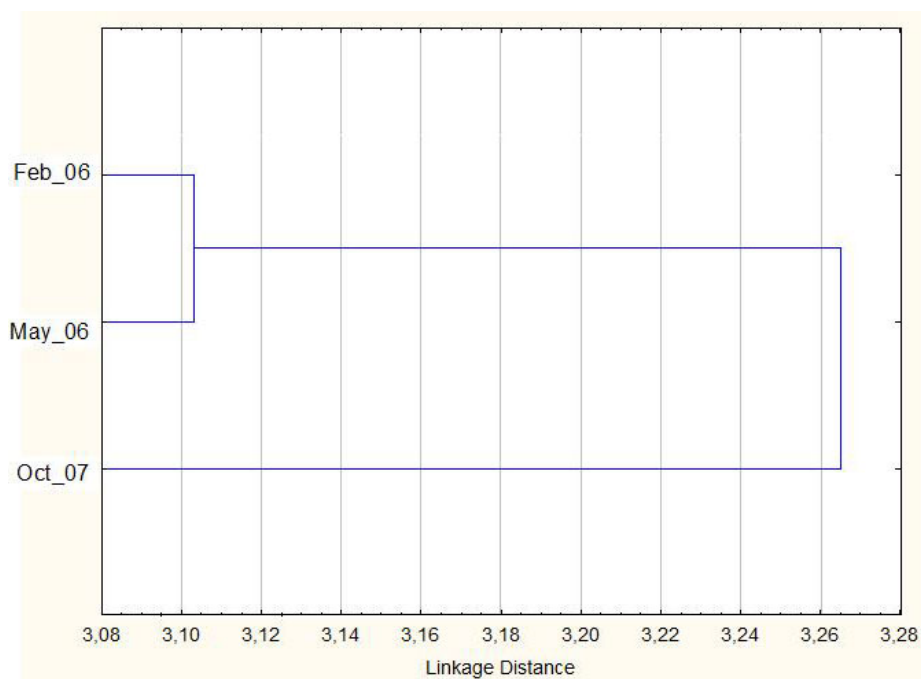


Figure 4. Cluster analysis between cruises.

3.3. Dissolved oxygen

The dissolved oxygen concentrations often were inferior to the saturation value. When cruises correspond to rainfall season (Figures 5b and 5c) an oxygen deficit was -1.6 mg/L, attributed to high biological oxygen consumption on the water column and the sediment predominance.

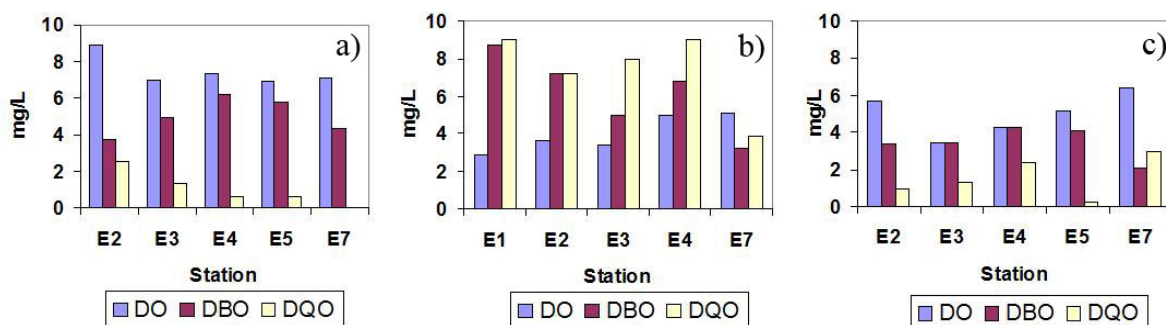


Figure 5. Distribution of DO (mg/L), DBO₅ (mg/L) y DQO (mg/L) on (a) February 2006, b) May 2007 and (c) October 2007.

On February and October was observed oxygen contents superior to 5 mg/L (Figures 5a and 5c). On May 2007 values were the smallest amount measured on the estuary (Figure 5b), because the organic matter transport increase in the coastal lagoon channel due to rainfall, which bring to the estuary considerable contributions of organic matter concentrations (Perigó et al., 2006, 2008). Despite the gas amounts on the estuary are higher than those were reported on Agabama, Zaza and Las Casas rivers estuaries, where there are anoxic areas and hypoxia is common (Perigó et al., 1999).

The estuarine portion of the Baracoa River was characterized for having an organic matter which is easily biodegradable. The water body are contaminated by organic matter concentrations based on the DBO_{520} behavior ranged from 2.1 to 8.7 mg/L (Table 1), taking into account the established norm for this variable (Cuba, 1999b). In May 2007, on the remotest points from the estuary mouth E-1, E-2 was found high concentration of this matter, also at point E-4 (Figure 4b). The sampling points E-3 and E-4 showed the highest concentration of DBO_{520} in October (Figure 4c). The established amounts of DBO_{520} by Cuban norm (Cuba, 1999b) are 2 mg/L for fishing activities in suitable marine water. The observed values of organic matter concentration are out of rules and also were higher than those ones reported by Perigó et al. (1999) and Montalvo et al. (1999), for the coastal lagoons of the estuarine complexes of Cauto, Agabama and Zaza rivers.

The DQO presented the highest concentrations in May 2007 (Figure 5c). The distribution pattern were similar to DBO_5 (Table 1), with values ranged from 3 to 9 mg/L. The minimum corresponds to marine water contaminated by organic matter according to the EQS (Japan, 2002) of Japan, this norm considers that values ± 3 mg/L of DQO in sea water belong to water contaminated by organic matter. Between both variables a significant correlation was 0.93 and the relate equation was:

$$\text{DQO} = 1.11 \times \text{DBO} + 0.59;$$

On this equation the organic matter degree of biodegradability is deduced assuming that DBO - DQO relation is approximately 1:1, therefore is 100%.

The relationship between oxygen and the DBO_5 showed an average value of 1.3 ± 0.7 , corroborating that microbiologically the gas concentrations are insufficient to disturb the organic matter water existing. Even the quantities of organic matter quantities can trigger a hypoxia process when the photosynthesis stops at night. Dissolved oxygen is used as indicator to evaluate the health on aquatic system, because the hypoxia or anoxia has a significant effect (Breitburg, 2002).

3.4. Nitrogen

Predominant species in the inorganic compounds of the nitrogen cycle was the nitrate contained average of 4.24 ± 5.55 $\mu\text{mol/L}$ ranged between 0.19 and 22.85 $\mu\text{mol/L}$ (Table 1). The highest concentrations of this variable was observed on February cruise (Figure 6a).

The concentrations variability suggests periods of a high consumption by the primary producers that alternate with nitrification and un-nitrification processes. The ammonia values variability was from 0.60 to 7.65 $\mu\text{mol/L}$ (Table 1), although the concentrations were very heterogeneous predominating values above of 0.05 mg/L (average of 2.77 $\mu\text{mol/L}$). It is important to highlight that 0.05 $\mu\text{mol/L}$ is the highest limit value established by NC-25 (Cuba, 1999b) to consider marine water with bad quality for fishing use.

In agreement with the ammonia concentrations was the nitrate behavior on the estuary. This could be considered as an oligotrophy tendency, because of the reduction of the phytoplankton consumption rate (De la Lanza and Rodríguez, 1992). The organic and total nitrogen had a great variability with average values of 43.84 ± 36.09 $\mu\text{mol/L}$ and

51.58 ± 38.77 µmol/L respectively. The highest total nitrogen contents was measure in May 2007 (Figure 4b), in the sampling points E-1 and E-2, taking into account Rabalais et al.(1996) this amount are typical of eutrophicated marine water (Table 1).

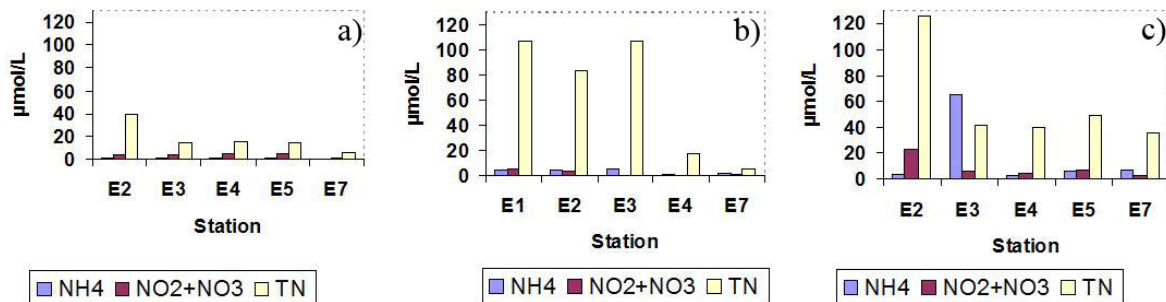


Figure 6. Distribution of the NH₄ (µmol/L), NO₃+NO₂ (µmol/L) and NT (µmol/L) on (a) February 2006, (b) May 2007 and (c) October 2007.

3.5. Phosphorus

The inorganic phosphorus (PO₄) represents 35% of total phosphorus (TP) the first one concentration was near the limit of the method detection in the sampling points E-3 and E-7 on May 2007. In this measurement campaign was observed the absolute maximum of phosphate in E-4, influenced by the contributions of the lagoon (Figure 7b, Table 1).

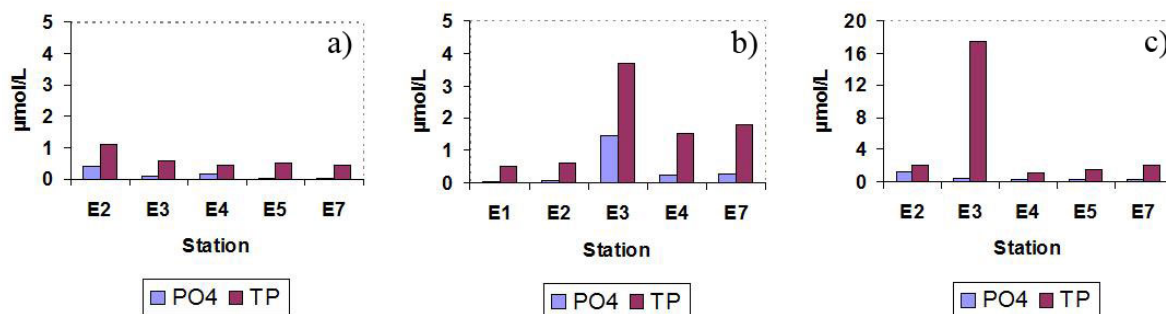


Figure 7. Distribution of the PO₄ (µmol/L) and Total Phosphorus (TP) (µmol/L) on (a) February 2006, (b) May 2007 and (c) October 2007.

The total phosphorus content were not homogenous, the absolute maximum was moderate for the bottom level in E-3 with 3.85 µmol/L on October 2007; also in this sampling the point E-7 had an appreciable phosphorus content (Figure 7c). The quantities of phosphorus found in this estuary are typical of a rich phosphorus system, because it interacts with domestic residual forming a very contaminated water body (De la Lanza and Cáceres, 1994).

3.6. Sanitary state

During the samplings were obtained, in all the cases, values of thermotolerant coliforms above 200 NMP/100 mL, this is the maximum permissible value established by the Cuban norm (Cuba, 1999a). The worse conditions was observed on October 2007 (900NMP/100mL), which put in evidence the bad quality of these waters for the sea bath. The concentrations of total coliforms as well as the faecal streptococci were over the water quality norm, locally in the centre point (E-4) and in E-5 near the river mouth (Table 3). Mainly around the communicate point with “El Doctor” lagoon the microbiological indicators showed high levels of faecal contamination.

In general was observed a moderate faecal contamination in the Baracoa River, that became critical in October due to the samples were taken under a strong and constant rainfall. The precipitations cause an increase of the groundwater discharge and therefore an increase of the coliforms group levels (Figueras et al., 2000).

In the Baracoa River the polluting load is represented by organic matter and faecal bacteria (Table 3). These matters are well-known, as causes of diseases of hydrological origin, such as gastrointestinal diseases, respiratory infections and nasal cavity, eyes and skin infections. The percentage of those morbi-mortality and diseases generate annoyances in population (FAO/OMS, 2004).

Table 3. Concentrations of total coliforms, thermotolerant coliforms and faecal streptococci on the estuary, the marked ones (*) indicate that they are out of the established quality norms (Cuba, 1999a) for the sanitary indicators of hygienic quality.

Station	Total Coliforms (NMP/100mL)	Thermotolerant Coliforms (NMP/100mL)	Faecal streptococci (NMP/100mL)
Cruise of February. 2006			
4	1100 *	460 *	23
5	240	240 *	240 *
7	1100 *	460 *	15
Cruise of May. 2007			
4	1100 *	460 *	23
5	240	240 *	240 *
7	1100 *	460 *	15
Cruise of October. 2007			
4	1100 *	1100 *	240 *
5	1100 *	900 *	240 *
6	900	900 *	160 *
7	900	900 *	140

4. CONCLUSIONS

Although it is believed that estuaries receive their primary freshwater input from fluvial discharge, there is good evidence that direct groundwater discharge may be responsible for up to 10% of the total freshwater input to estuaries and also to the ocean. The space distribution of the measure physical and chemical parameters suggests that the estuary is dominated by the marine conditions. The analysis of salinity and temperature, as well as the non conservative behavior of the nutrients show that in general the characteristics of the estuary could be influenced by the contribution of the river basin draining through rainfall.

In general, concentrations of the parameters measured on the Baracoa River estuary, strongly suggest that its area is hitting by the human activities on the river basin, due to the low levels of oxygen dissolved and an oxygen average deficit of -1.6 mg/L.

Anthropogenic actions in this estuary are mainly related to the emission of domestic and farming remainders without the suitable treatment. This is visibly associated to the observed values of the total coliforms concentrations as well as the concentration of faecal streptococci, that were surpassed reference values from the Cuban norm for water quality, characterizing itself like bad or doubtful quality pointing out negative measurements made next to the communication channel between the estuary and the El Doctor lagoon.

Concentrations of some nutrients measured on the first and second stations were typical of scenes described as eutrophicated aquatic atmospheres characteristic. It is possible to stand out that the present study results are referred to a few amount of sampling, due to this reason it will be necessary new campaigns of systematic samplings to characterize the Baracoa River estuary climatologically.

5. REFERENCES

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION; WATER ENVIRONMENTAL FEDERATION. **Standard methods for the examination of water and wastewaters**. 15. ed. Washington, D.C.: APHA, AWWA, WEF, 1992. 856 p.
- BAISRE, J. A. Chronicle of cuban marine fisheries (1935 - 1995). Trend analysis and fisheries potential. **FAO Fisheries Technical Paper**, n. 394, p. 1-26, 2000.
- BAISRE, J. A. **La pesca marítima en Cuba**. Editorial científico – técnica. La Habana: Instituto del libro, 2004. 372 p.
- BENDIS, B. **Water quality trends in Tampa Bay, Florida**. 1999. M. S. Thesis - University of South Florida, Tampa, 1999.
- BREITBURG, D. Effects of hypoxia and the balance between hypoxia and enrichment on coastal fishers and fisheries. **Estuaries**, n. 25, p. 767-781, 2002.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF02804904>.
- CLOERN, J. E. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v. 210, p. 223-253, 2001.
<http://dx.doi.org/10.3354/meps210223>.
- COMISIÓN NACIONAL DE NOMBRES GEOGRÁFICOS - CNNG. **Diccionario geográfico de Cuba**. La Habana: CNNG, 2000. 386 p. ISBN: 959-7049-08-2.
- CONTRERAS, F. **Ecosistemas costeros mexicanos**. Izla-palala: Universidad Autónoma Metropolitana; Comisión Nac. para el conocimiento y uso de la biodiversidad, 1993. 415 p.
- DE LA LANZA, G.; RODRÍGUEZ, A. Nutrient exchange between subtropical lagoons and the marine environment. **Estuaries**, v. 16, n. 2, p. 273-279, 1992.
- DE LA LANZA, G.; CÁCERES, C. **Lagunas costeras del litoral mexicano**. U. A. de Baja California Sur, 1994. 525 p.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION - FAO. **Manual of methods in aquatic environment research**. Part 1. Methods for detection, measurement and monitoring of water pollution. FAO Fish. Tech. Pap. 1975. 237p.
- FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION - FAO/OMS. **Caracterización de peligros de patógenos en alimentos y en agua**. Serie de evaluación de riesgos microbiológicos. FAO, 2004. 59 p.
- FIGUERAS, M. J.; BORREGO, J. J.; PIKE, E. B.; ROBERTSON, W.; ASHBOLT, Y. N. Sanitary inspection and microbiological water quality. In: WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Monitoring bathing waters: a practical guide to the design and implementation of assessments and monitoring programmes**. WHO, 2000. p 114-167.
- GONZÁLEZ SANSÓN, G. **Biodiversidad marina y desarrollo: conflictos y soluciones en el Caribe**. Cádiz: Universidad, Servicio de Publicaciones, 2002. 150 p.
- INTERGOVERNMENTAL OCEANOGRAPHIC COMMISSION - IOC-UNESCO. **Nutrient analysis in tropical marine waters**. IOC, 1993. (Manual and guides, n. 33).
- JAPAN. **Environmental quality standard for water pollution (EQS)**. 2002. Available in: <http://www.env.go.jp/en/water/wq/wp.pdf>. Access in: 20 Apr. 2010.

- KJERFVE, B. Estuarine geomorphology and physical oceanography. In: DAY Jr., J. W.; HALL, C. A. S.; KEMP, W. M.; YÁNEZ-ARANCIBIA, A. (eds.). **Estuarine ecology**. New York: Wiley, 1987. p. 47-48.
- LAUFF, G.T. **Estuaries**. In: **AMERICAN ASSOCIATION FOR THE ADVANCEMENT OF SCIENCE**. Washington: AAAS, 1962. 757p. Publ. 83.
- MARINS, R. V.; LACERDA, L. D.; ABREU, I. M.; DÍAS, F. J. S. Efeitos da açudagem no rio Jaguaribe. **Ciência Hoje**, v. 33, n. 197, p. 66-70, 2003.
- MONTALVO, J. F.; PERIGÓ, E. Niveles de oxígeno disuelto y materia orgánica en lagunas costeras de las regiones central y oriental de Cuba. **Contribución a la Educación y la Protección Ambiental**, v. p. 126-129, 1999.
- CUBA. **Lugares de baños en costas y en masas de aguas interiores**. Norma Cubana n. 22. Requisitos higiénicos sanitarios. La Habana: , 1999a.
- CUBA. **Sistema de normas para la protección del medio ambiente**. Norma Cubana n. 25. Hidrosfera. Especificaciones y procedimientos para la evaluación de los objetos hídricos de uso pesquero. La Habana, 1999b.
- PERIGÓ, A. E.; PERIGÓ, J. F.; MONTALVO, E.; CHANG, M. E.; CESAR, R.; GARCÍA, I. A. Evaluación de factores hidroquímicos indicadores de contaminación orgánica en la laguna costera El Doctor, Playa Baracoa, Cuba. **Rev. Cub. Invest. Pesq.**, v. 36, p. 12-16, 2006.
- PERIGÓ, E.; RAMÍREZ, O.; MONTALVO, J. et al. Diagnóstico ambiental de la laguna costera el doctor, playa de Baracoa, Bauta: impactos y respuestas. **Contribución a la Educación y la Protección Ambiental**, v. 8, p. 162-172, 2008.
- PERIGÓ, E.; ÁLVAREZ, A.; MONTALVO, J. F.; RODAS, L.; MARTELL, R.; NIÉVARES, A.; PEÓN, C.; ESPONDA, S. Aplicación de los modelos de simulación hidronuméricos en el estudio de la contaminación del río Las Casas. **Contribución a la Educación y la Protección Ambiental**, v. 3, 2002.
- PERIGÓ, E.; MONTALVO, J. F.; GARCÍA, I. A. Impacto ambiental en ecosistemas litorales del sur de la provincia de Sancti Spiritus (Cuba). **Contribución a la Educación y la Protección Ambiental**, p. 220-224, 1999.
- PIERRE CARMOUZE, J. O metabolismo do ecosistemas acuáticos. Fundamentos teóricos. In: **Métodos de estudios de análisis químicos**. [S.l.]: FAPEST, 1994. 251 p.
- RABALAIS, N. N.; TURNER, R. E.; JUSTIC, D.; DORTCH, Q.; WISEMAN JR., W. J.; SEN GUPTA, B. K. Nutrient changes in the Mississippi River and system responses on the adjacent continental shelf. **Estuaries**, v. 19, n. 2B, p. 386-407, 1996.
<http://dx.doi.org/10.2307/1352458>.



Fenton's reagent application in the domestic sewers disinfection (doi:10.4136/ambi-agua.174)

**Luiz Cláudio de Oliveira Pereira¹; Thereza Rosso²; Juacyara Cabonelli Campos³;
Gandhi Giordano²**

¹Instituto Nacional de Metrologia, Normalização e Qualidade Industrial
E-mail: lcpereira@inmetro.gov.br

²Universidade do Estado do Rio de Janeiro
E-mail: rosso@uerj.br; gandhi@tecma-tecnologia.com.br

³Universidade Federal do Rio de Janeiro
E-mail: juacyara@eq.ufrj.br

ABSTRACT

This paper investigated the application of advanced oxidative processes – Fenton's reagent - in wastewater disinfection. The treatments included the variation of the hydrogen peroxide and ferrous ions concentrations ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$) and pH values. The sewage samples were collected at Ilha do Governador Wastewater Treatment Plant (ETIG) in Rio de Janeiro, Brazil, before the biological treatment with activated sludge. The average pH fluctuated from 6.5 to 7.2 and the most common value was 6.7. The reactions with the Fenton's reagents, as well as the beginning of the analysis occurred within 24 hours after the sewage sample's collection. The oxidative process, its behavior and the treatment effectiveness have been monitored by microorganism counting, COD, BOD, ammoniacal nitrogen and others. The results have shown a total elimination of the fecal coliforms in the wastewater samples when treated with H_2O_2 and Fe^{2+} in concentrations of 200 mg/L of 50 mg/L, respectively.

Keywords: Pollution control; water disinfection; oxidative process; Fenton's reagent.

Aplicação do reagente de Fenton na desinfecção de esgotos domésticos

RESUMO

Neste trabalho estudou-se a aplicação de processos oxidativos avançados - reagente de Fenton - para desinfecção de esgotos domésticos. Os experimentos para o tratamento foram realizados variando-se as concentrações de peróxido de hidrogênio e íons ferrosos ($\text{Fe}^{2+}/\text{H}_2\text{O}_2$) e valores de pH. As amostras de esgoto foram coletadas na Estação de Tratamento de Esgotos da Ilha do Governador (ETIG) na cidade do Rio de Janeiro, Brasil, com as amostras recolhidas anteriormente ao tratamento biológico por lodos ativados. O pH médio oscilou entre 6,5-7,2 e o valor mais comum foi igual a 6,7. As reações com reagentes de Fenton e início das análises foram realizadas após 24 horas após da coleta das amostras. O processo oxidativo, o seu comportamento e a eficácia do tratamento foram monitorados por meio da contagem de microorganismos, DQO, DBO, nitrogênio amoniacal entre outros parâmetros. Os resultados obtidos mostraram a eliminação total dos coliformes fecais presentes nas amostras de esgoto bruto quando tratadas com H_2O_2 e Fe^{2+} em concentrações iguais a, respectivamente, 200 e 50 mg/L.

Palavras-chave: Controle da poluição; desinfecção; processo oxidativo; Reagente Fenton.

1. INTRODUCTION

Advanced oxidation processes (AOP) are chemical processes that can be applied to wastewater treatment in order to oxidize pollutants, especially hazardous compounds found in industrial wastewater (Will et al., 2004).

AOP are based on the production of free radicals, hydroxyl radicals ($\bullet\text{OH}$) that have a high potential electrochemical oxidation. The generation of hydroxyl radicals involves the combination of classical oxidants such as H_2O_2 and O_3 with ultraviolet light (UV) or a catalyst. The radicals that are formed react with organic matter eliminating it gradually.

In advanced oxidative processes, Fenton's reagent has been efficiently used as a chemical process in order to undergo not only the pretreatment, but also the treatment of residual waters. It was discovered more than 100 years ago, but its application as an oxidative process for the destruction of toxic organic composites occurred in the 1960's (Lin and Jlang, 2002). Fenton's reagent is a mixture of hydrogen peroxide (H_2O_2) and iron ions (Fe^{2+}) generating hydroxyl radical, which is a strong oxidant and reacts rapidly with the most organic compounds present in solution (Amiri et al., 1997). It is recognized not only for its efficiency in the removal of many hazardous organic pollutants in water, but also for the important advantage of mineralizing the organic compounds completely, converting it into carbon dioxide and water or less harmful compounds (Martinez et al., 2003).

Many authors work on the identification of hydroxyl radical as an intermediate in Fenton's reagent, such as Haber and Weiss (1934) and Lloyd et al. (1997). Until the combination of H_2O_2 and UV radiation with Fe^{2+} ions, known as Photo-fenton process, produces more hydroxyl radicals compared to the conventional Fenton method. In this case, the main advantage of this process is the direct photolysis of H_2O_2 molecules in aqueous solutions by UV radiation of wavelength shorter than 600 nm.

Several applications of Fenton and Photo-fenton processes have been reported, such as treatment of textile wastewaters (Pérez et al., 2002), reduction of Polynuclear Aromatic Hydrocarbons (PAH) in water (Beltran et al., 1998), removal of Adsorbable Organic Halogens (AOX) from pharmaceutical wastewater (Holf et al., 1997), treatment of paper pulp manufacturing effluents (Pérez et al., 2002), and others.

Considering that this study focus on the use of Fenton as a bacteriological disinfectant, some results obtained in laboratory experiments and presented by Diao et al. (2004) are also worth mentioning. Those experiments were carried out in order to investigate the mechanisms of electrochemical (EC) disinfection of artificial wastewater contaminated by *Escherichia coli* culture. Comparative disinfection tests with chlorine, ozone, and hydroxyl ($\bullet\text{OH}$) radicals produced by the Fenton reaction were conducted. The results were performed based on Fe^{+2} and H_2O_2 in concentrations equal to 8.5 mg/L and 0.85 mg/L, respectively; when reaction occurred at pH 4, lasting from 10 to 30 minutes.

As a result, the authors found that Fenton reaction was not the most powerful type of effluent disinfection of *E. coli* contamination, probably due to the low dosage of Fenton reagent used in the experimental tests compared to most of the conditions of Fenton reaction. However, the Fenton's reagents were efficient in disinfecting at least 99.4% as shown in Table 1 (Dial et al., 2004).

Table 1. Laboratory results and bactericidal efficiency of different disinfection methods.

Methods	Test Conditions	Bactericidal efficiency (%)
Fenton reaction	8.5 mg/L H_2O_2 , 0.85 mg/L Fe^{2+} , pH 4, 10 min	99.4
	8.5 mg/L H_2O_2 , 0.85 mg/L Fe^{2+} , pH 4, 30 min	99.8
Ozone	10 mg/L, 2.5 min	99.9
	10 mg/L, 5 min	100
Chlorine	5 mg/L, 30 min	99.94
	5 mg/L, 60 min	99.98

Touati (2000), in *Escherichia coli* culture experiments, has also concluded that the soluble iron in the presence of hydrogen peroxide, due to the Fenton reaction, prevented the aerobic life of cultivated crops. The same occurs with groundwater wells that contain large amounts of ferrous ions (up to 500 μM) and quickly eliminate immersed bacteria such as *E. coli*, resulting in highly pure water wells.

In this context, the aim of this paper is not only to present the results obtained through the implementation of the AOP for wastewater disinfection, but also verify its effectiveness in reducing coliform levels. The efficiency of this process in wastewater treatment in pH similar to the original samples was also observed. In this case, the acidification was dispensed, thereby lowering the operating costs of the process.

Next section presents a brief description of the experimental research divided into three stages.

2. MATERIAL AND METHODS

2.1. Stage 1

The preliminary investigation was based on the concentration rate of Fe^{+2} and H_2O_2 and the reaction time, which are most commonly used in other researches. The inferior and superior limits of Fe^{+2} and H_2O_2 and the reaction time were fixed. For H_2O_2 , 25 and 500 mg/L were applied as minimum and maximum limits, respectively. The relation between the concentrations of H_2O_2 and Fe^{2+} was 5:1 to 10:1 ($[\text{H}_2\text{O}_2]:[\text{Fe}^{2+}]$) and the inferior limit and superior limit of Fe^{2+} were equal to 5 and 50 mg/L, respectively. The reaction times considered were 15, 30, and 60 minutes. The treatment effectiveness was monitored through dissolved organic carbon (DOC) and fecal coliforms. A previous analysis was performed on each concentration of Fenton's reagent using only H_2O_2 , named "peroxide blank" or H_2O_2 -blank. This stage was performed using pH 3.0, which is considered the optimum pH level in terms of Fenton's reagent (Lipczynska-Kochany, 1991) but also the original pH value of the wastewater.

2.2. Stage 2

Once the rate of reagents and reaction time were established, the second stage focused not only on determining the amount of material used, but also on pointing out the optimum concentrations of Fenton's reagent concerning Fe^{2+} and H_2O_2 solutions, which should be employed in wastewater treatment without any reaction acidification. All the others experimental conditions were kept the same as the ones described in stage 1.

2.3. Stage 3

The last stage aimed to evaluate the efficiency of Fenton's reagent applied to the wastewater treatment. The qualifications of the H_2O_2 -blank and the analysis of acid pH were put aside; only the reaction behavior concerning pH level in the wastewater sample was studied. No coagulant compounds were added. After the end of the reaction, it was possible to notice that the pH level had increased to 8.5 and remained at this value for 60 minutes. The sewage samples were collected at Ilha do Governador Wastewater Treatment Plant (ETIG), Rio de Janeiro, Brazil, after physical treatment and before biological treatment with activated sludge. The average pH fluctuated from 6.5 to 7.2, and the most common value was 6.7. The analyses were conducted within 24 hours after sample collection in order to prevent microbial degradation.

3. RESULTS AND DISCUSSION

3.1. Stage 1

Figure 1 shows the results of Dissolved Organic Carbon (DOC) removal using Fenton reaction for the condition $[\text{H}_2\text{O}_2] = 50 \text{ mg/L}$ and $[\text{Fe}^{2+}] = 5 \text{ mg/L}$. The same result was obtained for conditions ($[\text{H}_2\text{O}_2] = 25, 50, 250$ and 500 mg/L ; $[\text{Fe}^{2+}] = 5$ and 50 mg/L) and fixed ratio between H_2O_2 and Fe^{2+} concentrations of 5:1 and 10:1. These results indicate that the organic matter removal in effluent was not significant even when the reaction time variation was applied. At pH 3.0 (optimum pH level in terms of Fenton's reagent) a slight reduction of organic carbon was observed, although in an insignificant portion of the samples. However, at pH 7.1, originated from the same wastewater sample, the DOC rate was slightly higher for all reaction times. In this case, it is likely that some of the DOC removal may be associated with the mature domestic wastewater.

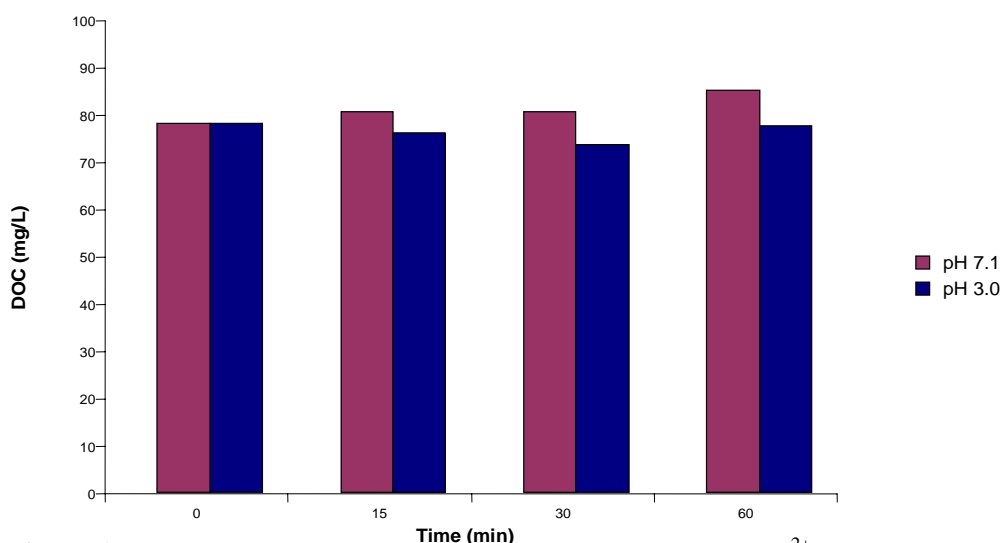


Figure 1. DOC results for the condition $[\text{H}_2\text{O}_2] = 50 \text{ mg/L}$ and $[\text{Fe}^{2+}] = 5 \text{ mg/L}$.

In terms of fecal coliforms, the effect of Fenton reaction on the degradability was studied considering only the hydrogen peroxide action (H_2O_2 -blank) in a concentration equal to 25 mg/L and using both pH values. Figure 2 shows that at pH 6.6, the most probable number of fecal coliforms (MPN) remaining per 100 mL, maintains a rate of 10^6 - 10^7 for all reaction times. At pH 3.0 this value ranges from 10^3 and 10^4 fecal coliforms per 100 mL of treated wastewater.

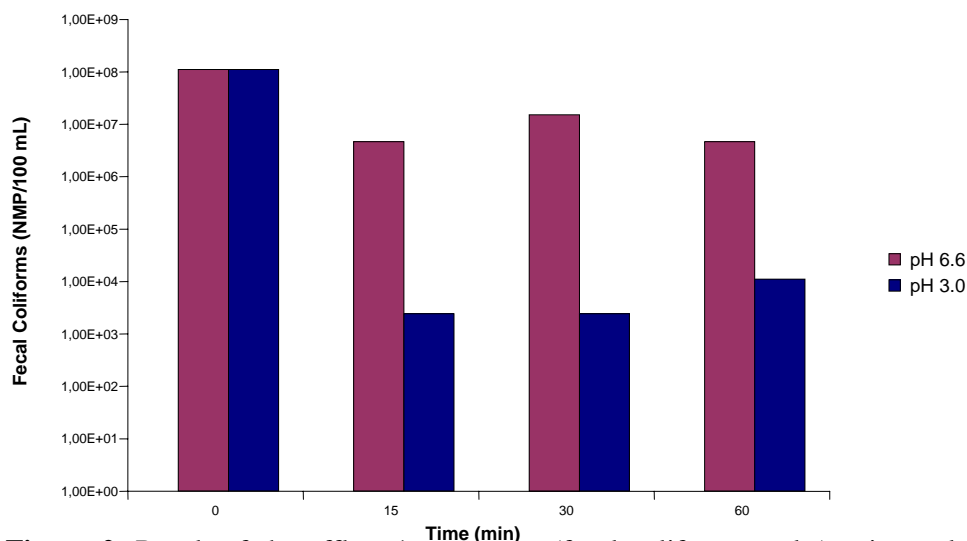


Figure 2. Result of the effluent's treatment (fecal coliform results) using only H_2O_2 in a concentration equals to 25 mg/L.

Figure 3 shows the results of the wastewater treatment with Fenton's reagent with $\text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^{2+}$ ratio equals to 5:1. The results show that at pH 3.0 the quantity of coliforms is less than 10 NMP/100mL and that it also decreases with time. This can be associated with the oxidative degradation capacity and average acidity. At pH 6.8 of the wastewater samples and H_2O_2 and Fe^{2+} equal to 25 e 5 mg/L, respectively, the Fenton's reagent did not enable wastewater disinfection.

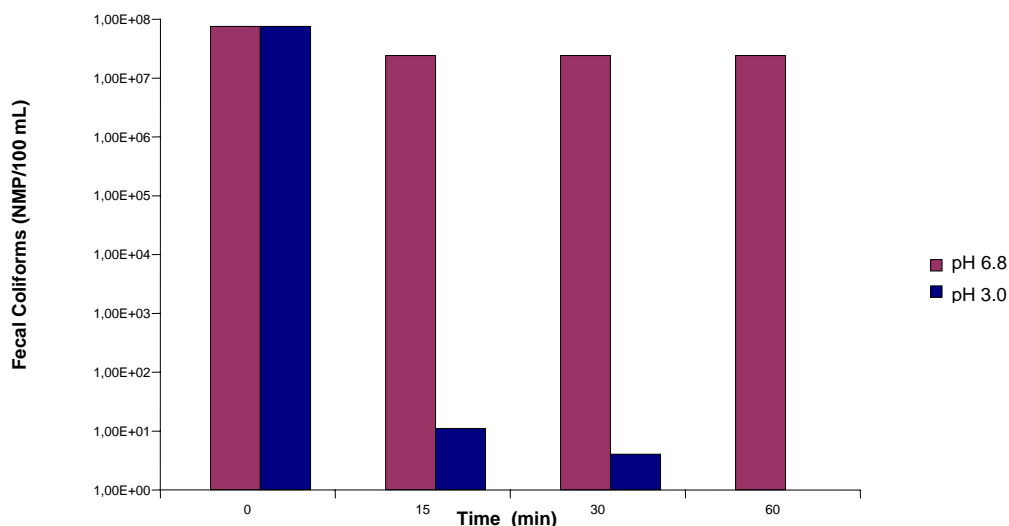


Figure 3. Fecal coliform results for the condition $[\text{H}_2\text{O}_2] = 25 \text{ mg/L}$ and $[\text{Fe}^{2+}] = 5 \text{ mg/L}$. The sewage treatment was performed with the use of Fenton's reagent with the ratio $\text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^{2+}$ equals to 5:1.

The next reaction condition was to analyze the results using H_2O_2 and Fe^{2+} ratio equals to 10:1. It was observed that also in this case the peroxide blank results allowed to evaluate the contribution of the Fenton's reagent applied to sewage treatment compared to applying a simple treatment that uses only a common oxidant compound. The H_2O_2 concentration of this test was 50 mg/L. Figure 4 shows the results obtained under this condition.

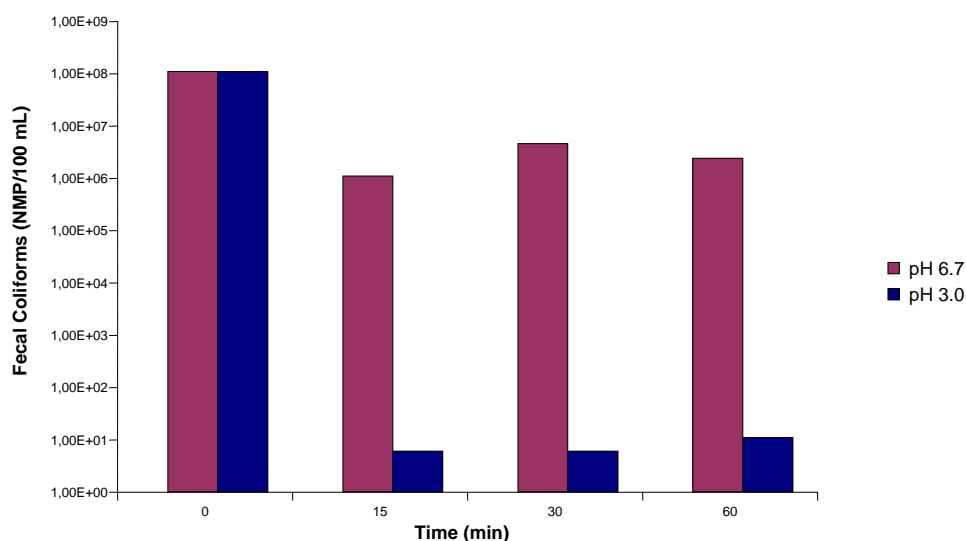


Figure 4. Fecal coliform results for the condition $[\text{H}_2\text{O}_2] = 50 \text{ mg/L}$.

In this case, taking into consideration normal pH from wastewater sample and all reaction times adopted, the disinfection occurs in two orders of magnitude leading to an amount of remaining fecal coliforms in the order of 10^6 NMP/100 mL.

At pH 3.0 the amount of coliforms was less than 10 per 100 milliliters. Once again, that can be associated not only with the oxidative process degradation capacity but also to the average acidity, as a result of the peroxide action.

Figure 5 shows the results of the wastewater treatment with Fenton's reagent with $H_2O_2:Fe^{2+}$ ratio equals to 10:1.

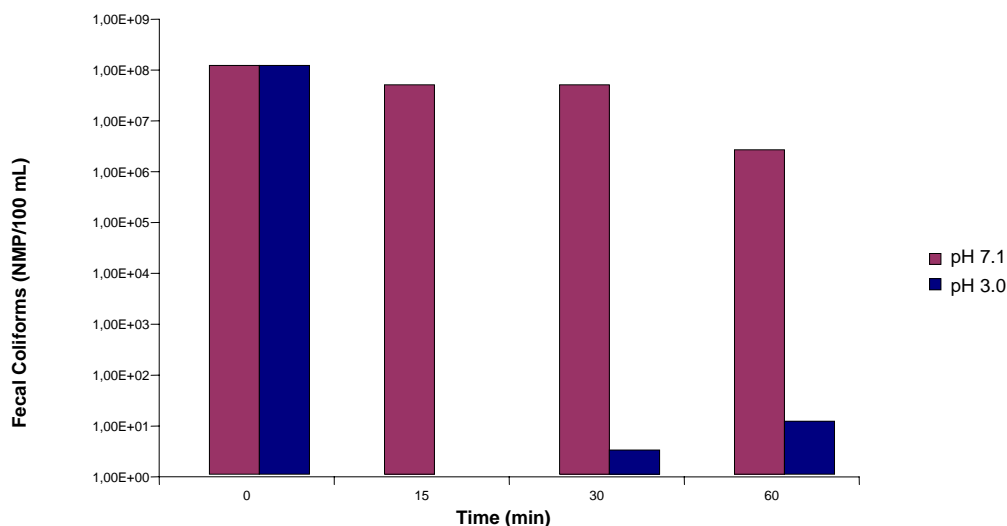


Figure 5. Fecal coliform results for the condition $[H_2O_2] = 50$ mg/L H_2O_2 and $[Fe^{2+}] = 5$ mg/L and $H_2O_2:Fe^{2+}$ ratio equals to 10:1.

In this case, the effluent showed a slight increase of pH value when compared to the value normally found. The oxidative process, at the original pH value of 7.1, did not show any substantial reduction. The degradable capacity can be associated with the pH value of the wastewater, which demonstrated a slight increase tending to neutrality.

At pH 3.0, once again, the remaining amount of coliforms was kept less than 10 NMP/100 mL. The same conditions - concentrations and pH variation - lead to the conclusion that the Fenton's reagent oxidation capacity is not largely responsible for the elimination of the microorganisms. For both pH values the results are extremely different indicating that, under the condition of low reagent concentrations, the sulfuric acid should probably be the most responsible for the disinfection.

Figure 6 presents the analysis of H_2O_2 -blank with a 250 mg/L concentration. At pH 3.0 the disinfection is complete as a result of the hydrogen peroxide oxidation capacity combined with the harmful capacity of the acid medium. At pH 6.6 (sewage sample) and $[H_2O_2] = 250$ mg/L, the peroxide showed significant disinfection capacity with values less than 100 NMP/100 mL undergoing a 30-minute reaction.

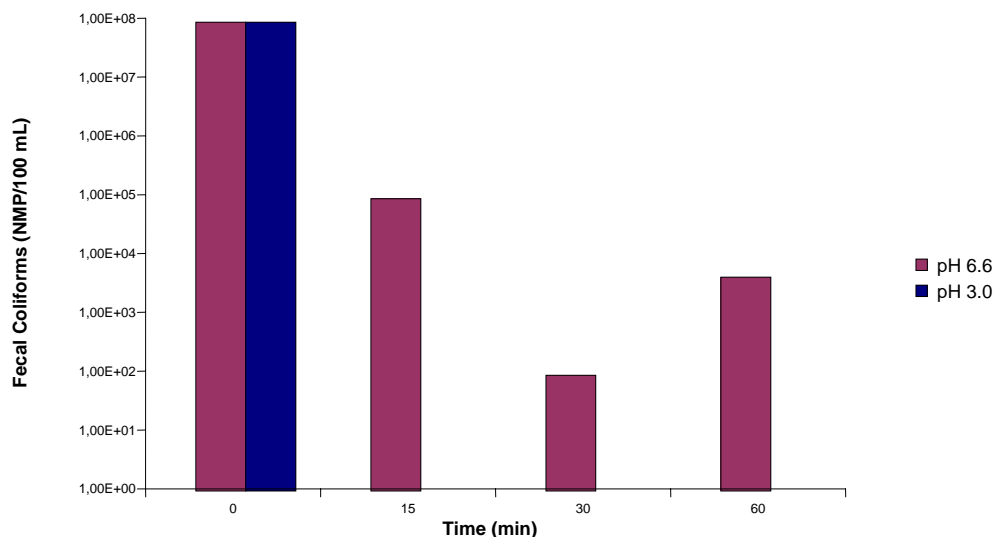


Figure 6. Fecal coliform results for the condition $[\text{H}_2\text{O}_2] = 250 \text{ mg/L}$.

Similar results can be observed using $\text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^{2+}$ ratio equals to 5:1 (Figure 7). In concentrations of H_2O_2 and Fe^{2+} equal to 250 and 50 mg/L, respectively, under both pH values, the elimination of fecal coliforms is quite satisfactory leaving less than 10 fecal coliforms per 100 mL of treated wastewater.

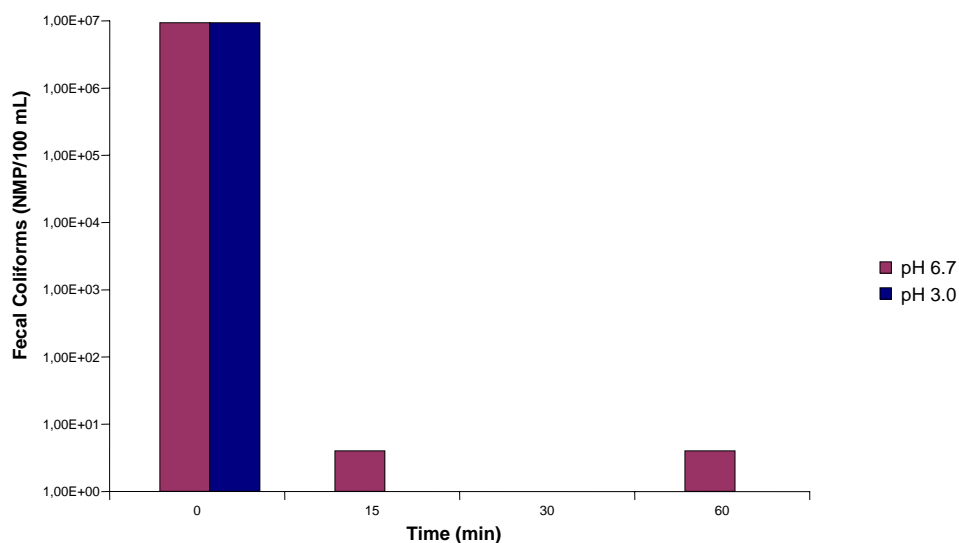


Figure 7. Fecal coliform results for the condition $[\text{H}_2\text{O}_2] = 250 \text{ mg/L}$ H_2O_2 and $[\text{Fe}^{2+}] = 50 \text{ mg/L}$ and $\text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^{2+}$ ratio equals to 5:1.

In order to complete the analysis proposed for stage 1, the fecal coliform analysis was performed using only H_2O_2 -blank with 500 mg/L concentration (Figure 8a) and Fenton's reagent at the same H_2O_2 -blank concentration, $[\text{Fe}^{2+}] = 50 \text{ mg/L}$ (Figure 8b), and $\text{H}_2\text{O}_2:\text{Fe}^{2+}$ ratio equals to 10:1.

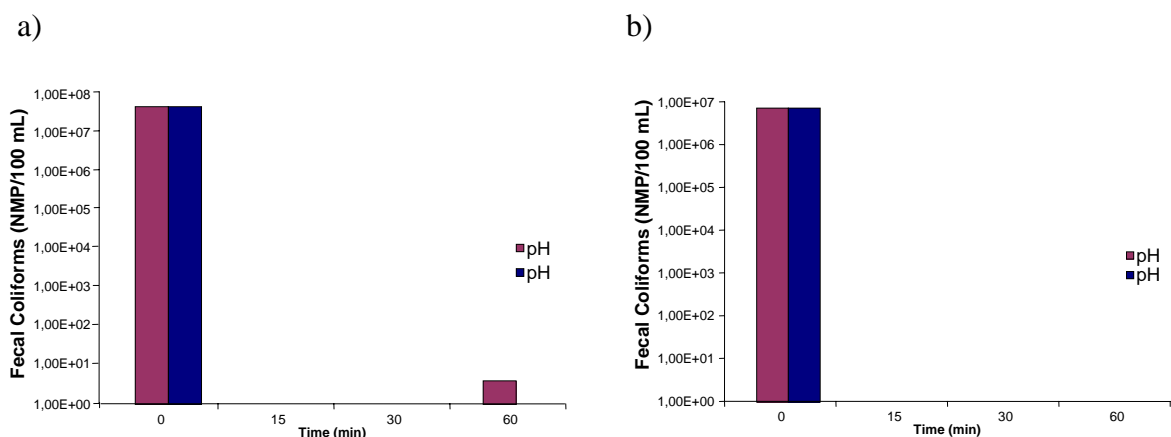


Figure 8. Fecal coliform results: a) for the condition $[H_2O_2] = 500 \text{ mg/L}$; b) for the condition $[H_2O_2] = 500 \text{ mg/L}$ and $Fe^{2+} = 50 \text{ mg/L}$.

It can be observed that, except for a possible contamination in the analysis of the H_2O_2 -blank, the results are similar for both tests, for all pH values and reaction times.

3.2. Stage 2

Based on the previous results, the second stage focused on pointing out the optimum configuration of Fenton's reagents (Fe^{2+} and H_2O_2 solutions) that could be applied to wastewater treatment without any reaction acidification. In this study, a Fe^{2+} concentration of 50 mg/L was used. Through the use of Jar-Test, it was possible to analyze 6 values of hydrogen peroxide concentration simultaneously: 50, 100, 200, 300, 400, and 500 mg/L. Figure 9 shows the fecal coliform analysis of H_2O_2 -blank in the two pH conditions.

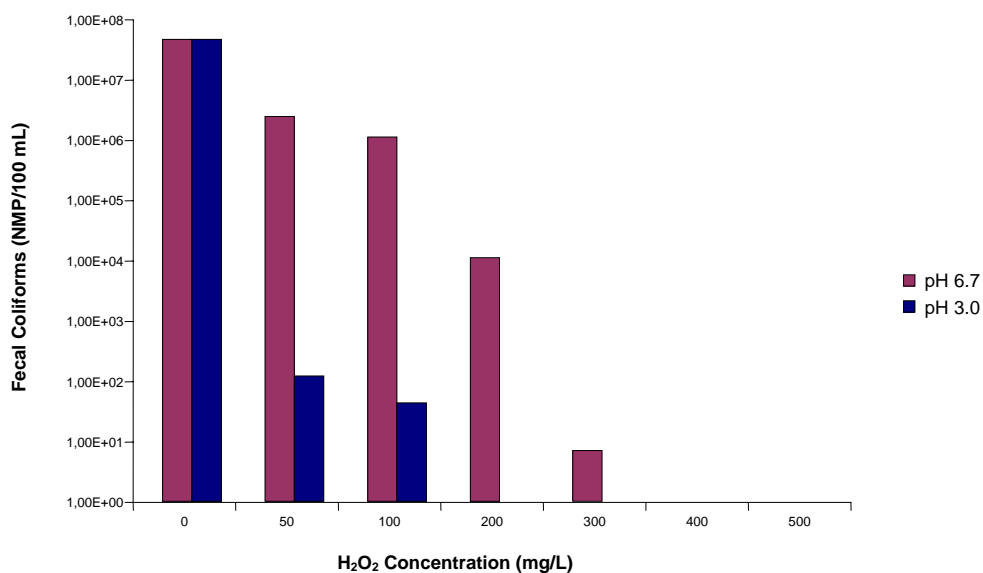


Figure 9. Fecal coliform results in the condition of 50 to 500 mg/L Fe^{2+} .

Figure 10 shows the results obtained considering the number of coliforms remaining after the treatment with Fenton's reagent with both pH values.

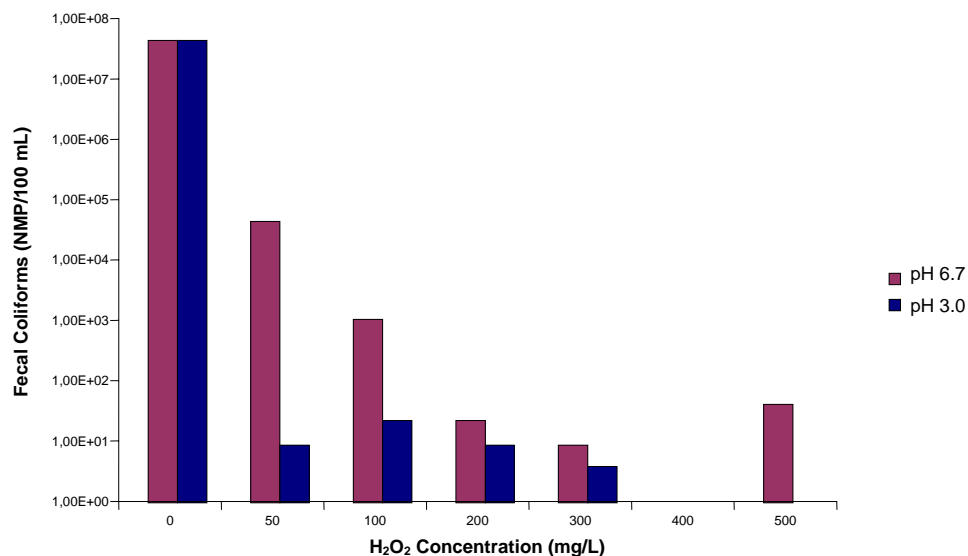


Figure 10. Fecal coliform results in condition of 50 to 500 mg/L Fe²⁺ and 50 mg/L H₂O₂.

In order to understand the results obtained in this stage, Figure 11 shows the results of H₂O₂-blank and Fenton's reagent reactions with wastewater pH original value.

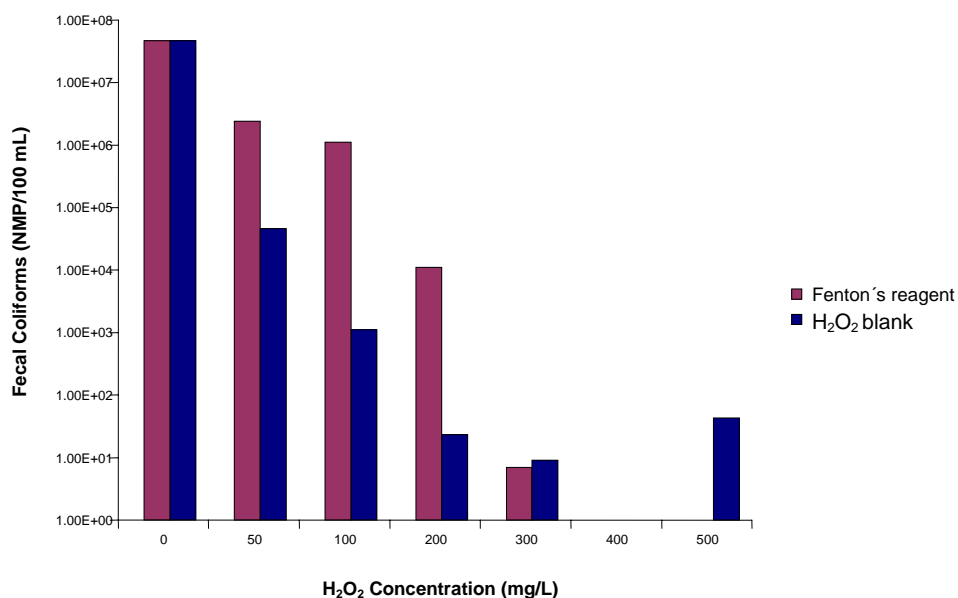


Figure 11. Comparison of the fecal results with pH original value (50 to 500 mg/L H₂O₂ and 50 mg/L Fe²⁺).

In this case, except for a possible bacteriological contamination, Fenton's reagent was used with the highest concentrations of H₂O₂ and Fe₂₊ that is 200 mg/L and 50 mg/L, respectively.

3.3. Stage 3

The goal of this stage was to evaluate the practical effectiveness of wastewater treatment using a laboratory-scale system. The coagulation was initiated after the end of the oxidation reaction, in H₂O₂ and Fe²⁺ concentrations of 200 and 50 mg/L, respectively.

The volume of treated effluent remained under coagulation effect for 60 minutes at 100 rpm rotation. The pH value was monitored and kept at 8.5 by increasing NaOH concentration, which was equal to 1.0 mol/L. Table 2 shows the comparison of obtained values for raw and treated wastewater.

Table 2. Results for raw and treated wastewater analysis at 200 mg/L H₂O₂ and 50 mg/L Fe²⁺ conditions.

Parameters	Raw wastewater	Methodology of wastewater treatment	
		Fenton's reagent	Fenton's reagent + coagulation
pH	7.2	6.4	8.5
Fecal Coliforms (NMP/100 mL)	4.6x10 ⁵	0	4
Total Alkalinity (mg CaCO ₃ /L)	126	44	38
Conductivity (mS/cm)	0.87	0.91	0.96
Chloride (mg Cl/L)	112	121	112
DOC (mg O ₂ /L)	373	333	255
BOD (mg O ₂ /L)	176	66	78
Total suspended solids (mg/L)	120	134	82
Volatile suspended solids (mg/L)	112	86	38
Ammoniacal nitrogen (mg N-NH ₃ /L)	29	25	24

In order to provide comparable scenarios, result analysis are presented in comparison to Brazilian water quality standards established by the National Council for the Environment in its Resolution CONAMA¹ 357/05, as presented in Table 3.

Table 3. Parameters established by CONAMA in its Resolution 357/05.

Parameters	Water Classification - Maximum Values		
	Class 1*	Class 2**	Class 3***
pH	6.0 – 9.0	6.0 – 9.0	6.0 – 9.0
Fecal Coliforms (NMP/100 mL)	200	1000	4000
Chloride (mg Cl/L)	250	250	250
BOD ₅ (mg/L)	3.0	5.0	10.0
Ammoniacal nitrogen (mg N-NH ₃ /L)	0.5 – 3.7	0.5 – 3.7	1.0 – 13.3
Iron (mg/L)	0.3	0.3	5.0

***Class 1:** freshwater used for: *a*) water supply after simplified treatment, *b*) protection of aquatic communities, *c*) primary contact recreation; *d*) irrigation of vegetables that are consumed raw and fruits which grew close to the ground and are eaten raw without peel removal; *e*) protection of aquatic communities on Indigenous Lands.

****Class 2:** freshwater used for: *a*) water supply after conventional treatment, *b*) protection of aquatic communities, *c*) primary contact recreation; *d*) irrigation of vegetables, fruit trees and plants in parks, gardens, sports fields, and recreation with which the public might have direct contact; *e*) aquaculture and fishing activity.

*****Class 3:** freshwater used for: *a*) water supply after conventional or advanced treatment, *b*) irrigation of trees, crops, cereals and fodder; *c*) recreational fishing; *d*) secondary contact recreation; *e*) watering livestock.

Through the result analysis (Tables 2 and 3) it is possible to affirm that applying BOD and ammoniacal nitrogen indicators, Fenton's reagent and its variation, combined with coagulation effect, were not only able to treat the effluent, but also to reduce some of the parameters to acceptable concentration levels. Some of them were even considered to have high quality water body characteristics by reaching CONAMA 357/05 Resolution Class 1 maximum limits.

The elimination of fecal coliforms was satisfactory with both processes (Fenton's reagent and Fenton's reagent + coagulation), that was expected considering the concentrations of

¹ CONAMA - National Council for the Environment – Conselho Nacional do Meio Ambiente - Provides for the classification of water bodies and establishes the conditions and discharge standards for effluents, and other measures.

H₂O₂ and Fe²⁺ used. For Fenton's reagent + coagulation the value of 4 NMP/100 mL may have occurred due to contamination caused by a long air contact.

4. CONCLUSIONS

Several researchers have already investigated the Fenton and photo-Fenton reactions as an alternative and promising wastewater treatment process. However, it is recognized that a major disadvantage of AOP for wastewater treatment is the high investment costs (plant complexity) and operation (high consumption of reagents and energy). This fact implies that AOP for wastewater treatment are usually more appropriate when biological treatments are not totally effective.

In this work, the effectiveness of the Fenton's reaction in wastewater disinfection was studied and it was possible to conclude that the efficiency of chlorination was highly recognized in the disinfection process. The results have shown a total elimination of the fecal coliforms in the wastewater samples when treated with H₂O₂ and Fe²⁺ in concentrations of 200 mg/L of 50 mg/L, respectively.

Non-relevant result was verified on the reduction of organic matter and nitrogen by the analysis of total organic carbon, BOD, and ammoniacal nitrogen. Such fact may not be a concern if the intended use is, for instance, crop irrigation. In addition, it may provide an extra supply of nutrients to the soil.

5. REFERENCES

- AMIRI, A. S.; BOLTON, J. R.; CATER, S. R. Ferrioxalate-mediated photodegradation of organic pollutants in contained water. *Water Research*, v. 31, n. 4, p. 787-798, 1997.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(96\)00373-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(96)00373-9)
- BELTRAN, F. J.; GONZALEZ, M.; RIBVAS, F. J.; ALVAREZ, P. Fenton reagent advanced oxidation of polynuclear aromatic hydrocarbons in water. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 105, p. 685-700, 1998.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1005048206991>
- DIAO, H. F.; LI, X. Y.; GU, J. D. Electron microscopic investigation of the bactericidal action of electrochemical disinfection in comparison with chlorination, ozonation and Fenton reaction. *Process Biochemistry*, v. 39, n. 11, p. 1421-1426, 2004.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0032-9592\(03\)00274-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0032-9592(03)00274-7)
- HABER, F.; WEISS, J. J. The catalytic decomposition of H₂O₂ by iron salts. *Proc. R. Soc. London*, A147, p. 332-351, 1934.
<http://dx.doi.org/10.1098/rspa.1934.0221>
- HOLF, C.; SIGL, S.; SPECHT, O.; WURDACK, I.; WABNER, D. Oxidative degradation of AOX and COD by different advanced oxidation processes: a comparative study with two samples of a pharmaceutical wastewater. *Water Science and Technology*, v. 35, p. 257-264, 1997.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00033-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00033-4)
- LIN, S. H.; JLANG, C. D. Fenton oxidation and sequencing batch reactor (SBR) treatments of high-strength semiconductor wastewater. *Desalination*, v. 154, p. 107-116, 2002.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0011-9164\(03\)80011-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0011-9164(03)80011-5)
- LIPCZYNSKA-KOCHANY, E. Degradation of aqueous nitrophenols and nitrobenzenes by means of the Fenton reaction. *Chemosphere*, v. 22, p. 529-536, 1991.
[http://dx.doi.org/10.1016/0045-6535\(91\)90064-K](http://dx.doi.org/10.1016/0045-6535(91)90064-K)

PEREIRA, L. C. O.; ROSSO, T.; CAMPOS, J. C.; GIORDANO, G. Fenton's reagent application in the domestic sewers disinfection. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 65-76, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.174](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.174))

LLOYD, R. V.; HANNA, P. M.; MASON, R. P. Origin of the hydroxyl radical oxygen in the Fenton reaction. **Free Radical Biology & Medicine**, v. 22, n. 5, p. 885-888, 1997.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0891-5849\(96\)00432-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0891-5849(96)00432-7)

MARTINEZ, N. S. S.; FERNÁNDEZ, J. F.; SEGURA, X. F. Pre-oxidation of an extremely polluted industrial wastewater by the Fenton's reagent. **Journal of Hazardous Materials**, v. B101, p. 315-322, 2003.

PÉREZ, M.; TORRADES, F.; DOMÈNECH, X. Fenton and photo-Fenton oxidation of textile effluents. **Water Research**, v. 36, p. 2703-2710, 2002.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00506-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00506-1)

TOUATI, D. Iron and oxidative stress in bacteria. **Archives of Biochemistry and Biophysics**, v. 373, n. 1, p. 1-6, 2000.
<http://dx.doi.org/10.1006/abbi.1999.1518>

WILL, I. B. S.; MORAES, J. E. F.; TEIXEIRA, A. C. S. C. Photo-Fenton degradation of wastewater containing organic compounds in solar reactor. **Separation and Purification Technology**, v. 34, n. 1/3, p. 51-57, 2004.
[http://dx.doi.org/10.1016/S1383-5866\(03\)00174-6](http://dx.doi.org/10.1016/S1383-5866(03)00174-6)



Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos (doi:10.4136/ambi-agua.175)

Fátima Resende Luiz Fia¹; Antonio Teixeira de Matos²; Ronaldo Fia¹; Túlio Ferreira Lambert²; Mateus Pimentel de Matos²

¹Departamento de Engenharia - Universidade Federal de Lavras

E-mail: {fatimarlf, ronaldofia}@deg.ufla.br

²Departamento de Engenharia Agrícola - Universidade Federal de Viçosa

E-mail: atmatos@ufv.br; tulioflambert@hotmail.com; mateus.matos@ufv.br

RESUMO

Objetivou-se, neste trabalho, avaliar a capacidade extratora de duas espécies vegetais quando cultivadas em sistemas alagados construídos de escoamento subsuperficial horizontal (SACs) para o tratamento das águas residuárias da suinocultura (ARS). Para tal, foram construídos 8 SACs de 2,0 m x 0,5 m x 0,6 m, em fibra de vidro, preenchidos com 0,55 m de brita zero. Nos SAC₂; SAC₄; SAC₆ e SAC₈, foi cultivada a taboa (*Typha latifolia*) e nos SAC₃; SAC₅; SAC₇ e SAC₉ foi cultivado o capim tifton-85 (*Cynodon* spp.). Os SAC₂ e SAC₃, SAC₄ e SAC₅, SAC₆ e SAC₇ e SAC₈ e SAC₉ receberam 163, 327, 461 e 561 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO, respectivamente. Durante os 120 dias de monitoramento dos SACs, verificou-se que a taboa não se adaptou às condições de exposição avaliadas. As maiores produtividades foram obtidas com a aplicação da carga orgânica média de 327 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO. O capim tifton-85 foi a espécie vegetal que apresentou maior capacidade extratora de nutrientes, chegando a extrair entre 443 e 540, 86 e 99, 193 e 241, 0,77 e 2,17, e 1,21 e 3,68 kg ha⁻¹ de NTK, P, K, Cu e Zn, respectivamente, enquanto a taboa apresentou maior capacidade de absorção de sódio.

Palavras-chave: macrófita; nutrientes; extração; sistemas *wetlands*; água residuária da suinocultura.

Nutrients removal by *Typha latifolia* and *Cynodon* spp. grown in constructed wetlands

ABSTRACT

The objective of this study was to evaluate the extraction capacity of two species when grown in constructed wetlands with subsurface horizontal flow (SACs) for the treatment of swine wastewater (ARS). To this end, were built 8 SACs of 2.0 m x 0.5 m x 0.6 m, fiber glass, filled with 0.55 m of fine gravels. In SAC₂; SAC₄; SAC₆ and SAC₈ was cultivated cattail (*Typha latifolia*) and in SAC₃; SAC₅; SAC₇ and SAC₉ was cultivated tifton-85 bermudagrass (*Cynodon* spp.). The SAC₂ and SAC₃, SAC₄ and SAC₅, SAC₆ and SAC₇ and SAC₈ and SAC₉ received 163, 327, 461 and 561 kg ha⁻¹ day⁻¹ of BOD, respectively. During the 120 days of the SACs monitoring, it was found that the cattail has not adapted to the conditions of exposure. The highest yields were obtained with the application of organic load average of 327 kg ha⁻¹ day⁻¹ of BOD. The tifton-85 was the plant species with the highest capacity to extract nutrients, getting to draw between 443 and 540, 86 and 99, 193 and 241, 0.77 and 2.17, and 1.21 and 3.68 kg ha⁻¹ TKN, P, K, Cu and Zn, respectively, while cattail showed greater capacity to absorb sodium.

Keywords: macrophyte; nutrients; extraction; wetlands; swine wastewater.

1. INTRODUÇÃO

Há uma grande variedade de macrófitas aquáticas que podem ser utilizadas no tratamento de águas residuárias em sistemas alagados construídos (SACs). Todavia, é necessário que essas plantas tenham tolerância à inundação contínua e exposição à água geralmente rica em sais, além de possuir crescimento rápido e alta capacidade de remoção de nutrientes (Brasil et al., 2007a). Em SACs pesquisados no Brasil, têm sido usadas as espécies: *Typha* spp. (Brasil et al., 2007a; Matos et al., 2009), *Juncus* spp. (Sousa et al., 2000), *Eleocharis* spp. (Mazzola et al., 2005), arroz (*Oriza sativa* L.) (Meira et al., 2004) e gramíneas do gênero *Cynodon* (Matos et al., 2008, 2009). Além de outras como alternantera (*Alternanthera philoxeroides*) (Matos et al., 2009; Fia et al., 2008), azevém (*Lolium multiflorum*) (Fia et al., 2010) e lírio amarelo (*Hemerocallis flava*) (Chagas, 2008).

As macrófitas apresentam várias propriedades intrínsecas que as tornam um componente indispensável nos leitos cultivados, sendo que as funções mais importantes das macrófitas consistem nos efeitos físicos proporcionados ao tratamento. A presença da vegetação em SACs distribui e reduz a velocidade do escoamento, o que cria melhores condições para sedimentação de sólidos suspensos, reduzindo o risco de erosão e ressuspensão de sólidos já sedimentados, e aumenta o tempo de contato entre a água e as raízes das plantas (Brix, 1997).

Por meio dos mecanismos de absorção e assimilação, as plantas são capazes de remover nutrientes das águas poluídas, muitos dos quais ficam presos no sistema pelos sucessivos ciclos de crescimento, morte e decomposição (Kadlec et al., 2005). Essas plantas removem, ainda, substâncias contendo metais pesados e compostos orgânicos tóxicos. No entanto, para sustentar a alta produtividade e retirar do sistema os nutrientes nele incorporados, é necessário, também, que haja o manejo adequado das plantas, com colheitas periódicas da biomassa (Kadlec e Wallace, 2008). Geralmente, SACs vegetados são mais eficientes na remoção de poluentes quando comparados aos sem vegetação, principalmente porque a rizosfera da planta estimula a densidade e atividade da comunidade microbiana, fornecendo à superfície da raiz para o crescimento microbiano e fontes de carbono por meio de exsudatos radiculares e por oferecer um microambiente aeróbico via liberação de oxigênio pela raiz (Brix, 1997; Bertin et al., 2003), além de absorver nutrientes solubilizados no meio. Contudo, a influência da vegetação na remoção dos compostos orgânicos em sistemas alagados construídos não é unânime, ainda assim, a maioria dos estudos indica o efeito positivo das macrófitas.

No presente trabalho, teve-se como objetivo estudar o comportamento agrônômico e a extração de macronutrientes pela taboa (*Typha latifolia*) e pelo capim tifton-85 (*Cynodon* spp.) no tratamento das águas residuárias da suinocultura (ARS), em sistemas alagados construídos (SACs), quando submetidos a diferentes cargas orgânicas.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi constituído por oito sistemas alagados de escoamento subsuperficial horizontal (SACs), implantados em casa de vegetação, constituídos por caixas de fibra de vidro, nas dimensões de 0,6 m de altura x 0,5 m de largura x 2,0 m de comprimento, assentadas sobre o solo, em declividade de 0,01 m m⁻¹; preenchidos com brita zero (volume de vazios inicial de 0,494 m³ m⁻³) até a altura de 0,55 m, deixando-se uma borda livre de 0,05 m. O nível d'água foi mantido a 0,05 m abaixo da superfície do material suporte.

Nos SAC₂, SAC₄, SAC₆ e SAC₈ foi plantada a taboa (*Typha latifolia*) e nos SAC₃, SAC₅, SAC₇ e SAC₉ foi plantado o capim tifton-85 (*Cynodon* spp.). No plantio da taboa foram utilizados 14 propágulos vegetativos (rizomas) por m² e 20 segmentos de caule do capim tifton-85, com quatro a seis nós, para cada m².

Após um mês de implantação do sistema, iniciou-se a aplicação da água residuária da suinocultura (ARS) aos SACs. A ARS utilizada no experimento foi proveniente de um tanque de alvenaria com 8,5 m de largura, 14 m de comprimento e profundidade média de 1,8 m, que recebia as águas da lavagem das baias do Setor de Suinocultura do Departamento de Zootecnia da UFV. Nesse tanque, a ARS passava por um tratamento anaeróbio, devido às características deste e ao volume de efluente gerado. As variações nas principais características da ARS ao longo de todo período de experimentação estão apresentadas na Tabela 1. Para caracterização da ARS foi utilizada a metodologia descrita por APHA et al. (2005).

Tabela 1. Valores médios e desvio-padrão das principais características da ARS utilizada durante o monitoramento do sistema.

Variáveis	ARS
pH	7,6±0,3 ⁽¹²⁾
CE (dS m ⁻¹)	4,30±0,41 ⁽¹²⁾
DQO (mg L ⁻¹)	2.492±1.705 ⁽¹²⁾
DBO (mg L ⁻¹)	777±519 ⁽¹²⁾
SST (mg L ⁻¹)	953±803 ⁽¹²⁾
NTK (mg L ⁻¹)	530±96 ⁽¹²⁾
N-NH ₄ ⁺ (mg L ⁻¹)	401±121 ⁽¹¹⁾
P (mg L ⁻¹)	161±119 ⁽¹²⁾
K (mg L ⁻¹)	103±70 ⁽¹⁰⁾
Na (mg L ⁻¹)	79±55 ⁽¹⁰⁾
Ca (mg L ⁻¹)	38±14 ⁽⁷⁾
Mg (mg L ⁻¹)	17±6 ⁽⁷⁾
Cu (mg L ⁻¹)	0,09±0,07 ⁽⁷⁾
Zn (mg L ⁻¹)	0,75±0,56 ⁽⁷⁾

(a) Entre parênteses o número de amostragens consideradas no cálculo das médias.

A aplicação da carga orgânica foi feita de forma diferenciada nos SACs, por meio da variação na vazão afluente aos sistemas, cujas características operacionais estão apresentadas na Tabela 2. A alimentação dos SACs foi feita por meio de bomba dosadora a solenóide, da marca ProMinent® CONCEPT. Para obtenção das variáveis operacionais dos SACs, considerou-se o volume útil deles, obtido pelo produto do volume total de cada SAC pela porosidade do material suporte.

Aos 60 e aos 120 dias após o início da aplicação da ARS e monitoramento dos sistemas, foram realizados os cortes dos vegetais, a fim de se quantificar a produtividade e os teores de nutrientes na parte aérea da vegetação e, com isso, calcular a capacidade das plantas cultivadas nos SACs em extrair nutrientes/poluentes da ARS neles aplicada.

As amostras coletadas dos tecidos vegetais foram pesadas e levadas à estufa, sob temperatura de 65°C, com circulação de ar, até ser atingida massa constante. Em seguida, as amostras foram trituradas em moinho para realização da análise nutricional. Parte da amostra de cada SAC foi colocada em estufa, sob temperatura de 103-105°C, até ser atingida constância na massa, obtendo-se a matéria seca total, em cada tratamento. Além da matéria seca, nos vegetais, foram quantificados os teores de macronutrientes (NTK, P e K) e sódio, seguindo-se metodologia proposta pela EMBRAPA (1999).

Tabela 2. Características operacionais médias e desvio padrão dos oito SACs.

Variáveis	SAC ₂	SAC ₃
Q	0,021±0,002a	0,021±0,002a
TDH	11,8±1,1a	12,0±1,2a
TCO _A	164±110a	162±108a
	SAC ₄	SAC ₅
Q	0,042±0,004b	0,042±0,005b
TDH	5,9±0,6b	5,9±0,6b
TCO _A	327±219b	327±219b
	SAC ₆	SAC ₇
Q	0,059±0,005c	0,059±0,004c
TDH	4,2±0,4c	4,2±0,3c
TCO _A	460±308c	461±308c
	SAC ₈	SAC ₉
Q	0,066±0,017d	0,078±0,006e
TDH	4,0±1,1d	3,2±0,3e
TCO _A	515±344d	607±406d

Q – vazão afluente (m³ d⁻¹), TDH - tempo de detenção hidráulica (d), TCO_A – Taxa de carga orgânica tomada com base na área superficial (kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO). Médias das mesmas variáveis seguidas de mesma letra não diferem significativamente entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Desempenho das espécies cultivadas nos SACs: produção de matéria seca

Nenhuma das espécies avaliadas (*Typha latifolia* e *Cynodon* spp.) apresentou problemas de adaptação no meio, antes dos SACs serem submetidos à aplicação da ARS. Entretanto, já aos 15 dias após o início da aplicação da ARS, observou-se o amarelecimento do tecido foliar da taboa, nos SACs em que foram aplicadas as maiores cargas orgânicas (SAC₆ e SAC₈). Aos 30 dias de monitoramento do sistema, verificou-se senescência das folhas da taboa nos SAC₆ e SAC₈ e os primeiros sinais de senescência foliar nos SAC₂ e SAC₄, também cultivados com a taboa. Quanto ao capim tifton-85, não se verificou sinais de senescência (Figura 1A).

Após o primeiro corte dos vegetais houve rebrotamento em todos os SACs. No entanto, a taboa cultivada nos SAC₄, SAC₆ e SAC₈ voltou a apresentar sinais de senescência, enquanto as plantas cultivadas no SAC₂ apresentaram reduzido crescimento vegetativo, indicando baixa capacidade de adaptação dessa espécie vegetal às condições do meio (Figura 1B).

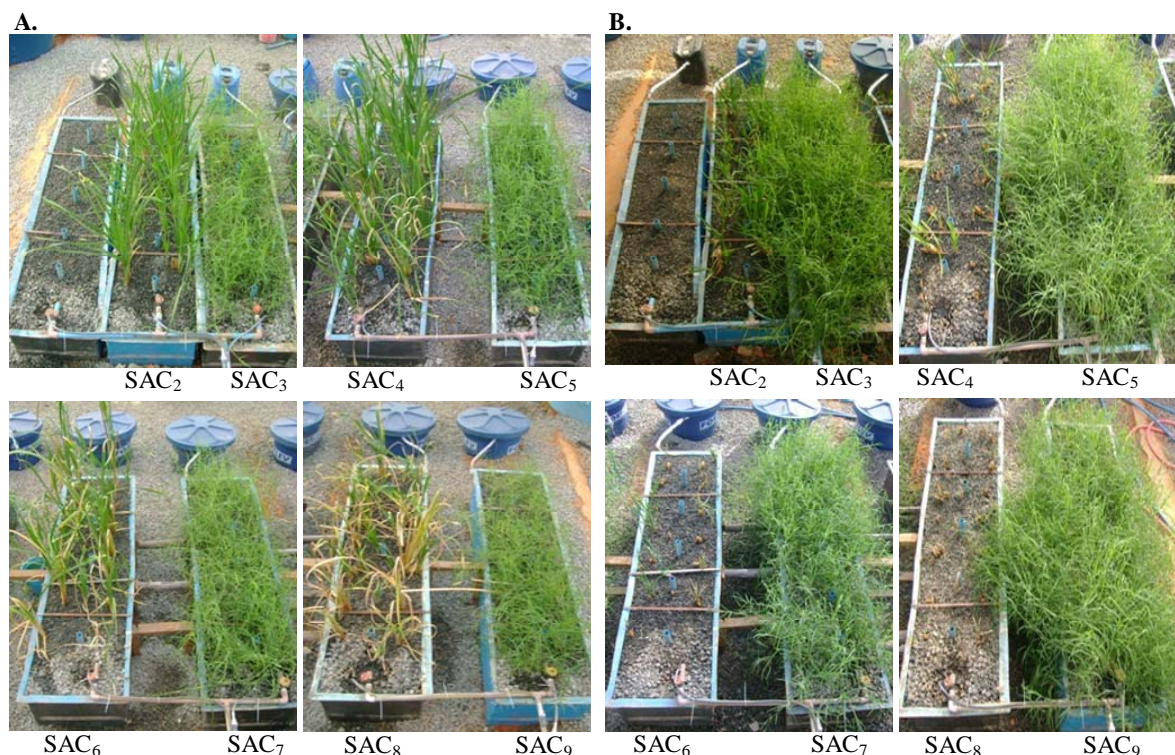


Figura 1. (A) Primeiros sinais de senescência apresentados pela taboa após 15 dias do início da aplicação contínua da ARS; (B) Rebrotamento das espécies vegetais após o primeiro corte realizado aos 60 dias após o início de operação do sistema.

Na Figura 2, está apresentada a produtividade de matéria seca obtida nos cortes 1 e 2, evidenciando o efeito da carga orgânica aplicada aos SACs no valor dessa variável.

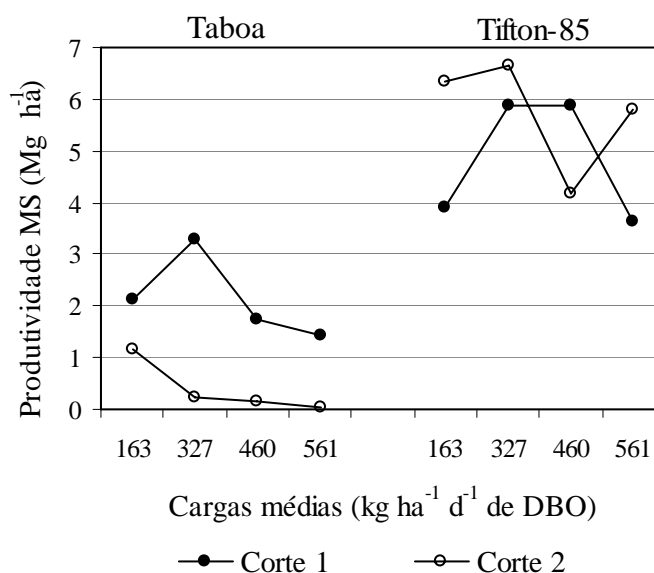


Figura 2. Valores médios da produtividade de matéria seca obtidos nos cortes 1 e 2, evidenciando o efeito da carga orgânica aplicada sobre a produção de matéria seca de capim tifton-85 e taboa.

Deve-se ressaltar que a matéria seca avaliada no primeiro corte foi produzida durante um período de 90 dias, sendo 30 dias de adaptação e 60 dias de aplicação das cargas orgânicas diferenciadas de ARS. A matéria seca quantificada no segundo corte foi produzida em um período de 60 dias.

Verificou-se que a produtividade de matéria seca pelo capim tifton-85 no segundo corte foi, na maioria dos SACs, cultivados com esse vegetal (exceção o SAC₇), superior às obtidas no primeiro corte. Após o primeiro corte, observou-se que, no SAC₇, apareceram falhas de plantas (espaços vazios), o que foi causado pelo mau desenvolvimento das mudas plantadas no início do experimento, já que antes do primeiro corte, apresentava-se totalmente coberto pela vegetação, devido ao intenso perfilhamento do capim tifton-85. Matos et al. (2009) não verificaram problemas de adaptação do capim tifton-85 aos SACs, no entanto foi constatada dificuldade em se atingir a densidade de plantas adequadas para cultivo nos sistemas alagados utilizados no tratamento de efluentes da suinocultura.

Em relação à taboa, observou-se redução na quantidade de matéria seca produzida, em todos os SACs, no segundo corte. Em relação às cargas aplicadas aos SACs, tanto de matéria orgânica como de nutrientes, notou-se que a taboa não se adaptou ao ambiente de cultivo. Acredita-se que a dificuldade da taboa em desenvolver seus propágulos nos SACs não tenha sido devido, somente, às cargas orgânicas aplicadas, visto que outros autores trabalharam com cargas orgânicas superiores e obtiveram bom desenvolvimento dela, mas em função das concentrações elevadas de nutrientes, os quais podem aumentar a salinidade e, conseqüentemente, reduzir o potencial osmótico do meio, além da toxicidade causada pelo excesso de nutrientes.

Brasil et al. (2007b) constataram que a taboa, aos 100 dias de cultivo, apresentou sinais de fitotoxicidade e senescência, ao ser cultivada em sistemas utilizados no tratamento da ARS (concentrações de N, P, K e Na de 820 a 3.092; 240 a 1.700; 680 a 2.540 e 743 a 2.107 mg L⁻¹, respectivamente). Os autores associaram os danos causados à taboa ao efeito de salinidade da ARS. Clarke e Baldwin (2002) afirmaram que concentrações de amônio superiores a 200 mg L⁻¹ reduziram a taxa de crescimento da taboa, valor este inferior ao das concentrações médias observadas na ARS (Tabela 1), o que também pode ter sido fator de impedimento ao desenvolvimento das plantas. Acredita-se que um conjunto de fatores associados à maior concentração de K e Na na ARS utilizada neste trabalho, associados à intoxicação com sódio tenham afetado o desenvolvimento satisfatório da taboa, principalmente nos SACs que receberam as maiores cargas orgânicas.

Quanto à taboa, houve tendência de redução na produtividade de matéria seca com o aumento da carga orgânica aplicada, enquanto que no caso do capim tifton-85 as cargas orgânicas intermediárias mostraram-se mais adequadas ao seu desenvolvimento vegetativo. No entanto, para as duas espécies vegetais, não houve diferença estatística (P<0,05) entre as taxas de carga orgânica aplicada (tratamentos). Matos et al. (2008) verificaram aumento na produtividade de matéria seca do capim tifton-85 cultivado em SACs receptores de maiores taxas de carga orgânica provenientes das águas residuárias de laticínios. Entretanto, valores superiores a 500 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO provocaram tendência de redução na produtividade de matéria seca, tendo sido a máxima produtividade de, aproximadamente, 15 Mg ha⁻¹, obtida aos 45 dias de cultivo do capim tifton-85. Matos et al. (2009) obtiveram produtividades médias de matéria seca de 22 e 28 Mg ha⁻¹ de taboa e capim tifton 85, respectivamente, quando cultivados por períodos entre 60 e 90 dias em SACs utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. Queiroz et al. (2004) obtiveram 17,7 Mg ha⁻¹ de matéria seca de capim tifton-85 quando fertirrigado com águas residuárias da suinocultura aplicadas numa taxa de 800 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO. Essa produtividade é superior à obtida em sistemas convencionais de cultivo no solo, em que são utilizados adubos químicos e irrigação que, segundo Oliveira et al. (2000), deve estar entre 3 e 12 Mg ha⁻¹, aos 14 e 70 dias de cultivo, após o corte.

3.2. Desempenho das espécies cultivadas nos SACs: remoção de macronutrientes e sódio

Os dados médios da avaliação dos macronutrientes e sódio contidos na parte aérea das espécies avaliadas, obtidos nos dois cortes realizados durante a condução do experimento, estão apresentados na Tabela 3.

Tabela 3. Concentrações médias e desvio-padrão de macronutrientes e sódio na matéria seca foliar da taboa e do capim tifton-85, obtidas nos dois cortes realizados durante a condução do experimento.

Nutrientes	Taboa				Capim tifton-85			
	SAC ₂	SAC ₄	SAC ₆	SAC ₈	SAC ₃	SAC ₅	SAC ₇	SAC ₉
	----- dag kg ⁻¹ -----							
NTK	3,11	2,99	3,12	3,27	4,55	4,31	4,47	4,68
PB	-	-	-	-	28,4	27,0	28,0	29,2
P	0,20	0,25	0,25	0,32	0,95	0,79	0,97	0,91
K	2,29	2,57	2,61	3,38	2,11	1,93	2,10	2,04
Na	0,97	0,81	0,75	0,92	0,02	0,03	0,02	0,02

PB – Proteína bruta obtida pela multiplicação do teor de nitrogênio por 6,25. SAC₂ e SAC₃, SAC₄ e SAC₅, SAC₆ e SAC₇ e SAC₈ e SAC₉ receberam, respectivamente, 163, 327, 460 e 561 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO.

Verifica-se que foram encontradas maiores concentrações de nitrogênio e de fósforo na matéria seca do tecido foliar do capim tifton-85 quando comparado à da taboa, ao se avaliar as mesmas cargas orgânicas aplicadas aos SACs. O inverso foi observado em relação ao potássio e o sódio.

Segundo a FAO (2006), as concentrações típicas encontradas no tecido foliar da taboa variam de 0,2 a 2,4; 0,14 a 0,20; 0,88 a 2,65 e 0,18 a 0,28 dag kg⁻¹, para N, P, K e Na. Queiroz (2000) e Matos et al. (2008) obtiveram menores valores de PB no capim tifton-85, quando cultivado sob a aplicação de várias cargas orgânicas de diferentes águas residuárias. Queiroz (2000), ao fertirrigar o capim tifton-85 com água residuária da suinocultura, obteve 19 dag kg⁻¹ de PB no referido capim. Matos et al. (2008), ao utilizarem SACs cultivados com capim tifton-85 no tratamento de águas residuárias de laticínios, obtiveram teores de PB entre 18 e 25 dag kg⁻¹. Oliveira et al. (2000) constataram que os valores de PB no capim tifton-85 cultivado convencionalmente, em diferentes idades, pode variar de 4,5 a 15,6 dag kg⁻¹. Tal como o ocorrido em relação à proteína bruta, que é calculada a partir da concentração de nitrogênio na matéria seca, os valores de nitrogênio encontrados na matéria seca do capim tifton-85, obtidos neste trabalho, foram superiores aos encontrados pelos autores citados anteriormente. De forma semelhante, os valores de nitrogênio obtidos na matéria seca da taboa também foram superiores aos relatados pela FAO (2006).

A concentração de fósforo na matéria seca foliar da taboa variou com os tratamentos aplicados, sendo os valores encontrados semelhantes aos reportados por Brasil et al. (2007a) e inferiores aos obtidos por Matos et al. (2009), que foram, respectivamente, de 0,28 e 0,44 dag kg⁻¹. Quanto ao capim tifton-85, as concentrações de fósforo na matéria seca foram superiores às observadas por Oliveira et al. (2000) que, ao cultivarem o capim tifton-85 sob condições de pastagem convencional, obtiveram concentrações foliares entre 0,16 e 0,27 dag kg⁻¹. Mesmo trabalhando com águas residuárias, sabidamente ricas em nutrientes, Matos et al. (2008), Loures et al. (2006) e Queiroz et al. (2004) obtiveram concentrações foliares de fósforo, em capim tifton-85, próximas à metade daquelas encontradas neste trabalho (Tabela 3), tendo esses autores obtido, respectivamente, concentrações entre 0,32 e 0,41 dag kg⁻¹; 0,46 dag kg⁻¹; e 0,34 e 0,37 dag kg⁻¹.

Fia et al. (2008) verificaram que a concentração de potássio no tecido foliar da taboa aumentou, variando entre 2 e 7 dag kg⁻¹, com o aumento na carga orgânica aplicada, ao trabalhar com SACs no tratamento das águas do processamento dos frutos do cafeeiro, sabidamente ricas em potássio. Matos et al. (2009) e Brasil et al. (2007a) encontraram,

respectivamente, valores de 2,42 e 2,83 dag kg⁻¹ de K, valores esses mais próximos aos encontrados neste trabalho. Matos et al. (2008) obtiveram concentrações de potássio inferiores a 1,5 dag kg⁻¹ no tecido vegetal do capim tifton-85, em todos os tratamentos aplicados. Oliveira et al. (2000) obtiveram, no mesmo capim, aos 70 dias de cultivo em solo com a adição de adubos químicos, 1,28 dag kg⁻¹ de K. Diante dos resultados, pode-se considerar que os valores obtidos neste experimento encontram-se na faixa considerada adequada para as plantas e são semelhantes à maior parte dos reportados na literatura.

Brasil et al. (2007a) e Matos et al. (2009) obtiveram 0,80 e 0,46 dag kg⁻¹ de sódio nas folhas da taboa ao tratarem esgoto doméstico e águas residuárias da suinocultura, respectivamente, em SACs, sendo esses valores inferiores aos obtidos neste trabalho. Acredita-se que isso tenha ocorrido devido às maiores cargas de sódio aplicadas neste trabalho, quando comparadas às aplicadas nos outros dois. Além disso, a taboa parece ter capacidade de absorver mais sódio, quando há disponibilidade desse nutriente, quando comparado ao capim tifton-85. Apesar de Silva (2008) ter obtido concentrações de sódio na matéria seca do capim tifton-85 da ordem de 0,25 dag kg⁻¹, os valores obtidos neste trabalho foram semelhantes aos obtidos por esse mesmo autor no cultivo do referido capim com água de mananciais superficiais e adubação química. Valores semelhantes aos obtidos neste trabalho também foram encontrados por Matos et al. (2008) e Queiroz et al. (2004) que, ao trabalharem com águas residuárias de laticínios e da suinocultura, obtiveram, respectivamente, 0,03 e 0,04 dag kg⁻¹ de sódio nas folhas do capim tifton-85.

Na Figura 3 estão apresentados os valores médios de remoção de macronutrientes e sódio em dois cortes da parte aérea dos vegetais, em função da carga de nutrientes aplicadas aos SACs, durante os 120 dias de monitoramento.

O capim tifton-85 destacou-se em relação à taboa na remoção de nutrientes, exceto no que se refere ao sódio. Apesar de a taboa ter apresentado maior concentração de nutrientes e sódio no tecido foliar (exceto nitrogênio e fósforo), em razão do menor efeito diluição, a produtividade de biomassa foi o fator responsável pelas maiores porcentagens de remoção apresentadas pelo capim tifton-85. Os dados apresentados na Figura 3 evidenciam a capacidade das plantas em remover nutrientes e sódio e que essa remoção torna-se mais evidente quando são aplicadas as menores cargas de nutrientes nos SACs, apesar de não ter sido verificada, neste trabalho, diferença estatística ($p < 0,05$) entre os tratamentos.

As extrações de nitrogênio obtidas, neste trabalho, pelo capim tifton-85 foram próximas aos 552 kg ha⁻¹ obtidos por Queiroz (2000) em experimento conduzido em solo fertirrigado com ARS, com carga aplicada de 175 kg ha⁻¹ d⁻¹ de N, em quatro meses de monitoramento do sistema. No entanto, as extrações de fósforo foram superiores aos 61 kg ha⁻¹, obtidas pelo mesmo autor, ao aplicar uma carga de fósforo superior às aplicadas neste trabalho (91 kg ha⁻¹ d⁻¹). Matos et al. (2009) obtiveram remoções médias, durante 110 dias de monitoramento, de 681 e 107 kg ha⁻¹ de N e P, por meio de cortes efetuados em capim tifton-85 cultivado em SACs utilizados no tratamento de ARS. Com o corte da taboa, os mesmos autores obtiveram 533 e 88 kg ha⁻¹ de N e P, resultados semelhantes aos obtidos neste trabalho. Matos et al. (2009) concluíram que o capim tifton-85 foi muito mais eficiente na remoção de nitrogênio e fósforo que a taboa.

As extrações de K e Na obtidas neste trabalho também foram inferiores às obtidas por Queiroz et al. (2004), que obteve extração de 591 kg ha⁻¹ de K e 6,6 kg ha⁻¹ de Na em solo fertirrigado com ARS, aplicada numa carga de 91 e 15 kg ha⁻¹ d⁻¹ de K e Na, respectivamente, em 4 meses de aplicação.

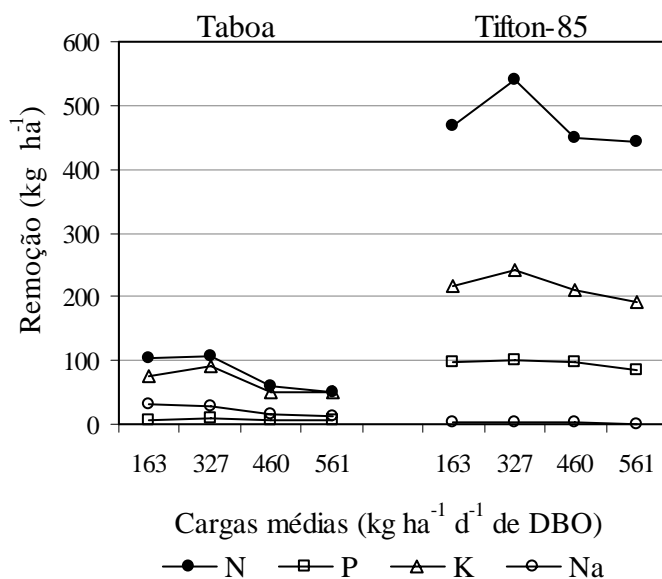


Figura 3. Valores médios de remoção (kg ha^{-1}) de nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K) e sódio (Na), obtidos em dois cortes nas plantas, realizados em 120 dias de operação dos SACs, em função das cargas orgânicas aplicadas.

Semelhante ao que foi observado neste trabalho, os dados apresentados por Matos et al. (2009) evidenciam reduzida capacidade de extração de sódio pelo capim tifton-85, quando comparado com a taboa. A menor capacidade de absorção desse elemento químico também foi observada por Matos et al. (2008) e Queiroz et al. (2004). Esse fato pode ter favorecido o estabelecimento e manutenção do capim tifton-85 nos SACs, uma vez que a taboa, por ser uma planta acumuladora de Na, apresentou sinais de intoxicação que podem estar associados à presença, em excesso, desse cátion em seus tecidos.

3.3. Desempenho das espécies cultivadas nos SACs: remoção de micronutrientes

Os dados médios da avaliação de concentração dos micronutrientes Cu e Zn na parte aérea das espécies avaliadas, obtidos nos dois cortes realizados durante a condução do experimento, estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Concentrações médias de cobre (Cu) e zinco (Zn) na matéria seca foliar da taboa e do capim tifton-85, obtidas nos dois cortes realizados da parte aérea dos vegetais, durante a condução do experimento.

Nutrientes	Taboa				Capim tifton-85			
	SAC ₂	SAC ₄	SAC ₆	SAC ₈	SAC ₃	SAC ₅	SAC ₇	SAC ₉
	----- mg kg ⁻¹ -----							
Cu	46,9	31,3	62,5	28,1	75,0	172,9	39,6	164,6
Zn	707,5	250,0	382,5	516,9	210,6	294,2	120,2	314,2

Verifica-se que, na matéria seca do tecido foliar do capim tifton-85, foram encontrados maiores concentrações de cobre, quando comparados aos resultados obtidos quando foram aplicadas as mesmas cargas orgânicas aos SACs cultivados com taboa, sendo o inverso observado em relação ao zinco. Observa-se na Tabela 4 que não houve tendência de aumento nas concentrações de Zn tanto na taboa como no capim tifton-85 e de Cu no capim tifton-85 com o aumento das cargas orgânicas aplicadas. A concentração foliar de Cu na taboa manteve-se relativamente constante com aumento da carga orgânica aplicada.

Sasmaz et al. (2008), ao avaliarem plantas de taboa que se desenvolveram em sistemas alagados naturais que recebiam esgotos domésticos, na Turquia, obtiveram concentrações foliares de 30 e 215 mg kg⁻¹ de Cu e Zn. As concentrações de Cu encontradas na parte aérea das plantas, neste trabalho, ficaram próximas, porém ainda superiores, enquanto as de Zn foram de uma a três vezes superiores às obtidas na Turquia. Os autores relataram, ainda, que o Cu e o Zn, apesar de serem micronutrientes essenciais às plantas, podem ser extremamente tóxicos a elas, quando presente em concentrações relativamente altas. Normalmente as concentrações de Zn não excedem 100 mg kg⁻¹ em plantas cultivadas em ambientes naturais não poluídos. Os mesmos autores concluíram que a taboa não foi eficiente na translocação de metais das raízes para a parte aérea, o que reduziu sua capacidade de extrair metais de ambientes poluídos, no entanto possui grande tolerância a elevadas concentrações de Cu e Zn no meio de seu cultivo.

Na Figura 4, estão apresentados os valores de remoção dos micronutrientes em função da carga orgânica adicionada aos SACs.

O capim tifton-85 apresentou maior capacidade de remoção de Cu, variando entre 5 e 30 vezes a remoção proporcionada pela taboa, provavelmente, pela maior quantidade de biomassa produzida. Quanto ao Zn, somente no SAC₂, cultivado com taboa e que recebeu a menor taxa de carga orgânica, foi obtida maior remoção que nos SACs cultivados com capim tifton-85. No entanto, não se verificou diferença estatística (p<0,05), quanto à remoção de micronutrientes, nem entre as espécies cultivadas nem mesmo entre os tratamentos aplicados.

Matos et al. (2009) verificaram que a taboa e o capim tifton-85 foram responsáveis pela remoção média de 0,22 kg ha⁻¹ e 0,20 kg ha⁻¹ do Cu, e 1,88 kg ha⁻¹ e 5,29 kg ha⁻¹ do Zn adicionados aos SACs utilizados no tratamento da ARS, no intervalo de 120 dias entre os cortes realizados nos vegetais. As maiores taxas de remoção obtidas por Matos et al. (2009) podem ter sido proporcionadas pelo maior aporte desses micronutrientes aos sistemas, da ordem de três a dez vezes ao que foi aplicado neste trabalho. Exceção deve ser feita no que se refere à remoção de Cu pelo capim tifton-85, que neste trabalho foi superior.

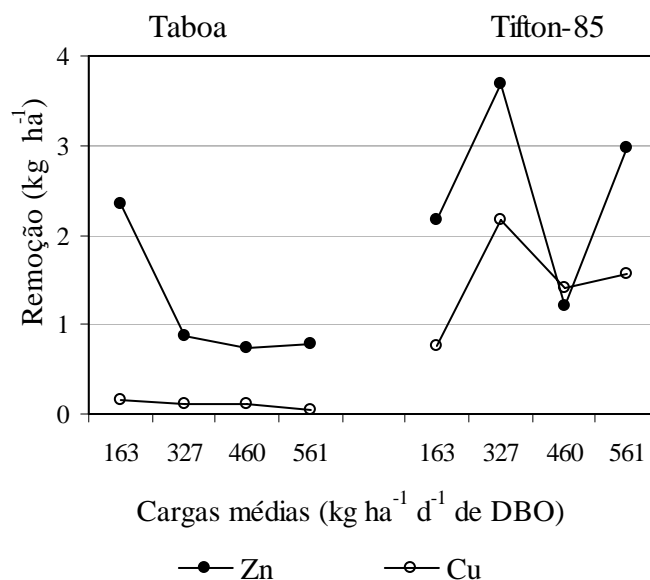


Figura 4. Valores médios de remoção (kg ha⁻¹) de cobre (Cu) e zinco (Zn), obtidos em dois cortes nas plantas, realizados em 120 dias de operação dos SACs, em função das cargas orgânicas aplicadas.

Queiroz et al. (2004) também aplicaram, durante quatro meses, maiores cargas de Cu (1,2 kg ha⁻¹ d⁻¹) e Zn (14,5 kg ha⁻¹ d⁻¹) em capim tifton-85 por meio de fertirrigação com ARS

e, ainda assim, as taxas de recuperação, por meio do corte da parte aérea do capim tifton-85, foram pequenas, sendo de 0,18 kg ha⁻¹ de Cu e 1,5 kg ha⁻¹ de Zn, provavelmente pela complexação desses elementos pela matéria orgânica ou adsorção na matriz do solo. Silva (2008) não detectou concentrações de Cu e Zn na matéria seca do capim tifton-85 ao fertirrigá-lo com chorume de resíduos sólidos urbanos contendo concentrações de até 16,3 e 8,3 mg L⁻¹ de Cu e Zn.

Neste trabalho, verificou-se que o capim tifton-85 apresentou maior desenvolvimento vegetativo que a taboa, produzindo maior biomassa e, conseqüentemente, maior capacidade de remover macro e micronutrientes.

4. CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, pode-se concluir que a taboa não se adaptou às condições de exposição a altas cargas orgânicas e de nutrientes, não apresentando bom desempenho agrônômico em termos de produtividade e extração de nutrientes, quando cultivada em SACs de tratamento de águas residuárias da suinocultura, nas taxas de carregamento orgânico avaliadas.

A produtividade média de matéria seca obtida em cada SAC em ambos os cortes da taboa variou entre 0,75 e 1,76 Mg ha⁻¹ e do capim tifton-85 de 4,73 a 6,26 Mg ha⁻¹, após 60 dias de cultivo dessas espécies vegetais, sendo que as maiores produtividades ocorreram quando foi aplicada a carga orgânica média de 327 kg ha⁻¹ d⁻¹ de DBO.

O capim tifton-85 foi a espécie vegetal que apresentou maior capacidade extratora de nutrientes, chegando a extrair entre 443 e 540, 86 e 99, 193 e 241, 0,77 e 2,17, e 1,21 e 3,68 kg ha⁻¹ de NTK, P, K, Cu e Zn, respectivamente, durante 120 dias de cultivo das plantas nos SACs, enquanto a taboa apresentou maior capacidade de absorção de sódio.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à FAPEMIG pelo apoio financeiro concedido.

6. REFERÊNCIAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA; AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION - AWWA; WATER ENVIRONMENT FEDERATION - WEF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21. ed. Washington:APHA/AWWA/WEF, 2005.
- BERTIN, C.; YANG, X.; WESTON, L. A. The role of root exudates and allelochemicals in the rhizosphere. **Plant Soil**, v. 256, p. 67-83, 2003.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1026290508166>.
- BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; SOARES, A. A. Plantio e desempenho fenológico da taboa (*Typha* sp.) utilizada no tratamento de esgoto doméstico em sistema alagado construído. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 12, n. 3, p. 266-272, 2007a.
- BRASIL, M. S.; MATOS, A. T.; FIA, R.; LIMA, N. C. Desempenho agrônômico de vegetais cultivados em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Engenharia na Agricultura**, v. 15, n. 3, p. 307-315, 2007b.

FIA, F. R. L.; MATOS, A. T.; FIA, R.; LAMBERT, T. F.; MATOS, M. P. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 77-89, 2011. (doi:10.4136/ambi-agua.175)

BRIX, H. Do macrophytes play a role in constructed treatment wetlands? **Water Sci. Technol.**, v. 35, n. 5, p. 11-17, 1997.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223\(97\)00047-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0273-1223(97)00047-4).

CHAGAS, R. C. **Utilização de lírio amarelo (*Hemerocallis flava*) em sistemas alagados construídos para tratamento de esgoto doméstico**. 2008. 66f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2008.

CLARKE, E.; BALDWIN, A. H. Responses of wetland plants to ammonia and water level. **Ecological Engineering**, v. 18, p. 257–264, 2002.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574\(01\)00080-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0925-8574(01)00080-5).

Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA. **Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes**. Brasília, EMBRAPA, 1999. 370p.

Food and Agriculture Organization of the United Nations - FAO. **Handbook of utilization aquatic plants**. Disponível em: <<http://www.fao.org/DOCREP/003/X6862E/X6862E03.htm>>. Acesso em: 03 dez. 2007.

FIA, R.; MATOS, A. T.; FERREIRA, P. A.; TEODORO, P. E. P.; SCHUERY, F. C.; LUIZ, F. A. R. Desempenho agrônômico da *Typha* sp. e *Alternanthera philoxeroides* Mart. utilizadas no tratamento de águas residuárias da lavagem e descascamento/despolpa dos frutos do cafeeiro em sistema alagado construído. **Engenharia na Agricultura**, v. 16, n. 4, p. 436-448, 2008.

FIA, R.; MATOS, A. T.; FIA, F. R. L.; MATOS, M. P.; LAMBERT, T. F.; NASCIMENTO, F. S. Desempenho de forrageiras em sistemas alagados de tratamento de águas residuárias do processamento do café. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 8, p. 842–847, 2010.
<http://dx.doi.org/10.1590/S1415-43662010000800008>.

KADLEC, R. H.; TANNER, C. C.; HALLY, V. M.; GIBBS, M. M. Nitrogen spiraling in subsurface-flow constructed wetlands: implications for treatment response. **Ecological Engineering**, v. 25, p. 365-381, 2005.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2005.06.009>.

KADLEC, R. H.; WALLACE, S. D. **Treatment wetlands**. 2. ed. Boca Raton: CRC Press, 2008. 1016p.
<http://dx.doi.org/10.1201/9781420012514>.

LOURES, A. P. S.; SOARES, A. A.; MATOS, A. T.; CECON, P. R.; PEREIRA, O. G. Remoção de fósforo em sistema de tratamento de esgoto doméstico, por escoamento superficial. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 10, n. 3, p. 706-714, 2006.

MATOS, A. T.; ABRAHÃO, S. S.; PEREIRA, O. G. Desempenho agrônômico de capim tifton 85 (*Cynodon* spp.) cultivado em sistemas alagados construídos utilizados no tratamento de água residuária de laticínios. **Revista Ambiente e Água**, v. 3, n. 1, p. 43-53, 2008.

MATOS, A. T.; FREITAS, W. S.; LO MONACO, P. A. V. Capacidade extratora de diferentes espécies vegetais cultivadas em sistemas alagados utilizados no tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Revista Ambiente e Água**, v. 4, n. 2, p. 31-45, 2009.

FIA, F. R. L.; MATOS, A. T.; FIA, R.; LAMBERT, T. F.; MATOS, M. P. Remoção de nutrientes por *Typha latifolia* e *Cynodon* spp. cultivadas em sistemas alagados construídos. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 77-89, 2011. (doi:10.4136/ambi-agua.175)

MAZZOLA, M.; ROSTON, D. M.; VALENTIM, M. A. A. Uso de leitos cultivados de fluxo vertical por batelada no pós-tratamento de efluente de reator anaeróbio compartimentado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 9, n. 2, p. 276-283, 2005.

MEIRA, C. M. B. S.; CEBALLOS, B. S. O.; KÖNIG, A.; Oliveira, R. Performance of horizontal subsurface flow constructed wetlands vegetated with rice treating a sewage polluted surface water. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON WASTE STABILISATION PONDS, 6.; INTERNATIONAL CONFERENCE ON WETLAND SYSTEMS FOR WATER POLLUTION CONTROL, 9., 2004, Avignon. **Proceedings...** Avignon: IWA/Astee, 2004. 1 CD-ROM.

OLIVEIRA, M. A.; PEREIRA, O. G.; GARCIA, R.; OBEID, J. A.; CECON, P. R.; MORAES, S. A.; SILVEIRA, P. R. Rendimento e valor nutritivo do capim-tifton 85 (*Cynodon* spp.) em diferentes idades de rebrota. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 29, n. 6, p. 1949-1960, 2000. Suplemento 1.

QUEIROZ, F. M. **Avaliação de gramíneas forrageiras para tratamento de águas residuárias da suinocultura**. 2000. 91f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2000.

QUEIROZ, F. M.; MATOS, A. T.; PEREIRA, O. G.; OLIVEIRA, R. A.; LEMOS, A. L. Características químicas do solo e absorção de nutrientes por gramíneas em rampas de tratamento de águas residuárias da suinocultura. **Revista Engenharia na Agricultura**, v. 12, n. 2, p. 77-90, 2004.

SASMAZ, A.; OBEK, E.; HASAR, H. The accumulation of heavy metals in *Typha latifolia* L. grown in a stream carrying secondary effluent. **Ecological Engineering**, v. 33, p. 278-284, 2008.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.05.006>.

SILVA, D. F. **Efeito da aplicação de percolado de resíduos sólidos urbano em solo cultivado com capim-tifton 85**. 2008. 148f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2008.

SOUSA, J. T.; VAN HAANDEL, A. C.; COSENTINO, P. R. S.; GUIMARÃES, A. V. A. Pós-tratamento de efluente de reator UASB utilizando sistemas “wetlands” construídos. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 4, n. 1, p. 87-91, 2000.



Potencial mutagênico dos poluentes na água do rio Paraíba do Sul em Tremembé, SP, Brasil, utilizando o teste *Allium cepa* (doi:10.4136/ambi-agua.176)

Leonardo Maurer de Oliveira¹; Júlio Cesar Voltolini²; Agnes Barbério³

Universidade de Taubaté (UNITAU)

E-mail: ¹leonardo.biologia@yahoo.com.br; ²jcvoltol@uol.com.br; ³agnesbarberio@yahoo.com.br

RESUMO

A mutagenicidade pode estar relacionada com quebras cromossômicas induzidas por poluentes ambientais. O objetivo deste estudo foi caracterizar o potencial mutagênico dos poluentes presentes na água do rio Paraíba do Sul, cidade de Tremembé – SP, analisando alterações cromossômicas em células meristemáticas de *Allium cepa*, no verão (abril) e inverno (agosto) de 2008. Os bulbos foram expostos aos tratamentos por 72 h: água do rio, solução de Hoagland (controle negativo) e 15 µg/L de MMS - metilmetanosulfonato (controle positivo). Em cada tratamento, 3 bulbos foram expostos, para cada bulbo, 5 lâminas foram confeccionadas. Para análise do índice mitótico (IM) e frequência de micronúcleos (MN) foram analisadas 2.000 células por raiz/lâmina e 100 células para aberrações cromossômicas (AC). Em abril, os poluentes exerceram alto potencial mutagênico nas células meristemáticas de *A. cepa*, a frequência de MN, *stickiness* (cromossomos pegajosos) e AC do tipo não identificadas, foram maiores em relação ao controle negativo. Em agosto, a única alteração encontrada em nível significativo foram as pontes cromossômicas. Não houve alteração significativa para o IM. Esses resultados indicam que os efluentes de origem variada estão exercendo efeitos nocivos no bioindicador utilizado, sendo importante manter o biomonitoramento e adotar medidas de controle de efluentes. Essas medidas são importantes porque essas águas são utilizadas para abastecimento público, irrigação, entre outras utilidades.

Palavras-chave: poluição de rios; mutagenicidade; teste *Allium cepa*; aberrações cromossômicas.

Mutagenic potential of pollutants in the water of the Paraíba do Sul river, Tremembé, SP, Brazil, using the *Allium cepa* test

ABSTRACT

The mutagenicity can be related to chromosomal breaks induced by environmental pollutants. The aim of this research was to characterize the mutagenic potential of the pollutants in the water of the Paraíba do Sul river, in Tremembé city, São Paulo State, Brazil, analyzing chromosomal changes in the meristematic cells of *Allium cepa*, in the summer (April) and winter (August) of 2008. The bulbs were exposed for 72 h to the treatments: water from river, Hoagland solution (negative control) and 15 µg/L from MMS – methyl methanesulfonate (positive control). In each treatment, three bulbs were exposed and for each bulb, five slides were prepared. For mitotic index (MI) and micronucleus (MN) frequency rate, a total of 2,000 cells per root/slide were analyzed and 100 cells for the chromosome aberrations (CA). In April, the pollutants induced a high mutagenic potential in the meristematic cells of *Allium cepa*, the frequency rate of MN, *stickiness* and CA from non-identified type were greater than the negative control. In August, the only significant change found was the chromosome bridges. There was no significant change for MI. These results

indicate that the effluents which have varied sources are inducing harmful effects on the bioindicator, therefore, it is important to keep biomonitoring and adopting effluents control measures. The measures are important because these waters are used primarily for public supply and irrigation.

Keywords: river pollution; mutagenicity; *Allium cepa* test; chromosomes aberrations.

1. INTRODUÇÃO

Resíduos industriais, urbanos e agrícolas são lançados indiscriminadamente nos cursos d'água acrescentando vários contaminantes às águas superficiais e sedimentos (Egito et al., 2007). Esses resíduos são caracterizados como misturas complexas contendo numerosos compostos orgânicos e inorgânicos genotóxicos que muitas vezes não sofrem degradação durante o processo de tratamento de água devido a um alto grau de persistência, alguns são mutagênicos conhecidos (Nielsen e Rank, 1994; Rank e Nielsen, 1998). Metais pesados potencialmente tóxicos lançados na natureza são perigosos e frequentemente indestrutíveis e, mesmo quando precipitados e conseqüentemente acumulados no fundo de rios, o processo pode ser revertido voltando os metais à sua forma tóxica inicial (Tommasi, 1979). O chorume, um líquido escuro resultante da ação da água das chuvas que percola pelos resíduos orgânicos em decomposição, chega até os rios onde causa depressão no nível de oxigênio e eleva a DBO (Demanda Biológica de Oxigênio) vindo a prejudicar os organismos aeróbios, os quais cedem lugar aos anaeróbios, que liberam NH₃, tóxico para muitos organismos (Lima, 1995). Além dos efeitos diretos à saúde, o perigo dos poluentes está no fato de poderem ter efeitos tóxicos ou mutagênicos indiretos e, ao longo do tempo, causar várias doenças como: infertilidade, câncer, arteriosclerose, doenças cardiovasculares, entre outros (Grover e Kaur, 1999).

O processo de tratamento de água dos mananciais que recebem esgotos de centros urbanos, efluentes industriais, águas residuais da mineração ou o escoamento superficial difuso de bacias hidrográficas, onde se pratica uma agricultura com uso intenso de insumos químicos, não pode ser considerado totalmente eficaz, devido à impossibilidade de eliminação adequada da grande variedade de elementos menores ou traços de substâncias perigosas que podem estar presentes nas águas de consumo (Rebouças, 2006). Torna-se cada vez mais difícil e inviável a análise sistemática da determinação de cada um dos inúmeros componentes químicos que podem comprometer a qualidade da água por meio de procedimento analítico se considerar-se a crescente variedade de produtos sintéticos que podem atingir um manancial (Branco et al., 2006).

O aumento da necessidade pelos recursos hídricos causado pela expansão demográfica na região do Vale do Paraíba faz com que as empresas de saneamento e prefeituras aumentem a demanda no fornecimento de água, não havendo em contrapartida o mesmo para o esgotamento sanitário. Em Tremembé-SP, município do Vale do Paraíba, a água utilizada no abastecimento público, irrigação e outros fins, é captada no rio Paraíba do Sul, o qual, antes de chegar ao município recebe vários efluentes não tratados de cidades vizinhas com elevado índice populacional e industrial que contribuem significativamente com a carga poluidora (Souza Jr., 2004).

Substâncias tóxicas, muitas das quais químicas, promovem a ocorrência de mutações genéticas e aberrações cromossômicas e existe um grande número de protocolos desenvolvidos para detectar essas alterações (Majer et al., 2005).

Para a avaliação, monitoramento e detecção de genotóxicos no ambiente os bioensaios com plantas superiores têm sido recomendados desde a década de 70 (Grant, 1999). Células vegetais geralmente possuem enzimas necessárias para ativação e metabolização de compostos promutagênicos e hidrocarbonetos aromáticos policíclicos (PAHs), como é o caso das células meristemáticas das raízes de *Allium cepa* (a cebola comum), espécie usada com

mais frequência como sistema-teste desde o final da década de 30, quando Levan investigou os efeitos citológicos da colchicina revelando vários efeitos tóxicos e clastogênicos da ação direta dos químicos, sendo posteriormente demonstrado que soluções de vários tipos de sais inorgânicos induzem diferentes tipos de aberrações cromossômicas em células de *Allium cepa*, constituindo-se essa espécie numa valiosa ferramenta de monitoramento ambiental para a detecção do potencial genotóxico das substâncias lançadas no ambiente (Fiskesjö, 1985, 1989; Rank et al., 2002). A mutagenicidade pode estar relacionada com a frequência de quebras cromossômicas, dessa forma, os riscos de eventos mutagênicos podem ser avaliados pela frequência desses danos genéticos (Fiskesjö, 1985).

O teste *Allium* é bem conhecido e comumente utilizado em laboratórios do mundo inteiro para análise de várias substâncias das quais se deseja conhecer o possível potencial mutagênico, estimado pela frequência de aberrações e quebras cromossômicas indicando riscos de aneuploidia e fornecendo valiosas informações em relação à avaliação de amostras ambientais (Rank e Nielsen, 1993).

Os resultados positivos no teste *Allium* devem ser considerados como uma indicação de que a amostra testada pode ser um perigo biológico também para os outros organismos (Fiskesjö, 1989), podendo indicar a presença de certas substâncias citotóxicas, genotóxicas ou mutagênicas no ambiente (Smaka-Kincl et al., 1996). A alta sensibilidade do teste *Allium* determina que contaminações não passem despercebidas, mesmo quando são testadas misturas complexas como no caso de esgotos. É recomendado para uma rápida avaliação da genotoxicidade de efluentes, sendo uma valiosa ferramenta que pode ser usada como padrão em monitoramentos ambientais para se traçar a localização da fonte de contaminação, identificando influências de baixas concentrações de substâncias citotóxicas e genotóxicas em águas naturais (rios ou lagos), os quais são usados como recipientes para efluentes domésticos e industriais e que, posteriormente, têm suas águas utilizadas na agricultura e no abastecimento público (Fiskesjö, 1985, 1989; Rank e Nielsen, 1993; Nielsen e Rank, 1994; Smaka-Kincl et al., 1996; Amaral et al., 2007; Barbério et al., 2009).

O teste *Allium*, combinado com análises químicas, pode ser usado para se conseguir dados com bases científicas para regulamentação das descargas de substâncias potencialmente perigosas, lançadas no ambiente (Nielsen e Rank, 1994). Também mostrou ser sensível nas análises de hidrocarbonetos do petróleo, representando um eficiente modelo para detectar tais contaminações (Leme e Marin-Morales, 2008), podendo ser utilizado em conjunto com outros sistemas-testes para se avaliar a contaminação de águas superficiais por esgotos, lodos de esgotos domésticos e industriais (Gupta et al., 2005), poluentes provenientes de plantações agrícolas (Oberholster et al., 2008) e em extratos aquosos de solos (Cotelle et al., 1999).

A bacia do rio Paraíba do Sul localiza-se no principal eixo econômico do país, que se destaca pela diversidade de seu parque industrial, sobressaindo-se a indústria aeronáutica, a automobilística, a de papel e celulose, a química, a mecânica, a eletroeletrônica e a extrativista, além de centros de pesquisa tecnológica. Na agricultura, predominam as culturas destinadas à pecuária, extensas áreas com o cultivo de eucalipto, além da presença de culturas de arroz, feijão e milho (Cetesb, 2008). A área de drenagem da bacia possui cerca de 55.500 km², abrangendo os estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro.

O rio Paraíba do Sul forma-se no estado paulista pela união dos rios Paraiçuna e Paraitinga e o seu comprimento, calculado a partir da nascente do Paraitinga é de mais de 1.100 km. Na região da bacia pertencente ao estado de São Paulo, calcula-se que existam cerca de 4.000 estabelecimentos ligados ao setor industrial e agropecuário e as principais fontes de poluição dos recursos hídricos são os lançamentos de efluentes domésticos e industriais junto com a carga difusa de origem urbana e agrícola. O índice de atendimento em abastecimento de água no estado paulista é de 94,6% e, em esgotamento sanitário, 89,9% das populações urbanas são atendidas por rede coletora, das quais 32,3% possuem tratamento para seus efluentes sanitários (Fundação Coppetec, 2006).

durante o ano de 2008, foram obtidos a partir do relatório dos Resultados dos Parâmetros e Indicadores de Qualidade das Águas (Cetesb, 2008) para efeito de comparação com os resultados obtidos neste estudo.

2.2. Ensaio citogenético

Os experimentos foram conduzidos como descrito por Fiskesjö (1989) no protocolo Invitox nº 8 com algumas modificações.

Foram colocados 5 bulbos de cebola (*Allium cepa*) com 6 cm em média de diâmetro procedentes do comércio local para cada um dos tratamentos. O anel das raízes primordiais foi cuidadosamente limpo para o experimento. Os bulbos foram colocados em recipientes contendo as soluções de controles positivo e negativo e amostra da água do rio, de modo a poderem enraizar durante um período de 72 h. Após essa fase, os ápices radiculares dos três bulbos com maior desenvolvimento das raízes foram cortados e fixados em etanol/ácido acético glacial numa proporção de 3:1 (v/v) por 5 min. e conservados em tubos eppendorfs contendo 1 mL de álcool 70% sob refrigeração.

As pontas das raízes foram submetidas à reação de Feulgen, consistindo de hidrólise ácida com HCl 4 N a 24 °C por 75 min. interrompida com uma rápida lavagem em HCl 0,1 N (gelado), depois imersas por 40 min. em Schiff (corante púrpura nucleofílico), lavadas com água sulfurosa e água destilada posteriormente. Em seguida, foram colocadas sobre lâminas para microscopia junto com uma ou duas gotas de ácido acético 45%, cobertas com lamínulas e esmagadas com leve pressão sobre o material entre lâmina e lamínula. Para a remoção das lamínulas a lâmina foi mergulhada em nitrogênio líquido. As lâminas foram imersas em fast green (corante verde para o citoplasma) com pH 2.7 para contracoloração (Mello e Vidal, 1980), lavadas em água destilada, secas ao ar, diafanizadas em xilol por 5 min. e montadas com bálsamo do Canadá.

A análise das lâminas foi realizada em microscópio de luz com aumento de 400x ou 1000x quando necessário.

2.3. Controles

Para o controle positivo foram usados 15 µg/L de MMS (Metilmetanossulfonato - CAS# 66273), substância capaz de promover alterações celulares como aberrações cromossômicas e formação de micronúcleos. Esse tipo de agente se caracteriza por sua reatividade com os centros nucleofílicos no DNA, promovendo alquilação nas bases ou no grupo fosfato (Swain e Scott, 1953; Vogel, 1982). No controle negativo, a solução nutritiva de Hoagland (Hoagland e Arnon, 1950) foi empregada.

2.4. Análise estatística

A média e o erro padrão (EP) foram obtidos pela contagem de 5 raízes provenientes de cada bulbo e cada grupo experimental foi composto por 3 bulbos.

As aberrações cromossômicas (AC) foram determinadas pela contagem de 500 células mitóticas por bulbo (100/raiz), 1.500 por tratamento.

O índice mitótico (IM) e micronúcleos (MN) foram avaliados pela análise de aproximadamente 2.000 células/raiz, 10.000/bulbo, portanto 30.000 células por tratamento.

Os dados de frequências de AC, fases mitóticas, IM, MN e número total de células aberrantes foram comparados entre os tratamentos (Tremembé abril/08 e agosto/08 com controle negativo) utilizando teste estatístico Kruskal-Wallis. As análises foram realizadas no software statsdirect (versão 2.7.7).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram observados seis tipos de aberrações cromossômicas (AC): pontes, anáfases com multipolaridades, c-mitoses, *stickiness*, desgarrados e “não identificadas – NI”. Os micronúcleos foram analisados separadamente, durante o período interfásico (Figura 2).

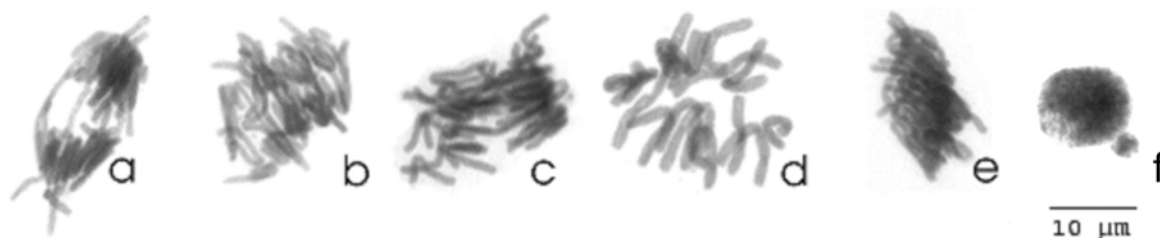


Figura 2. Exemplos de anomalias cromossômicas encontradas em células das raízes de *Allium cepa* tratadas com água do rio Paraíba do Sul coletada no mês de abril em 2008: a) pontes, b) NI, c) multipolaridade, d) c-mitose, e) *stickiness*, f) micronúcleo.

O primeiro mecanismo de ação dos agentes genotóxicos é promover lesões no DNA (oxidação e dimerização de bases, adutos de DNA, entre outras). Essas lesões podem ter 3 destinos: reparo, alterações irreversíveis e morte celular (Majer et al., 2005). Os danos genéticos detectados neste estudo são indicativos da presença de substâncias clastogênicas (indutoras de quebras) nas amostras testadas. Classicamente os MN e as pontes cromossômicas são exemplos desse tipo de mecanismo. Outro mecanismo bastante frequente na indução de variados tipos de AC também observados neste estudo corresponde à falhas no processo de disjunção dos cromossomos durante a divisão celular, efeito promovido por substâncias aneugênicas – aquelas que interferem na formação do fuso acromático. As anomalias mitóticas como c-mitoses e *stickiness* (cromossomos pegajosos) podem surgir por processos aneugênicos ou mutações em proteínas importantes na compactação da cromatina. As c-mitoses se originam quando há inativação do fuso acromático de modo que os cromossomos fiquem dispersos na célula (Levan, 1938), muitas substâncias químicas, como as presentes em pesticidas, podem promover esse efeito.

Quanto às alterações nas células, foi observado que a água do rio, em abril, revelou um alto potencial mutagênico quando comparado ao controle negativo (Tabela 1), tanto na frequência de anomalias do tipo *stickiness* e outras denominadas NI, assim como a frequência de micronúcleos, indicando a presença de contaminantes que promoveram genotoxicidade em células de *Allium cepa* (Figura 3). A amostra do mês de agosto teve uma diminuição dos efeitos genotóxicos em relação ao tratamento de abril, mas quando comparada ao controle negativo, houve também um aumento das anomalias do tipo ponte. Pode-se inferir que a água do rio possui substâncias nocivas aos organismos que vivem nesse ambiente e que o potencial mutagênico dos poluentes na água varia em função do tempo, dependendo das descargas vindas dos efluentes. Fatores como a sazonalidade, vazão e índice de chuva podem influenciar a concentração de poluentes na água. Alguns estudos, inclusive no rio Paraíba do Sul, sugerem a influência da sazonalidade na indução de efeitos genotóxicos (MN) (Lemos e Erdtmann, 2000; Souza e Fontanetti, 2006). A variação na sazonalidade é um fator que pode influenciar significativamente a frequência de danos genéticos e promover alterações fisiológicas nos organismos expostos. Essa variação pode sofrer alterações de acordo com o nível de poluição em determinado local (Ruiz et al., 1992; Hayashi et al., 1998). Mesmo com uma área de drenagem de 14.444 km², vazão média de 216 m³/s e mínima de 72 m³/s, a água do rio Paraíba do Sul recebe toneladas (167.003 kg/dia) de resíduos (Cetesb, 2008) que não são dispersos e cujos efeitos podem ser detectados por meio de bioensaios.

A anomalia do tipo stickiness, foi a mais frequente na amostra do rio coletada em abril, esta mostrou frequência similar ao controle positivo, um conhecido agente alquilante promotor de quebras no DNA, indicando alta genotoxicidade nas amostras testadas. Esses resultados estão de acordo com estudos de outros autores para situações diversas (Smak-Kincl et al., 1996; Amaral et al., 2007; Egito et al., 2007; Türkoğlu, 2007; Barbério, 2009). A presença desse tipo de anomalia é indicativa de alto teor de toxicidade que promove danos irreversíveis à célula, conduzindo-a, portanto, à morte celular (Fiskesjö, 1985, 1989; Türkoğlu, 2007).

Tabela 1. Frequência de alterações microscópicas (média ± erro padrão) nas células radiculares de *Allium cepa* tratadas com água do rio Paraíba do Sul na cidade de Tremembé - SP.

	Rio Paraíba Tremembé abril 2008	Rio Paraíba Tremembé agosto 2008	Controle negativo	Controle positivo
Micronúcleos	5,13±0,88*	0,27±0,07	0,33±0,18	7,53±1,99*
Stickiness	24,00±3,52*	6,60±0,53	6,00±2,42	23,27±4,76*
Desgarrados	0,27±0,13	0,40±0,12	0,47±0,18	1,93±0,87
Pontes	1,00±0,23	5,00±1,01*	1,47±0,53	1,27±0,35
C-mitoses	4,40±0,83	1,87±0,94	1,60±0,20	4,53±1,27
Anáfases Multipolares	0,33±0,18	2,07±0,94	0,87±0,24	0,80±0,20
Outras (NI)	10,07±0,55*	0,53±0,13	1,73±0,24	11,80±2,10*
Nº Total de células anômalas	40,07±3,77*	17,07±2,63	12,13±1,83	42,93±2,90*

Nota: Para cada tratamento foram utilizadas 5 raízes por bulbo e 3 bulbos por amostra de água. Para a análise de anomalias cromossômicas foram contadas 100 células em metáfases, anáfases e telófases por raiz. Para a análise de micronúcleos foram contadas em média 2.000 células interfásicas por raiz. Resultados significantes (teste de Kruskal-Wallis; $\alpha < 0.05$) estão indicados por * quando comparados com o controle negativo.

Barbério (2009) detectou efeito genotóxico significativo observado nesse ponto de coleta realizado em agosto de 2007, sendo que a presença de micronúcleos, stickiness, pontes cromossômicas, c-mitoses, anáfase com multipolaridades, outras AC e número total de células anômalas apresentaram aumento significativo.

A frequência de MN, observada nas células do meristema radicular de *A. cepa* foi significativa para o ponto amostrado somente em abril (2008), indicando a presença de substâncias clastogênicas e/ou aneugênicas (inibidoras das fibras do fuso acromático) (Grover e Kaur, 1999; Egito et al., 2007; Barbério, 2009).

O IM e fases do ciclo celular em amostras coletadas nos meses de abril e agosto de 2008, não diferiram do controle negativo (Tabela 2), atestando uma melhora na qualidade da água em relação ao mês de agosto de 2005, onde foi detectado decréscimo do IM (efeito mitodepressivo) em raízes de *A. cepa* tratadas com água do rio Paraíba do Sul coletadas na cidade de Tremembé. Isso mostra que a citotoxicidade induzida por substâncias presentes nessas amostras interferiram no ciclo celular (Barbério et al., 2009).

Vale ressaltar que estudos com *A. cepa* mostram que nem sempre a toxicidade está correlacionada com a genotoxicidade, porque alterações relacionadas com o crescimento da raiz e IM são parâmetros indicativos de citotoxicidade. Por outro lado, alterações como anomalias cromossômicas (stickiness, micronúcleos, pontes cromossômicas, entre outras), indicam genotoxicidade (Fiskesjö, 1985).

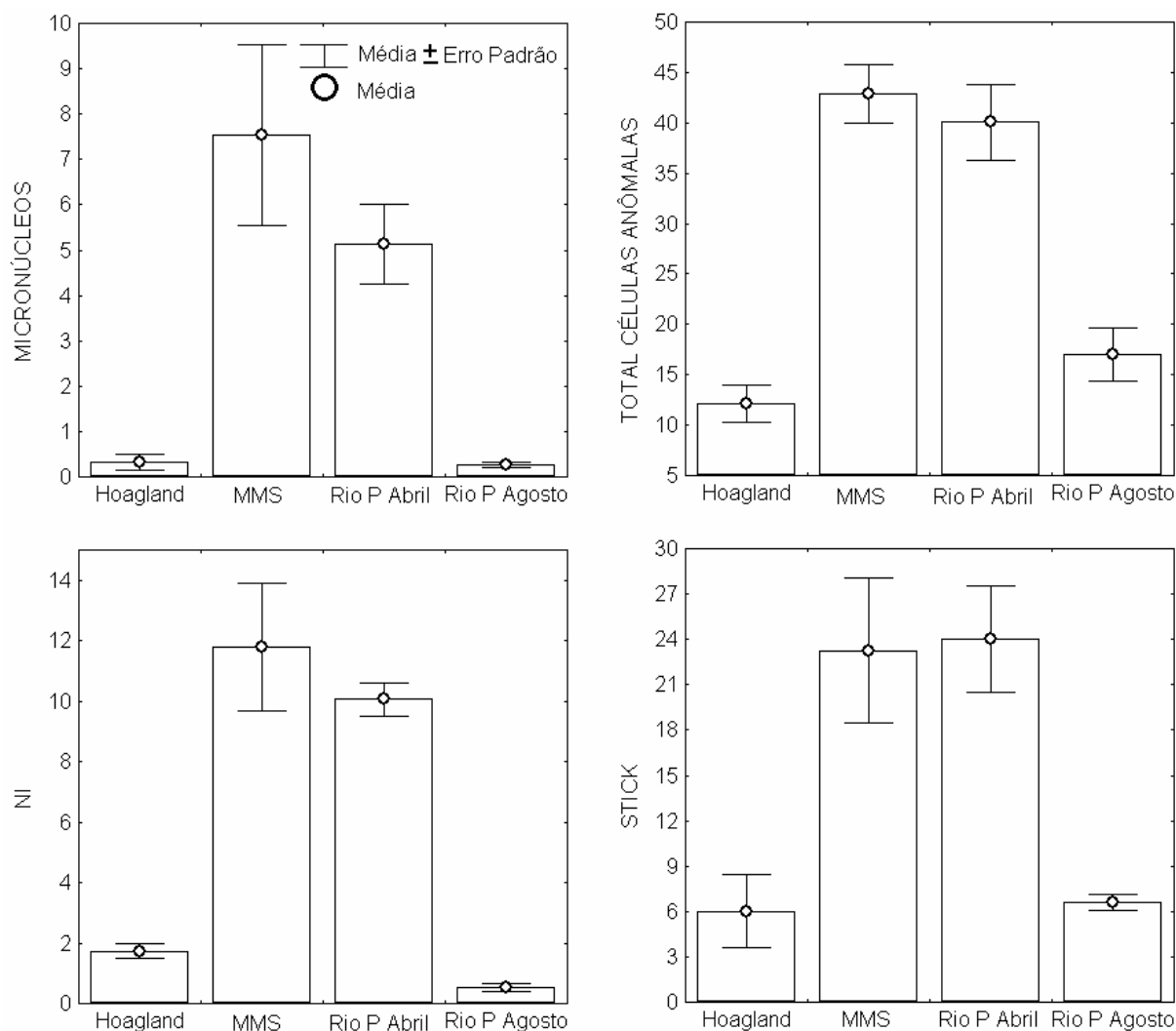


Figura 3. Comparação da frequência de anomalias nas células radiculares de *Allium cepa* tratadas com água do rio Paraíba do Sul na cidade de Tremembé - SP.

Tabela 2. Frequência dos Índices de Fase do ciclo celular (média ± erro padrão) em células radiculares de *Allium cepa* tratadas com água do rio Paraíba do Sul na cidade de Tremembé - SP.

	Rio Paraíba Tremembé abril 2008	Rio Paraíba Tremembé agosto 2008	Controle negativo	Controle positivo
Intérfases	1924,40±5,69	1879,33±18,97	1890,87±14,66	1895,13±10,83
Prófases	25,20±1,33	32,67±10,42	38,53±2,26	35,47±7,25
Metáfases	21,93±2,23	34,80±7,31	27,80±8,50	33,80±0,40
Anáfases	10,73±2,19	23,33±3,53	15,40±2,91	13,53±2,02
Telófases	17,73±2,05	29,87±1,91	27,40±4,66	22,07±2,10
IM	75,60±5,69	120,67±18,97	109,13±14,66	104,87±10,83
Total de células analisadas	30.000	30.000	30.000	30.000

Nota: Para cada tratamento foram utilizadas 5 raízes por bulbo e 3 bulbos por amostra de água. Para a análise do índice de fases foram contadas em média 2.000 células em prófases, metáfases, anáfases e telófases por raiz.

As análises físico-químicas, microbiológicas e hidrobiológicas da água do rio Paraíba do Sul indicaram que entre os 34 parâmetros analisados em abril e 33, em agosto, como cromo, mercúrio, chumbo, entre outros, não se acham presentes em níveis acima dos tolerados pela legislação CONAMA 357/2005, com exceção das concentrações de alumínio dissolvido, ferro dissolvido, fósforo total, manganês total, oxigênio dissolvido e *E. coli* termotolerante. O Relatório da CETESB revelou, em abril de 2008, 0,2 mg/L de alumínio dissolvido na água coletada no rio Paraíba do Sul em Tremembé (máximo tolerado = 0,1 mg/L) (Cetesb, 2008). O efeito citológico mais típico promovido pelo alumínio é a formação de stickiness e pontes cromossômicas (Fiskesjö, 1988). Foram observados 0,51 mg/L (abril) e 0,64 mg/L (agosto) de ferro dissolvido, o normal preconizado pela resolução é de 0,3 mg/L. As concentrações de fósforo e manganês total apresentaram respectivamente, 0,16 e 0,15 mg/L em agosto (normal = 0,1 mg/L). O oxigênio dissolvido na água do rio em Tremembé nos meses de abril e agosto apresentou valores de 4,0 e 4,3 mg/L, respectivamente, o mínimo requerido é de 5,0 mg/L. Os valores de *E. coli* termotolerantes em abril e agosto de 2008 foram de 2.500 e 3.200 UFC/100 mL respectivamente (máximo tolerado = 1.000 UFC/100 mL) (Cetesb, 2008) (Tabela 3).

As concentrações excedentes podem ser um predicativo à ocorrência de anomalias mitóticas em células de *A. cepa* exposta à água do rio Paraíba do Sul no local e período de coleta.

Vale ressaltar que o referido relatório apresentou resultados de toxicidade negativa no mês de agosto e não realizou tal teste no mês de abril. Para esse parâmetro a CETESB utiliza outros sistemas-teste, como ensaio de toxicidade com a bactéria luminescente *V. fischeri* (Sistema microtox), ensaio de toxicidade crônica com testes com o microcrustáceo *Ceriodaphnia dubia* e ensaio de mutação reversa (teste AMES). Segundo Chandra et al. (2005), alguns metais mesmo sendo essenciais às plantas e aos animais como é o caso do ferro, quando combinados com metais pesados como, por exemplo, cromo e níquel ou outros compostos orgânicos/inorgânicos podem exercer sinergismo, induzindo uma alta porcentagem de células micronucleadas. Palácio et al. (2005) detectaram que metais pesados contidos em água poluída na presença de vários outros compostos e nutrientes essenciais devido a uma alta demanda bioquímica de oxigênio (DBO) têm suas toxicidades diminuídas em relação aos mesmos metais quando contidos em água limpa, possivelmente devido à formação de complexos químicos que se formaram e foram precipitados, reduzindo a disponibilidade desses metais dissolvidos na água. Possivelmente, a água do rio no mês de agosto poderia ter recebido uma carga orgânica de origem doméstica mais alta, disponibilizando uma maior quantidade de nutrientes na água e elevando a DBO, reagindo com compostos tóxicos e precipitando-se no fundo do rio.

Tabela 3. Resultados dos parâmetros e indicadores de qualidade das águas.

Parâmetro	Unidade	CONAMA	21/2	3/4	18/6	19/8	2/10	3/12
			9:45	9:35	9:55	9:20	9:30	10:05
Parâmetro: Campo								
Chuva 24h	-		sim	sim	não	não	sim	sim
Coloração	-		transparente	transparente	transparente	transparente	transparente	transparente
pH	U.pH	entre 6 e 9	6,6	6,6	6,7	6,6	6,5	6,6
Temp. Água	°C		26	24	20	21	21	25
Temp. Ar	°C		30	25	20	21	21	27
Parâmetro: Físico-Químicos								
Absorb. no UV	-		0,172	0,125	0,118	0,1	0,09	0,125
Alumínio Dissolv.	mg/L	máx. 0,1	* 0,3	* 0,2	* 0,22	0,06	< 0,1	* 0,12
Cádmio Total	mg/L	máx. 0,001	< 0,0001	0,0002	< 0,0001	i < 0,002	< 0,0001	< 0,0001
Chumbo Total	mg/L	máx. 0,01	0,004	0,003	0,004	< 0,01	< 0,002	< 0,002
Cloreto Total	mg/L	máx. 250	5,2	8,2	6,1	6,6	3,1	6
Cobre Dissolv.	mg/L	máx. 0,009	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,004	< 0,009	< 0,009
COD	mg/L		3,77	5,31	8,53	5,02	3,68	5,02
Condutividade	µS/cm		104	130	105	110	78	101
Cor Verdadeira	mg Pt/L	máx. 75	25	26	18	21	12	25
Cromo Total	mg/L	máx. 0,05		< 0,002	< 0,002			
DBO (5,20)	mg/L	máx. 5	< 2	< 2	< 3	< 2	< 2	< 2
Fenóis Totais	mg/L	máx. 0,003	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,003	< 0,003	< 0,003
Ferro Dissolv.	mg/L	máx. 0,3	* 0,31	* 0,51	* 0,38	* 0,64	< 0,1	* 0,48
Fósforo Total	mg/L	máx. 0,1	* 0,12	0,07	0,1	* 0,16	0,07	0,03
Manganês Total	mg/L	máx. 0,1	0,05	0,07	0,08	* 0,15	0,04	0,08
Mercurio Total	mg/L	máx. 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002	< 0,0002
N. Amoniacal	mg/L	máx. 3,7	0,11	0,19	0,18	0,19	0,13	0,26
Níquel Total	mg/L	máx. 0,025	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,02	< 0,02
Nitrato	mg/L	máx. 10	0,31	0,31	0,44	0,69	0,36	0,41
Nitrito	mg/L	máx. 1	0,011	0,032	0,023	0,038	0,016	0,055
NKT	mg/L		0,65	0,63	0,49	0,77	0,31	0,88
OD	mg/L	mínimo 5	* 4	* 4	* 4,9	* 4,3	* 4,8	* 3,6
Óleos e graxas	mg/L		< 10	< 10	< 10	< 10	< 10	< 10
Pot. Form. THM	µg/L		583		273	381		409
Sol. Dissolv. Total	mg/L	máx. 500	136	152	120	86	118	< 50
Sol. Total	mg/L		156	162	138	98	130	98
Sol. Volátil Total	mg/L		66	20	38	28	66	< 50
Subst. Tensoat.	mg/L	máx. 0,5	< 0,01	0,25	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Sulfato Total	mg/L	máx. 250	18	21	14	15	12	15
Turbidez	UNT	máx. 100	49	15	24	14	17	22
Zinco Total	mg/L	máx. 0,18	< 0,008	< 0,008	< 0,008	< 0,008	0,03	< 0,02
Parâmetro: Microbiológico								
Coli Termo	UFC/100 mL	máx. 1000	* 5400	* 2500	700	* 3200	* 4800	* 2800
Parâmetro: Ecotoxicológico								
Toxicidade		não tóxico	não tóxico			não tóxico		
Parâmetro: Hidrobiológicos								
Clorofila-a	µg/L	máx. 30	0,3	0,27	1,07	0,53	0,8	< 0,1
Feofitina-a	µg/L		1,37	1,23	0,43	0,78	1,07	2,25

Nota: Código do ponto: 00SP02695PARB02490; Classe: 02; Ano: 2008; UGRHI: Paraíba do Sul; Local: rio Paraíba do Sul na captação da Sabesp em Taubaté. (*) Não atendimento aos padrões de qualidade da resolução CONAMA 357/05. (i) Conformidade indefinida quanto ao limite da classe, devido à análise laboratorial não ter atingido os limites legais. UFC – Unidade Formadora de Colônia.

Fonte: Cetesb (2008).

4. CONCLUSÃO

Neste estudo, foi possível detectar a existência de um potencial genotóxico decorrente da presença de substâncias tóxicas na água do rio Paraíba do Sul no local e épocas amostradas. Embora para a pesquisa tenham sido utilizadas duas amostras apenas, sugere-se interferência sazonal.

Devido à importância em se preservar os recursos naturais, em especial este importante rio brasileiro, fazem-se necessários estudos de biomonitoramento de modo a auxiliar e contribuir com redes de monitoramento e ações de manejo.

5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMARAL, A. M.; BARBÉRIO, A.; VOLTOLINI, J. C.; BARROS, L. Avaliação preliminar da citotoxicidade e genotoxicidade da água na bacia do rio Tapanhon (SP-Brasil) através do teste *Allium* (*Allium cepa*). **Revista Brasileira de Toxicologia**, São Paulo, v. 20, n.1/2, p. 65-71, 2007.
- BARBÉRIO, A. **Efeitos citotóxicos e genotóxicos no meristema radicular de *Allium cepa* exposta à água do rio Paraíba do Sul - estado de São Paulo – regiões de Tremembé e Aparecida**. 2009. 98f. Dissertação (Doutorado em Biologia Celular e Estrutural) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2009.
- BARBÉRIO, A.; BARROS, L.; VOLTOLINI, J. C.; MELLO, M. L. S. Evaluation of the cytotoxic and genotoxic potential of water from the Brazilian river Paraíba do Sul with the *Allium cepa* test. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 69, n. 3, p. 837-842, 2009.
- BRANCO, S. M.; AZEVEDO, S. M. F. O.; TUNDISI, J. G. Água e saúde humana. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3. ed. São Paulo: Escrituras, 2006. p. 241-267.
- CHANDRA, S.; CHAUHAN, L. K. S.; MURTHY, R. C.; SAXENA, P. N.; PANDE, P. N.; GUPTA, S. K. Comparative biomonitoring of leachates from hazardous solid Waste of two industries using *Allium* test. **Science of the Total Environment**, Leiden, v. 347, n. 1/3, p. 46-52, 2005.
- <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.01.002>
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2007**. São Paulo: CETESB, 2007. p. 85.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2007**. São Paulo: CETESB, 2008. 537 p.
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2009**. São Paulo: CETESB, 2010. 310 p.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 20, de 18 de junho de 1986. In: PINTO, W. de D. (Org.). **Resoluções CONAMA anotada**. Brasília: Fórum, 2002. p. 115-139.

OLIVEIRA, L. M.; VOLTOLINI, J. C.; BARBÉRIO, A. Potencial mutagênico dos poluentes na água do rio Paraíba do Sul em Tremembé, SP, Brasil, utilizando o teste *Allium cepa*. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 90-103, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.176](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.176))

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Legislação Federal e Marginalia**, Brasília, v. 69, n. 3, p. 1631-1661, 2005.

COTELLE, S.; MASFARAUD, J. F.; FÉRARD, J. F. Assessment of the genotoxicity of contaminated soil with the *Allium/Vicia*-micronucleus and the *Tradescantia*-micronucleus assays. **Mutation Research**, Leiden, v. 426, n. 2, p. 167-171, 1999.

EGITO, L. C. M.; MEDEIROS, M. G.; DE MEDEIROS, S. R. B.; AGNEZ-LIMA, L. F. Cytotoxic and genotoxic potential of surface water from the Pitimbu river, northeastern/RN Brazil. **Genetics and Molecular Biology**, Ribeirão Preto, v. 30, n. 2, p. 435-441, 2007.

FISKESJÖ, G. The *Allium* test as a standard in environmental monitoring. **Hereditas**, New Jersey, v. 102, n. 1, p. 99-112, 1985.

FISKESJÖ, G. The *Allium* test – an alternative in environmental studies: the relative toxicity of metal ions. **Mutation Research**, Leiden, v. 197, n. 1, p. 243-260, 1988.

FISKESJÖ, G. **INVITTOX Protocol nº 8 - *Allium* test**. Nottingham: Russel and Burch House, 1989.

FUNDAÇÃO COPPETEC. **Plano de recursos hídricos da Bacia do Rio Paraíba do Sul** : Resumo. Diagnóstico dos Recursos Hídricos. Relatório Final_PSR-010-R0. Rio de Janeiro: Laboratório de Hidrologia e Estudos de Meio Ambiente; COPPETEC, 2006. 201 p. Relatório Contratual R-7 - Novembro.

GRANT, W. F. Higher plant assays for the detection of chromosomal aberrations and gene mutations—a brief historical background on their use for screening and monitoring environmental chemicals. **Mutation Research**, Leiden, v. 426, n. 2, p. 107-112, 1999.

GROVER, I. S.; KAUR, S. Genotoxicity of wastewater samples from sewage and industrial effluent detected by the *Allium* root anaphase aberration and micronucleus assays. **Mutation Research**, Leiden, v. 426, n. 2, p. 183-188, 1999.

GUPTA, S. K.; SRIVASTAVA, R.; KUMAR, D. Bioremediation of municipal sludge by vermitechnology and toxicity assessment by *Allium cepa*. **Bioresource Technology**, Leiden, v. 96, n. 17, p. 1867-1871, 2005.

HAYASHI, M.; UEDA, T.; UYENO, K.; WADA, K.; KINAE, N.; SAOTOME, T. et al. Development of genotoxicity assay systems that use aquatic organisms. **Mutation Research**, Leiden, v. 399, n. 2, p. 125-133, 1998.

HOAGLAND, D. R.; ARNON, D. I. **The water**: culture method for growing plants without soil. Berkeley: California Agricultural Experiment Station, 1950. 32 p.

LEME, D. M.; MARIN-MORALES, M. A. Chromosome aberration and micronucleus frequencies in *Allium cepa* cells exposed to petroleum polluted water: a case study. **Mutation Research**, Leiden, v. 650, n. 1, p. 80-86, 2008.

LEMONS, C. T.; ERDTMANN, B. Cytogenetic evaluation of aquatic genotoxicity in human cultured lymphocytes. **Mutation Research**, Leiden, v. 467, n. 1, p. 1-9, 2000.

LEVAN, A. Effect of colchicines on root mitosis in *Allium*. **Hereditas**, New Jersey, v. 24, n. 1, p. 471-486, 1938.

LIMA, L. M. Q. **Lixo**: tratamento e biorremediação. 3. ed. São Paulo: Hemus, 1995. 265 p.

OLIVEIRA, L. M.; VOLTOLINI, J. C.; BARBÉRIO, A. Potencial mutagênico dos poluentes na água do rio Paraíba do Sul em Tremembé, SP, Brasil, utilizando o teste *Allium cepa*. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 90-103, 2011. (doi:10.4136/ambi-agua.176)

MAJER, B. J.; GRUMMT, T.; UHL, M.; KNASMÜLLER, S. Use of plant bioassays for the detection of genotoxins in the aquatic environment. **Acta Hydrochimica Hydrobiologica**, Weinheim, v. 33, n. 1, p. 45-55, 2005.
<http://dx.doi.org/10.1002/aheh.200300557>

MELLO, M. L. S.; VIDAL, B. C. **Práticas de biologia celular**. São Paulo: Edgard Blücher/Funcamp, 1980. p. 57-58.

NIELSEN, M. H.; RANK, J. Screening of toxicity and genotoxicity in wastewater by the use of the *Allium* test. **Hereditas**, New Jersey, v. 121, n. 3, p. 249-254, 1994.

OBERHOLSTER, P. J.; BOTHA, A. M.; CLOETE, T. E. Biological and chemical evaluation of sewage water pollution in the Rietvlei nature reserve wetland area, South Africa. **Environmental Pollution**, Leiden, v. 156, n. 1, p. 184-192, 2008.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.envpol.2007.12.028>

PALÁCIO, S. M.; ESPINOZA-QUIÑONES, F. R.; GALANTE, R. M.; ZENATTI, D. C.; SEOLATTO, A. A.; LORENZ, E. K. et al. Correlation between heavy metal ions (Copper, Zinc, Lead) concentrations and root length of *Allium cepa* L. in polluted river water. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, Curitiba, v. 48, n. Special 1, p. 191-196, 2005.

RANK, J.; NIELSEN, M. H. A modified *Allium* test as a tool in the screening of the genotoxicity of complex mixtures. **Hereditas**, New Jersey, v. 118, n. 1, p. 49-53, 1993.

RANK, J.; NIELSEN, M. H. Genotoxicity testing of wastewater sludge using the *Allium cepa* anaphase-telophase chromosome aberration assay. **Mutation Research**, Leiden, v. 418, n. 1-2, p. 113-119, 1998.

RANK, J.; LOPEZ, L. C.; NIELSEN, M. H.; MORETTON, J. Genotoxicity of maleic hydrazide, acridine and DEHP in *Allium cepa* root cells performed by two different laboratories. **Hereditas**, New Jersey, v. 136, n. 1, p. 13 -18, 2002.

REBOUÇAS, A. C. Água doce no mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A. C. **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3. ed. São Paulo: Escrituras, 2006. p. 01-60.

RUIZ, E. F.; RABAGO, V. M. E.; LECONA, S. U.; PEREZ, A. B.; MA, T. H. Tradescantia-micronucleus (Trad-MCN) bioassay on clastogenicity of wastewater and in situ monitoring. **Mutation Research**, Leiden, v. 270, n. 1, p. 45-51, 1992.

SMAKA-KINCL, V.; STEGNAR, P.; LOVKA, M.; TOMAN, M. J. The evaluation of waste, surface and ground water quality using the *Allium* test procedure. **Mutation Research**, Leiden, v. 368, n. 3/4, p. 171-179, 1996.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0165-1218\(96\)90059-2](http://dx.doi.org/10.1016/S0165-1218(96)90059-2)

SOUZA JR., D. I. de. A degradação da bacia do rio Paraíba do Sul. **Engevista**, Niterói, v. 6, n. 3, p. 99-105, 2004.

SOUZA, T. S.; FONTANETTI, C. S. Micronucleus test and observation of nuclear alterations in erythrocytes of Nile tilapia exposed to waters affected by refinery effluent. **Mutation Research**, Leiden, v. 605, n. 2, p. 87-93, 2006.

SWAIN, G. G.; SCOTT, C. B. Quantitative correlation of relative rates: comparison of hydroxide ion and other nucleophilic reagents towards alkyl halides, esters, epoxides and acyl halides. **Journal American Chemical Society**, Salt Lake, v. 75, n. 1, p. 141-147, 1953.

OLIVEIRA, L. M.; VOLTOLINI, J. C.; BARBÉRIO, A. Potencial mutagênico dos poluentes na água do rio Paraíba do Sul em Tremembé, SP, Brasil, utilizando o teste *Allium cepa*. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 90-103, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.176](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.176))

TOMMASI, L. R. **A degradação do meio ambiente**. 4. ed. São Paulo: Nobel, 1979. 169 p.

TÜRKOĞLU, Ş. Genotoxicity of five food preservatives tested on root tips of *Allium cepa* L. **Mutation Research**, Leiden, v. 626, n. 1/2, p. 4-14, 2007.

VOGEL, E. W. Assessment of chemically induced genotoxic events. In: **Prospectives and limitations**. Leiden: The Netherlands University Press, 1982. p. 2-24.



Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água: um método para avaliar a importância da zona ripária (doi:10.4136/ambi-agua.177)

Raul Candido da Trindade Paixão Coelho¹; Iuri Buffon²; Teresinha Guerra³

¹Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade - ICMBio

E-mail: raul.coelho@icmbio.gov.br

²Universidade Estadual do Rio Grande do Sul - UERGS

E-mail: iuribuffon@gmail.com

³Universidade Federal do Rio Grande do Sul - UFRGS

E-mail: tg@ufrgs.br

RESUMO

O ecossistema ripário constitui uma interface entre o ambiente terrestre e o aquático nas bacias hidrográficas. O impacto ambiental antropogênico nas áreas ribeirinhas e bacias de drenagem influencia a biota e a qualidade das águas correntes. O objetivo deste trabalho foi avaliar o efeito desse impacto, representado pelos diferentes usos do solo nas bacias de drenagem e nas áreas ripárias, na qualidade da água. Classificou-se o uso do solo com a interpretação de imagens de satélites e levantamento de dados a campo e os resultados foram avaliados com um índice de antropização adaptado para tal finalidade. Analisou-se a água nos cursos d'água com amostras mensais no período de julho de 2006 a junho de 2007, e se avaliou a qualidade com um índice composto pelos parâmetros: oxigênio dissolvido, pH, turbidez, sólidos dissolvidos totais e sólidos suspensos totais. Correlacionando os índices do uso do solo das áreas ripárias com os índices de qualidade da água, um r^2 de 0,64 foi obtido e este é superior ao r^2 de 0,23 obtido na correlação entre os índices de ocupação do solo da área de toda a bacia de drenagem e os respectivos índices de qualidade da água, o que salienta a importância preponderante da área ripária na qualidade da água e cria a perspectiva de um novo método de análise da situação ambiental.

Palavras-chave: unidade de conservação; área de preservação permanente; bacia hidrográfica; Floresta Nacional de Canela.

Influence of the land use and land cover on the water quality: a method to evaluate the importance of riparian zones

ABSTRACT

The riparian ecosystem constitutes an interface among the terrestrial and aquatic environments in a watershed. The human impact on drainage basins influences the organisms and the quality of the running water. The objective of this paper was to evaluate the effect of this impact, taking into account the different land use classes of the drainage basins and of the riparian areas in the quality of the water. Land use and land cover of the watershed were classified based on the interpretation of satellite imagery and field work in the riparian areas and the results were evaluated with an index adapted for such purpose. A sample of the of the water courses was collected monthly in the period of July of 2006 to June of 2007, and the quality was evaluated with an index composed using the parameters: dissolved oxygen, pH, turbidity, total dissolved solids and total suspended solids. A correlation coefficient of r^2 0.64 was observed between land use of the riparian areas with the quality of the water. This value was higher than the correlation coefficient between the land use indices and the respective

indices of water quality of the whole watershed ($r^2 = 0.23$), pointing out the preponderant importance of the land use and land cover in the riparian areas in the quality of the water and showing a perspective of a new method for the analysis of the environmental condition.

Keywords: conservation unit; legally protected areas; watershed; National Forest of Canela.

1. INTRODUÇÃO

Para o desenvolvimento sustentável da humanidade são necessárias as práticas de exploração dos recursos naturais que aliam princípios de preservação e conservação do meio ambiente, atendendo às necessidades do presente sem comprometer a capacidade de atendimento das futuras gerações (World Commission on Environmental and Development, 1987).

Além de considerar os aspectos econômicos e sociais, esse desenvolvimento deve considerar a mitigação dos impactos ecológicos com os conceitos de biodiversidade e integridade de ecossistemas. Esses efeitos ecológicos envolvem principalmente questões relativas à degradação do solo, às alterações do ciclo hidrológico, às alterações climáticas e à manutenção da biodiversidade.

Diferentes princípios, conceitos e práticas têm sido desenvolvidos com vistas ao desenvolvimento, que, sendo “economicamente viável, socialmente justo e ecologicamente equilibrado” é chamado de sustentável. Variadas concepções envolvem tão abrangentes conceitos, como o que é “socialmente justo” ou o que vem a ser propriamente um ambiente “ecologicamente equilibrado”, mas além dessa discussão existe a clara necessidade de se avaliar o impacto exclusivo das atividades humanas no meio ambiente.

No caso dos processos hidrológicos, onde interagem os ciclos biogeoquímicos, o fluxo de energia e os dinâmicos fatores bióticos, em muitos casos têm-se considerado a bacia hidrográfica como a unidade ecossistêmica para estudo e planejamento (Lotspeich, 1980), sendo utilizados diferentes indicadores tais como balanço hídrico, extensão e condição da zona ripária, taxas de infiltração e de erosão do solo, diversidade de invertebrados bentônicos e qualidade da água, para mensurar e avaliar a sustentabilidade das intervenções antropogênicas em métodos de análise multicriterial (Francisco et al., 2008).

Uma zona fundamental para a preservação da qualidade da água e diversificação de habitats em uma bacia hidrográfica é o ecossistema ripário que constitui uma interface entre o ambiente terrestre e o aquático. Esse ambiente ribeirinho reflete um complexo de fatores geológicos, climáticos, hidrológicos que em interação com os fatores bióticos definem uma heterogeneidade de ambientes (Rodrigues, 2000). Sob florestas ciliares ocorre uma significativa variação de solos, cujos reflexos aparecem nos diversos tipos de formações florestais (Jacomine, 2000). As comparações florísticas entre remanescentes de formações florestais ciliares mostram que essas áreas são muito diversas, mesmo em áreas de grande proximidade espacial, e essa diversidade é dependente também, entre outros fatores, do tamanho da faixa ciliar florestada (Metzger et al., 1997). Esses autores ressaltam que apenas um grande esforço de preservação pode possibilitar a manutenção dessa biodiversidade, no pouco que resta de florestas ciliares, aliado a uma implementação no conhecimento científico sobre essas áreas. A água que flui nos cursos não está isolada e hermética à complexa interação com a área ripária. Em realidade, são sistemas abertos e que participam de todos os processos ecológicos que ocorrem nas bacias hidrográficas, historicamente negligenciados no processo de exploração dos recursos naturais (Barrela et al., 2000).

A preservação da faixa ripária, principalmente nos córregos, é de extrema importância pois evita a erosão de solos adjacentes, impedindo ou atenuando a sedimentação e assoreamento do leito. O assoreamento provoca a perda de habitats aquáticos, o rebaixamento do lençol freático, a diminuição na vazão média e o declínio da biodiversidade do sistema

(Berkman e Rabeni, 1987). A retirada da vegetação das margens dos cursos d'água é prejudicial também porque o material em suspensão interfere na qualidade da água do corpo receptor (Odum, 1988). Em escala de pequenas bacias e sub-bacias hidrográficas, a extensão e condição da mata ciliar podem ser utilizadas como indicadores hidrológicos da sustentabilidade das atividades humanas (Lima e Zákia, 1998), pois a vegetação ripária é responsável por grande parte do regime ambiental do ecossistema aquático (Likens, 1985).

A delimitação da zona ripária é uma das primeiras etapas para a avaliação desta como um indicador, e, em tese, seus limites estendem-se às margens laterais dos corpos d'água até o alcance máximo da zona saturada do solo, que dada a dinâmica dessa zona, aumenta a dificuldade de seu mapeamento. Diferentes métodos de modelagem e mapeamento das zonas ripárias foram desenvolvidos a partir de fatores topográficos e de condutividade do solo, simulando a resposta hidrológica da bacia a uma determinada chuva em modelos digitais (Simões, 2001), entretanto, na legislação brasileira, a zona ripária é estabelecida, na prática, conforme a largura da lâmina dos corpos d'água, sendo protegida como área de preservação permanente (Brasil, 1965). O uso dessa área é permitido em casos de utilidade pública, como obras de infraestrutura, ou no caso de interesse social, como no caso da pequena propriedade agrícola aliada às práticas de manejo sustentável (Brasil, 2000) as quais podem implementar a funcionalidade do sistema, diminuindo a contaminação dos corpos d'água por poluentes antropogênicos (Wallace, 1997).

Mas como avaliar a condição da zona ripária? No caso de toda a bacia, Mancini et al. (2005) avaliaram a condição da bacia de drenagem classificando o uso e cobertura do solo em 4 categorias avaliados com um índice de antropização. Esse índice foi correlacionando com a qualidade biológica da água, avaliada pela diversidade de invertebrados bentônicos. O escopo deste trabalho foi desenvolver um método unicriterial de avaliação da zona ripária com enfoque no uso do solo, avaliado com um índice de antropização adaptado e correlacionado com a qualidade físico-química da água corrente, considerando-se como zona ripária aquela estritamente estabelecida na legislação brasileira como área de preservação permanente ripária.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Este estudo foi realizado na área de influência da Floresta Nacional de Canela (Figura 1), uma área de proteção ambiental localizada na fitofisionomia denominada como floresta ombrófila mista, na bacia hidrográfica do rio Caí (veja Coelho (2008) para uma maior descrição), no período de julho de 2006 a junho de 2007. Limitou-se a análise a 8 sub-bacias, e respectivas zonas ripárias, da mesma região assim diminuindo-se as influências relacionadas às variáveis climáticas, edáficas e fitofisionômicas. As áreas das sub-bacias variaram de 20 a 592 ha, em que 37,5% eram menores a 50 ha, 37,5% com tamanho entre 50 e 100 ha, 12,5% com área de aproximadamente 200 ha e outros 12,5% com uma sub-bacia de 600 ha aproximadamente.

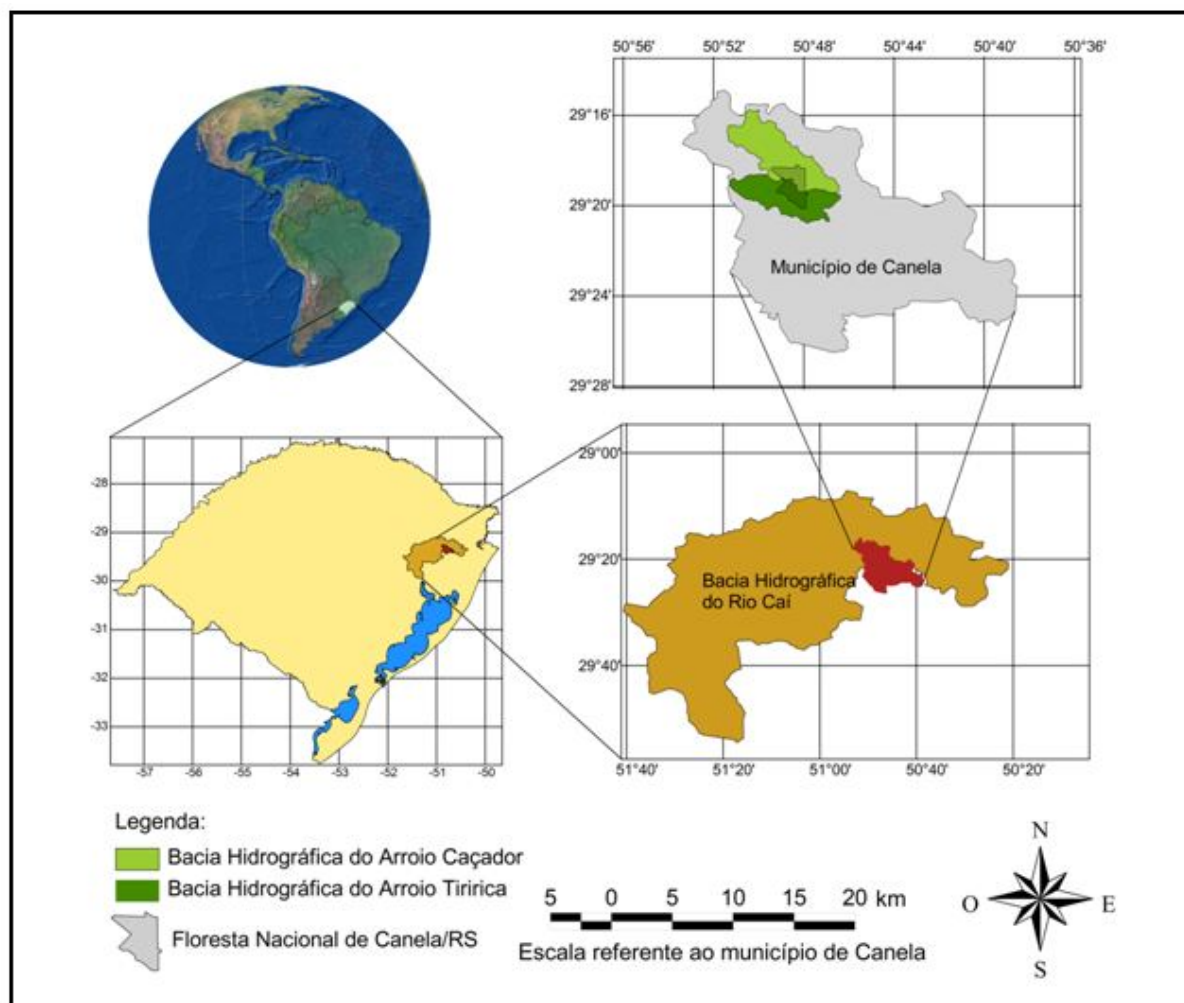


Figura 1. Mapa de localização das bacias hidrográficas do rio Caí, dos arroios Caçador e Tiririca e a situação da Floresta Nacional de Canela, no município de Canela (a escala na figura se refere ao município de Canela, no quadro superior direito).

As sub-bacias drenam áreas dentro da área protegida da Floresta Nacional e em áreas vizinhas que pertencem aos arroios Tiririca e Caçador, inseridos nas cabeceiras da bacia hidrográfica do rio Caí.

Para a obtenção dos dados de terreno que serviram para compor a base cartográfica, realizou-se a vetorização da carta do exército de Canela, Folha SH. 22-X-C-I-3, previamente georreferenciada com um RMS inferior a 0,5 pixel na escala 1:50.000 (Brasil, 1980). Na criação da base cartográfica foi utilizado o aplicativo CartaLinx (Clark Labs, 1999) por possibilitar, além da vetorização dos objetos, a criação de um banco de dados com atributos de qualificação e a delimitação da área das bacias hidrográficas considerando as curvas de nível encontradas na base cartográfica. Neste trabalho, o divisor topográfico foi considerado como o divisor de águas das bacias devido à dificuldade de determinar precisamente o divisor freático e porque somente em situações de rebaixamento do lençol subterrâneo, durante períodos de estiagem, é que o divisor freático distancia-se significativamente do topográfico (Villela e Mattos, 1975).

Para a identificação dos tipos predominantes de ocupação e uso do solo analisou-se uma imagem multiespectral do satélite LANDSAT-TM, ano base 2003, com resolução espacial de 30 metros e composição RGB 453. Essa imagem foi georreferenciada, utilizando-se o módulo RESAMPLE do *software* IDRISI (Clark Labs, 2003). No módulo RESAMPLE foram utilizados 12 pontos de controle retirados da base cartográfica. Esses pontos controle são compostos por pontos da base cartográfica facilmente identificáveis na imagem de satélite

como, por exemplo, entroncamentos de cursos d'água, entroncamentos de estrada e represamentos de água.

Nessa classificação, consideraram-se cinco categorias de ocupação e uso do solo: floresta nativa, floresta exótica, campo, agropecuária e área urbanizada. Classificaram-se as imagens pelo método manual, o que consistiu na interpretação visual dos alvos na tela do computador e na digitalização (Pinheiro e Kux, 2005). Realizou-se a vetorização das classes com o *software* CartaLinx e se calcularam as áreas de cada classe de ocupação do solo pelo módulo AREA do *software* IDRISI.

Utilizaram-se os dados da classificação do uso e ocupação do solo para a composição de um índice de antropização (Ia) para cada sub-bacia de drenagem, situadas a montante dos locais de amostragem de água. O índice de antropização utilizado é uma adaptação do índice utilizado por Mancini et al. (2005) e calculado conforme a seguinte equação:

$$Ia = \sum k_i p_i$$

Em que Ia é o índice de antropização, \sum indica o somatório de k_i , que é o coeficiente específico para cada categoria de uso e ocupação do solo, multiplicado por p_i , que é a frequência relativa da área de cada categoria. Atribuíram-se valores arbitrários para k considerando-se que quanto mais uma área sofre alteração antrópica, mais a vegetação difere de seu clímax e aumenta a taxa de escoamento superficial com o incremento na exportação de materiais (sedimentos, agrotóxicos, fertilizantes, água, detergentes) para os cursos d'água. Os valores de k apresentam uma proporcionalidade entre si em correspondência com os valores do coeficiente de escoamento superficial C estabelecido pela prefeitura de São Paulo (Wilken 1978 apud Tucci, 2002). Portanto os seguintes valores k foram atribuídos para as categorias de uso e ocupação do solo: 0,5 – áreas inundáveis; 1,0 – floresta nativa; 2,0 – floresta exótica; 3,0 – campos naturais; 4,0 – áreas de agropecuária; 5,0 – áreas urbanas ou industriais. Enquanto que o maior valor k foi estabelecido para as áreas urbanas e industriais, o menor valor foi atribuído para a ocupação de áreas inundáveis, pois essa é uma categoria de ocupação considerada como área de preservação permanente dada a sua importância no ciclo hidrológico (Brasil, 1965). Consideraram-se duas categorias distintas para a cobertura florestal nativa e outra para a floresta exótica por terem diferentes características de cobertura do solo ocasionando diferentes taxas de escoamento superficial. Na categoria floresta exótica, considerando-se somente a cobertura do solo, o escoamento é superior à floresta nativa, pois as práticas da silvicultura local utilizam uma maior densidade de árvores que diminuem a luminosidade no sub-bosque, principalmente no primeiro decênio de cultivo (Aussenac, 2000). O maior sombreamento ocasiona uma diminuição na cobertura do solo por plantas, principalmente das espécies de gramíneas que possuem a fotossíntese com o ciclo do ácido dicarboxílico C4, e estas requerem uma maior energia luminosa e temperatura para seu pleno desenvolvimento (Odum, 1988).

Caracterizou-se a faixa da área de preservação permanente (APP) ripária dos cursos d'água considerando-se como APP a área ao longo dos cursos d'água em uma faixa marginal desde o seu nível mais alto, com uma largura mínima de 30 metros, conforme a legislação federal (Brasil, 1965). Na referida legislação ambiental constam cinco classes de largura da faixa de preservação permanente ripária relacionadas à largura do curso d'água. Embora essa relação possa sub-dimensionar e em outros casos sobre-dimensionar a zona ripária, adotaram-se aqui os limites das zonas ripárias análogos aos limites das áreas de preservação permanente – APP da zona ribeirinha, que coincide com a faixa recomendada para a estabilidade do canal em cursos de pequena ordem (Rabeni, 1991 apud Large e Petts, 1992).

Em expedições a campo procedeu-se ao caminhamento de toda a extensão do curso d'água principal de cada sub-bacia, desde as nascentes até o exutório da respectiva sub-bacia, local de coleta de amostras de água. Em todo percurso, levantaram-se os dados de classes de

uso e ocupação do solo da faixa de APP de ambas as margens dos cursos d'água com uma resolução espacial de trechos de 10 m de largura por 10 m de extensão. Cada trecho foi georreferenciado com receptor GPS operado no sistema de referência UTM e datum horizontal Córrego Alegre, Minas Gerais. Toda a composição dos trechos foi plotada sobre a base cartográfica, e as respectivas características estruturadas em banco de dados para o cálculo de áreas e distâncias com o *software* CartaLinx. Analisou-se a ocupação e uso do solo com o uso do índice de antropização da APP ripária – Ia APP, analogamente à análise das sub-bacias. Inferiu-se a influência da zona ripária na qualidade da água correlacionando o Ia APP, calculado para cada curso d'água, com os respectivos índices de qualidade da água.

Avaliou-se a qualidade da água com o uso de um índice de qualidade da água composto pelos parâmetros potencial hidrogeniônico, saturação de oxigênio dissolvido, concentração de sólidos dissolvidos totais, concentração de sólidos solúveis totais e turbidez, além de parâmetros secundários como vazão, temperatura e condutividade. Coletaram-se amostras d'água em oito cursos que fluem na Floresta Nacional de Canela e seu entorno (Figura 2). Também considerou-se a interferência das variações climáticas sazonais na qualidade das águas correntes nessa região com coletas mensais durante o período de um ano (julho de 2006 a junho de 2007).

Para a elaboração de um índice de qualidade da água adaptou-se o Índice de Qualidade da Água – IQA desenvolvido pela NSF – National Sanitation Foundation (CETESB, 2007) e as equações utilizadas por Bendati et al.(2003), ajustando-se os pesos (Tabela 1) com o critério de um gradiente entre o ponto de controle *branco*, ou água sem contaminação antrópica (T8), e o ponto de controle *negro*, ou água mais poluída (T4). Apesar da utilização de um índice de qualidade apresentar perda de informação das variáveis individuais e da interação entre elas, as principais vantagens da utilização de um índice são a facilidade de interpretação com o público não técnico e o fato de representar uma média de diversas variáveis em um único número, combinando unidades de medidas diferentes em uma única unidade (CETESB, 2007). Utilizou-se o modelo de IQA com uma escala de 0 a 100, com a seguinte fórmula:

$$IQA = \prod qi^{wi}$$

Em que \prod é o símbolo do produtório; qi é a qualidade do i -ésimo parâmetro; w é o peso relativo do i -ésimo parâmetro; i é o número de ordem do parâmetro.

Tabela 1. Qualidade relativa (q) para cada parâmetro avaliado e peso relativo na composição do IQA local.

Parâmetro	Equação ajustada	Peso relativo
Oxigênio dissolvido (%)	$q = 2,982 + 0,338879 * OD + 0,0003415 * OD^3 - 3,094 * 10^{-6} * OD^4 + 2,6476 * 10^{-13} * OD^7$	0,30
Potencial hidrogeniônico (pH)	$q = \exp(-0,0131 * (pH)^3 + 2,5278 * 10^{-5} * \exp(pH) + 1,38718 * (\ln(pH))^3 - 1,871314 * \ln(\ln(pH)))$	0,13
Turbidez (UNT)	$q = \exp(4,567765 - 0,0209573 * (Turb.) + 4,1215 * 10^{-5} * (Turb.)^2 - 5,319846 * 10^{-8} * (Turb.)^3)$	0,26
Sólidos dissolvidos totais (mg.L ⁻¹)	$q = \exp(4,404 + 0,0011838 * SDT - 9,1605 * 10^6 * SDT^2 + 6,48885 * 10^{-9} * SDT^3)$	0,09
Sólidos suspensos totais (mg.L ⁻¹)	$q = 100 * \exp(-0,0579 * SST)$	0,22

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A interpretação das imagens e a delimitação das bacias hidrográficas e sub-bacias de drenagem demonstraram quatro categorias principais de uso e ocupação do solo: floresta nativa; agropecuária; floresta exótica e urbana (Tabela 2). A categoria referente a campo não foi identificada nessas sub-bacias, sendo que pequenas áreas de pastagens associadas às áreas de cultivo ficaram classificadas na categoria de agropecuária.

Tabela 2. Uso e ocupação do solo nas áreas das sub-bacias (SB) e nas áreas de preservação permanente ripárias (APP), e respectivos índices de antropização (Ia) e de qualidade da água (IQA).

Sub-bacia	Área	Áreas inundáveis (%)	Floresta nativa (%)	Floresta exótica (%)	Campos (%)	Agropecuária e desflorestamento (%)	Áreas urbanas (%)	Ia (0 a 5)	IQA (0 a 100)
C1	SB	0,0	48,8	51,2	0,0	0,0	0,0	1,5	84
	APP	0,0	100,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	
C2	SB	0,0	48,2	14,2	0,0	35,1	2,4	2,4	87
	APP	4,1	63,6	7,7	2,0	13,4	9,2	1,9	
T1	SB	0,0	47,9	23,9	0,0	6,4	21,8	2,3	81
	APP	15,2	44,3	10,3	7,2	7,8	15,3	2,0	
T2	SB	0,0	76,4	0,0	0,0	0,0	23,6	1,9	54
	APP	33,4	11,2	0,0	0,0	0,0	55,3	3,0	
T3	SB	0,0	21,6	0,0	0,0	0,0	78,4	4,1	59
	APP	43,4	25,7	0,0	1,3	3,8	25,8	2,0	
T4	SB	0,0	59,1	0,0	0,0	0,0	40,9	2,6	41
	APP	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	100,0	5,0	
T5	SB	0,0	57,4	0,0	0,0	0,0	42,6	2,7	73
	APP	9,5	8,3	9,1	40,1	0,0	32,9	3,2	
T8	SB	0,0	58,7	41,3	0,0	0,0	0,0	1,4	87
	APP	0,3	0,0	99,7	0,0	0,0	0,0	2,0	
Total	SB	0,0	44,6	18,3	0,0	21,6	15,5	2,5	71
	APP	12,0	45,7	10,9	6,7	6,3	18,5	2,1	

A categoria de uso e ocupação do solo *floresta nativa* inclui a floresta ombrófila mista em diferentes estágios sucessionais assim como as clareiras e banhados. Essa é a ocupação predominante nas sub-bacias (Figura 2), cobrindo 44,6% dos 1.107 ha da área total (Tabela 2).

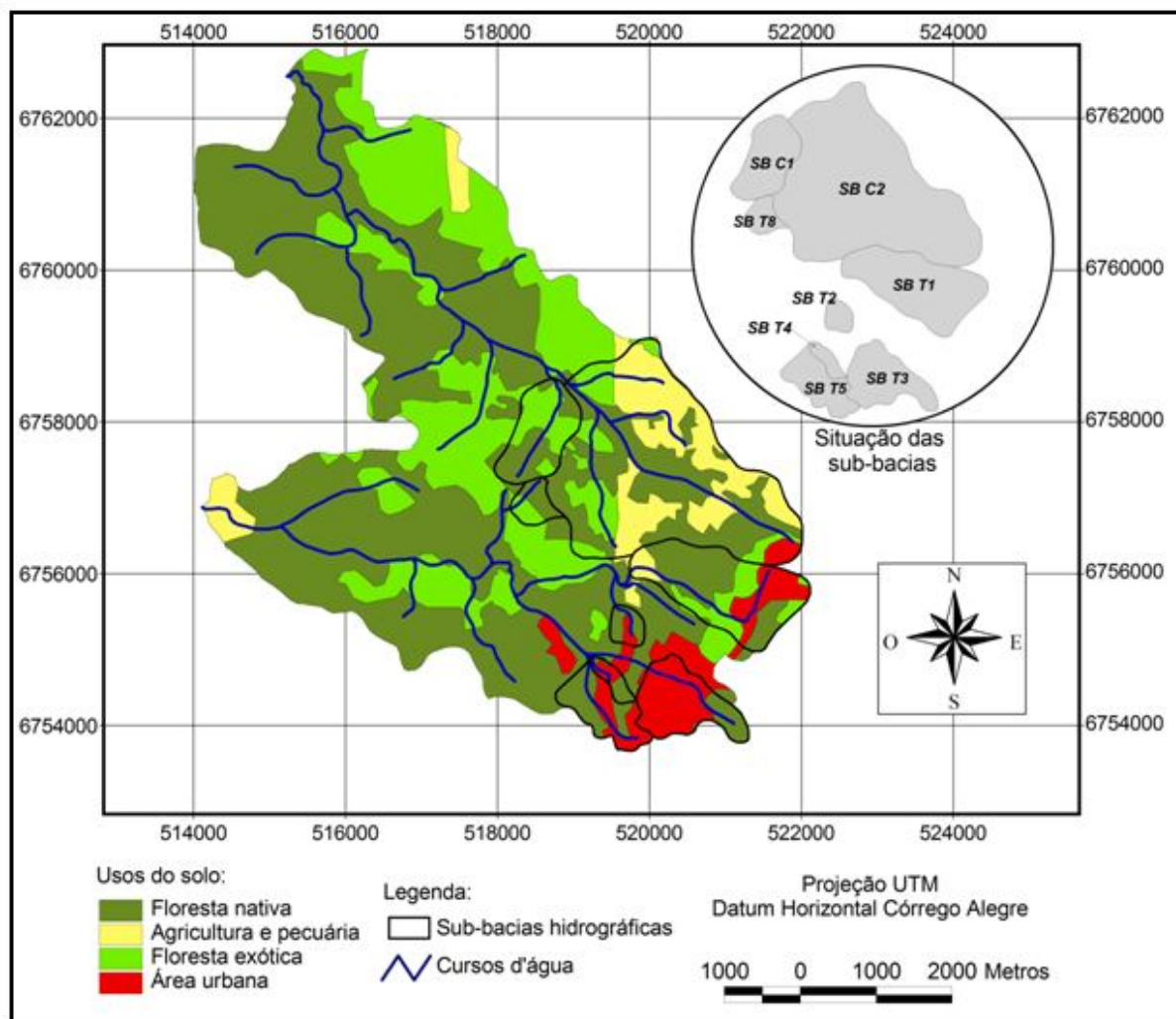


Figura 2. Uso e ocupação do solo nas sub-bacias hidrográficas dos arroios Caçador e Tiririca.

As áreas de florestas nativas, em decorrência de uma maior cobertura do solo e maiores taxas de infiltração e retenção da água das chuvas, possuem um coeficiente de escoamento superficial C menor que as demais categorias, quando consideramos textura de solo e declividades similares (Tucci, 2002). O menor escoamento superficial terá consequências sobre a qualidade da água, pois diminui a erosão e lixiviação do solo na bacia e a erosão no próprio leito do curso d'água em decorrência das menores vazões. Os maiores coeficientes de escoamento superficial são encontrados na categoria agropecuária, predominante nas nascentes da bacia hidrográfica do arroio Caçador, e na categoria áreas urbanas, que predomina nas áreas das nascentes da bacia hidrográfica do arroio Tiririca.

A sub-bacia C1, com 96,8 ha, é uma das sub-bacias avaliadas com cobertura florestal em 100% de sua área, estando composta por 48,8% de florestas nativas e 51,2% de florestas exóticas. A diminuição no desenvolvimento das gramíneas, como as taquaras da espécie *Guadua tagoara* existentes na área (Ramos et al., 2008), e uma cobertura do solo composta predominantemente por acículas, aumentam a taxa de escoamento superficial, sendo essa taxa maior que a encontrada na floresta nativa em decorrência da diversidade de ocupação do solo observada no sub-bosque.

A sub-bacia C2 é composta por 592,3 ha da bacia hidrográfica do arroio Caçador que apesar de apresentar quase a metade de sua área com cobertura florestal nativa (48,2%) e mais 14,2% de cobertura florestal exótica, possui 35,1% de áreas agrícolas e 2,4% de áreas urbanizadas. As áreas agrícolas estão localizadas principalmente nas áreas mais planas localizadas a montante e utilizadas principalmente com cultivo de macieiras. As áreas com

fruticultura são áreas agrícolas que possuem baixas taxas de erosão do solo dado o inexistente revolvimento do solo, mas podem comprometer a qualidade da água principalmente pela lixiviação de fertilizantes e agrotóxicos.

Já o uso e ocupação do solo nas APP ripárias resultaram em um maior detalhamento do que a caracterização da ocupação do solo nas sub-bacias, pois o método de levantamento de dados a campo permitiu que fossem observados os usos de solo em áreas pequenas de até 10 m² (1 x 10).

O curso C1, com uma extensão total de 1.478 m e uma área de APP com 8,87 ha apresentou dentre as áreas avaliadas a melhor situação, com um índice de antropização de 1,0, o menor valor entre as áreas avaliadas, em uma escala que vai de 0,5 a 5,0. Isso decorre que toda a APP é composta por mata nativa preservada. A maior declividade desse curso propicia uma maior velocidade de escoamento no canal, o que faz com que prepondere o processo de transporte de material sobre o processo de sedimentação, determinando um leito rochoso.

Já o curso C2, que teve a maior extensão entre os cursos avaliados (3.800m) onde se observou grande diversidade de usos de solo na APP, e a mata nativa como a ocupação predominante. Os principais usos conflitantes encontrados foram a urbanização e as áreas desmatadas que compreendem 22% da área levantada e se concentram na região de nascentes. As alterações da zona da APP e do próprio leito provocam a perda e a degradação de habitats, fatores relevantes que ameaçam a biodiversidade dos cursos (Muotka e Laasonen, 2002).

O curso T1 tem uma extensão total 2.491 m e sua área de APP totaliza 14,94 ha, apresenta grande diversidade de usos na faixa de APP, todas as classes utilizadas no levantamento tiveram representação nesse curso. A classe de mata nativa foi predominante em 44% da área ribeirinha, e a área de banhados se iguala à área urbanizada em 15% cada. Dessa maneira, o somatório das classes floresta nativa e banhados compreendem 59% das áreas naturais ao longo desse curso d'água.

Para o curso T2, obteve-se um Ia APP de 3,0 muito parecido com o obtido para o curso T5 (Ia APP = 3,2), mas existiram diferenças na qualidade da água com um IQA de 54 para o T2 e IQA 73 para o T5. Essas diferenças possivelmente estão relacionadas às diferentes composições de áreas urbanas.

O curso d'água T3 tem 1.403 m de extensão formada por 70% de áreas naturais (mata nativa, campo e banhado) e 26% de áreas urbanas, determinando uma qualidade de água intermediária (IQA = 59). O curso d'água T4 tem 421 m de extensão e área total de APP de 2,52 ha, apresenta dentre as APP avaliadas a pior situação. Toda sua extensão apresenta urbanização e o leito está confinado em tubulações, recebendo efluentes das residências de entorno e sem quedas d'água que promovam a aeração propícia para a autodepuração.

Quanto ao curso d'água T8, este tem um comprimento de 647 m e uma APP com 3,88 ha coberta com floresta exótica (*Pinus sp*) com mais de 30 anos de cultivo, o que permitiu o desenvolvimento de um sub-bosque com regeneração da mata nativa em 100% da área ripária. Observamos que áreas vegetadas com gramíneas, características da classe *campos*, e frequentes na área ripária do curso T5, são menos eficientes que as áreas florestadas na redução das concentrações de alguns poluentes como os nitratos. A restauração dessas áreas com árvores e arbustos é essencial para melhorar a qualidade da água corrente (Osborne e Kovacic, 1993).

O desenvolvimento de florestas na área ripária, funcionando como área tampão, tem sido muito recomendado para implementar a qualidade da água superficial, mas também há alguns autores que verificaram que algumas composições de arbustos e gramíneas foram eficientes na melhoria da qualidade da água em faixas estreitas de apenas 8 m, principalmente quando aliadas a incrementos na taxa de infiltração (Mankin et al., 2007). Estudos que avaliem a eficiência de outras formações e estruturas da vegetação ciliar são importantes pois podem possibilitar o uso sustentável dessas áreas.

A elaboração de um índice de qualidade da água adaptado a um menor número de parâmetros monitorados e à situação local resultou em um IQA máximo para os cursos T8 (ponto controle) e C2 (arroyo Caçador) ambos com IQA = 87, denotando uma classificação de qualidade boa (TABELA 2). O arroyo Caçador (C2) é o que apresenta o maior índice de qualidade da água (IQA= 87,4), pouco superior ao córrego T8 (IQA= 87,2), em decorrência da baixa concentração média de sólidos suspensos totais ($6,5 \text{ mg.L}^{-1}$), baixa turbidez média de 5,10 UNT, pequena concentração de sólidos dissolvidos média (10 mg.L^{-1}) e pela alta saturação de oxigênio dissolvido (94,45%).

Encontrou-se o valor mínimo para o curso T4 com IQA = 41, correspondendo a uma qualidade ruim, conforme as faixas de qualidade de água para o IQA do NSF. O córrego T4 é o que apresenta o mais baixo índice de qualidade da água, em decorrência da alta concentração de sólidos suspensos totais média ($29,3 \text{ mg.L}^{-1}$), alta turbidez média de 39,61 UNT, alta concentração de sólidos dissolvidos média (100 mg.L^{-1}) e baixa saturação de oxigênio dissolvido média (58,22%).

Uma maior densidade de quedas d'água e maiores alturas das quedas, provavelmente, são os fatores determinantes no aumento da concentração do oxigênio dissolvido e a autodepuração no arroyo Caçador – C2 (Coelho, 2008). O maior peso dado ao parâmetro OD contribuiu para que esse arroyo se equivalesse à qualidade da água do ponto de controle T8, que é o córrego que flui uma água límpida em um canal sombreado e com poucas quedas, fatores que não favorecem uma maior concentração de OD. Diferentes autores têm demonstrado a influência das cascatas naturais no processo de reaeração das águas dos córregos (Von Sperling, 1996; Giansante, 1997; Butts e Evans, 1984), onde além da velocidade e turbulência do fluxo (Giansante, 1985; Kucukali e Cokgor, 2006), um dos componentes principais no processo de reaeração mais evidenciado é a altura da queda d'água. Para uma futura adequação do índice ao local sugere-se que seja dado um menor peso para o parâmetro OD, e um aumento na ponderação dos parâmetros SDT e turbidez.

Quando se testou a correlação (regressão polinomial de 2ª ordem) existente entre o índice de antropização das bacias de drenagem – Ia SB com o índice de qualidade da água – IQA, encontrou-se um R^2 igual a 0,23 (Figura 3), demonstrando uma correlação negativa entre ambas variáveis. Quando se correlacionou o índice de qualidade da água – IQA, com o índice de antropização da área de preservação permanente – Ia APP, localizada às margens dos cursos d'água, verificou-se uma alta correlação, chegando a um R^2 superior a 0,64. Não obstante as limitações dos métodos empregados para o cálculo do IQA e o pequeno número de cursos d'água analisados, a correlação do IQA com o Ia SB é inferior à correlação com o Ia APP ($(R^2= 0,23) < (R^2= 0,64)$), donde depreendemos que o uso e ocupação do solo da APP ripária é preponderante sobre a ocupação do solo na bacia de drenagem na variação da qualidade da água, o que condiz com a ênfase dada às limitações de uso das áreas ribeirinhas pela legislação ambiental (Brasil, 1965).

Em um índice de antropização composto por 60% do Ia APP e 40% do Ia SB encontramos a maior correlação polinomial com o Índice de Qualidade da Água ($R^2 = 0,73$), demonstrando que apesar de o uso e ocupação da APP ripária ter a maior influência na qualidade da água, também o uso dado na bacia de drenagem possui um grau de interferência nessa qualidade.

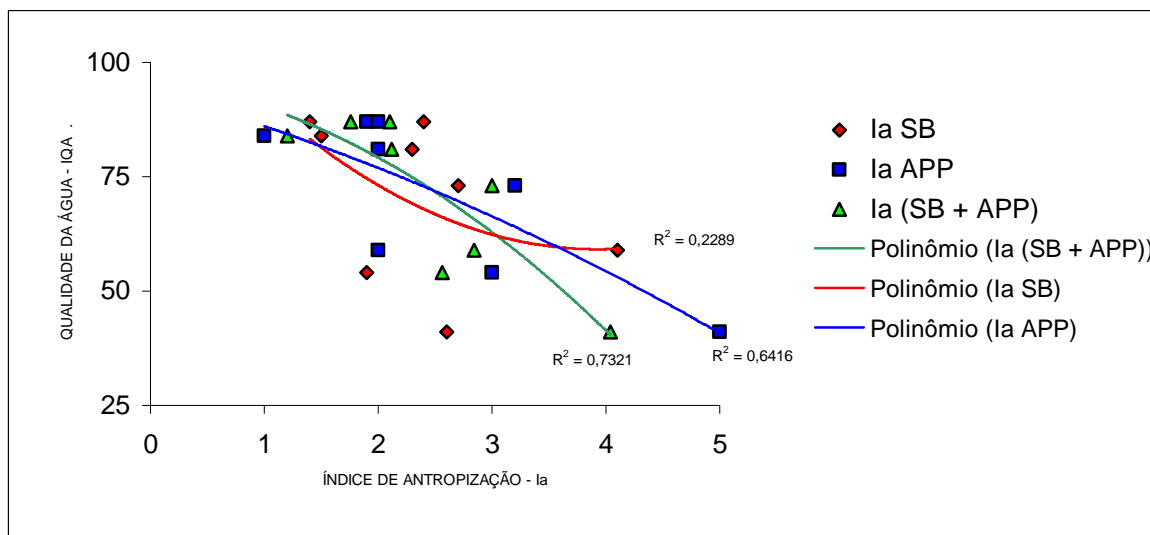


Figura 3. Diagrama de dispersão com as linhas de tendência das correlações entre os índices de antropização - Ia das sub-bacias (vermelho), Ia das APP ripárias (azul) e composto por ambas (verde), com o índice de qualidade da água (n = 8; regressões polinomiais de 2ª ordem).

Salienta-se que os resultados encontrados não permitem afirmar que a largura da APP ripária de 30 metros é a mais adequada, pois a largura mais adequada irá depender do enfoque da conservação, Large e Petts (1992) citam várias larguras de zonas ripárias tampão, recomendadas conforme diferentes propósitos, com valores desde 2 m até 200 m, e as correlações realizadas estão restritas à qualidade da água, desconsiderando-se outros indicadores ambientais como a situação de ocupação do solo imediatamente além da largura da APP, a conectividade biológica e a diversidade de habitats.

Para o aperfeiçoamento do método, supõe-se que o uso de uma melhor resolução da imagem, um maior número de unidades amostrais e a consideração da distância relativa de cada trecho da APP ao local de amostragem da água, podem permitir uma maior acurácia na sentença de conclusões. No modelo utilizado, por exemplo, não está considerado que a proximidade de um banhado pode exercer uma maior influência na qualidade da água do que quando localizado distante ou a montante de uma zona urbanizada, mas, por outro lado, o enfoque macroecológico do método utilizado, incorpora muitas variáveis não mensuradas, resultando numa simplificação da análise ambiental.

4. CONCLUSÕES

Não se observou a interferência da variação climática sazonal na qualidade da água, mas constatou-se que a qualidade físico-química da água é preponderantemente influenciada pelas características de ocupação do solo da zona ripária em comparação com a influência da ocupação da respectiva bacia de drenagem.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a cooperação da equipe de profissionais da Floresta Nacional de Canela – ICMBio (Ewerton Ferraz, Paulo Rossi, Lourdes Tomazi, Lourdes Lawarenz, Rita Goulart e Helena Groulke) e ao IBAMA pela concessão de licença de capacitação profissional ao primeiro autor para realização desta pesquisa.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AUSSENAC, G. Interactions between forest stands and microclimate: ecophysiological aspects and consequences for silviculture. *Annals of Forest Science*, Versailles, v. 57, p. 287 – 301, 2000.
- BARRELA, W.; PETRERE JR., M.; SMITH, W. S.; MONTAG, L. F. As relações entre as matas ciliares, os rios e os peixes. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. *Matas ciliares: conservação e recuperação*. São Paulo: FAPESP, 2000. p. 187-208.
- BENDATI, M. M.; SCHWARZBACH, M. S. R.; MAIZONAVE, C. R. M.; ALMEIDA, L. B.; BRINGHENTI, M. L. Avaliação da qualidade da água do Lago Guaíba. *Rev. Ecos Pesquisa*, Porto Alegre, v. 4, n. 7, p. 34, 2003.
- BERKMAN, H. E.; RABENI, C. F. Effect of siltation on stream fish communities. *Environmental Biology of Fishes*, v. 18, n. 4, p. 285-294, 1987.
<http://dx.doi.org/10.1007/BF00004881>
- BRASIL. Lei federal nº 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o novo Código Florestal, alterado pela Lei 7.803, de 18 de julho de 1989. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 16 de setembro de 1965.
- BRASIL. Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001. Altera os arts. 1º, 4º, 14, 16 e 44, e acresce dispositivos à Lei no 4.771, de 15 de setembro de 1965, que institui o Código Florestal, bem como altera o art. 10 da Lei no 9.393, de 19 de dezembro de 1996, que dispõe sobre o Imposto sobre a Propriedade Territorial Rural - ITR, e dá outras providências. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 19 de julho de 2000.
- BRASIL. Ministério do Exército. Diretoria de Serviço Geográfico. *Cartas topográficas de Canela*. Brasília: Departamento de Engenharia e Comunicações, 1980. Folha SH. 22-X-C-I-4 MI - 2954/3.
- BUTTS, T. A.; EVANS, R. L. Small stream channel dam aeration characteristics. *Journal of Environmental Engineering*, v. 110, p. 728 – 735, 1984.
[http://dx.doi.org/10.1061/\(ASCE\)0733-9372\(1984\)110:3\(733\)](http://dx.doi.org/10.1061/(ASCE)0733-9372(1984)110:3(733))
- COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. *Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2006*. São Paulo: CETESB, 2007. 2 v. (Série Relatórios / Secretaria de Estado do Meio Ambiente, ISSN 0103-4103).
- CLARK LABS. *CartaLinx Software: the spatial data builder*. Versão 1.2. Worcester: Clark Labs, 1999.
- CLARK LABS. *Idrisi Software: the Kilimanjaro edition*. Versão 14.01. Worcester: Clark Labs, 2003.
- COELHO, R. C. T. P. *Avaliação das bacias hidrográficas dos arroios Caçador e Tiririca na Floresta Nacional de Canela, com ênfase na qualidade da água e ocupação do solo das áreas de preservação permanente ripárias*. 2008. 128 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2008.

COELHO, R. C. T. P.; BUFFON, I.; GUERRA, T. Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água: um método para avaliar a importância da zona ripária. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 104-117, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.177](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.177))

FRANCISCO, C. E. S.; COELHO, R. M.; TORRES, R. B.; ADAMI, S. F. Análise multicriterial na seleção de bacia hidrográfica para a recuperação ambiental. **Ciência Florestal**, v. 18, n. 1, p. 1 – 13, 2008.

GIANSANTE, A. E. **A influência do índice de turbulência no valor do coeficiente de reaeração dos cursos d'água**. 1985. Dissertação (Mestrado em Hidráulica e Saneamento) - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, 1985.

GIANSANTE, A. E. Avaliação da capacidade de autodepuração do ribeirão Jacaré, Itatiba, São Paulo. In: CONGRESSO DA ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE ENGENHARIA SANITÁRIA- ABES, 18., setembro 1997, Foz do Iguaçu. **Anais...** ABES: Foz do Iguaçu, 1997.

JACOMINE, P. K. T. Solos sob matas ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: FAPESP, 2000. p. 27-32.

KUCUKALI, S.; COKGOR, S. Aeration performance of a hydraulic jump. In. WORLD ENVIRONMENTAL AND WATER RESOURCES CONGRESS, May 21-25, 2006, Omaha. **Proceedings...** Omaha: Randall Graham; ASCE, 2006.

LARGE, A. R.; PETTS, G. E. Rehabilitation of river margins. Chap. 21. In: CALOW, P.; PETTS, G. E. (Eds.). **The river handbook hidrological and ecological principles**. Oxford: Balckwell Scientific Publications, 1992. p. 401-418.

LIKENS, G. E. An experimental approach for the study of ecosystems. **Journal of ecology**, v. 73, p. 381 – 396, 1985.
<http://dx.doi.org/10.2307/2260481>

LIMA, W. P.; ZÁKIA, M. J. B. Indicadores hidrológicos em áreas florestais. **Série Técnica IPEF**, Piracicaba, v. 12, n. 31, p. 53 – 64, 1998.

LOTSPEICH, F. B. Watersheds as the basic ecosystem: this conceptual framework provides a basis for a natural classification system. **Water Resources Bulletin**, v. 16, n. 4, p. 581-586, 1980.

MANCINI, L.; FORMICHETTI, P.; ANSELMO, A.; TANCIONI, L.; MARCHINI, S.; SORACE, A. Biological quality of running waters in protected areas: the influence of size and land use. **Biodiversity and Conservation**, n. 14, p. 351-364, 2005.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10531-004-5355-8>

MANKIN, K. R.; NGANDU, D. M.; BARDEM, C. J.; HUTCHINSON, S. L.; GEYER, WAYNE A. Grass-shrub riparian buffer removal of sediments, phosphorus and nitrogen from simulated runoff. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 43, n. 5, p. 1108 – 1116, 2007.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00090.x>

METZGER, J. P.; BERNACCI, L. C.; GOLDENBERG, R. Pattern of tree species diversity in riparian forest fragments of different widths (SE Brazil). **Plant Ecology**, v. 133, p. 135 – 152, 1997.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1009791831294>

MUOTKA T.; LAASONEN, P. Ecosystem recovery in restored headwater streams: the role of enhanced leaf retention. **Journal of Applied Ecology**, v. 39, p. 145 – 156, 2002.
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00698.x>

COELHO, R. C. T. P.; BUFFON, I.; GUERRA, T. Influência do uso e ocupação do solo na qualidade da água: um método para avaliar a importância da zona ripária. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 104-117, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.177](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.177))

ODUM, E. **Fundamentos de ecologia**. 4. ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1988. 403 p.

OSBORNE, L. L.; KOVACIC, D. A. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. **Freshwater Biology**, v. 29, n. 2, p. 243 – 258, 1993.

<http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.1993.tb00761.x>

PINHEIRO, E. S.; KUX, H. J. H. Dados do satélite QUICKBIRD para o mapeamento do uso e cobertura da terra numa seção da Mata Atlântica no Estado do Rio Grande do Sul. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais...** São José dos Campos: INPE, 2005. p. 4509 – 4516.

RAMOS, A. J. K.; MALUF, R. W.; BOCHESE, C. A.; VELLOSO, C. C.; SOARES, M. A.; PAULUS, G. et al. **Plantas com potencial medicinal na Floresta Nacional de Canela e comunidades do entorno, Canela, Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: EMATER/ASCAR, 2008. 90 p.

RODRIGUES, R. R. Uma discussão nomenclatural das formações ciliares. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. São Paulo: FAPESP, 2000. p. 91-100.

SIMÕES, L. B. **Integração entre um modelo de simulação hidrológica e sistema de informação geográfica na delimitação de zonas tampão ripárias**. 2001. 171 p. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2001.

TUCCI, C. E. M. Vazão máxima e hidrograma de projeto. In: **Hidrologia: ciência e aplicação**. 3. ed. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul / ABRH, 2002. p. 527 - 568.

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

VON SPERLING, M. Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos. In: **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996. 243 p. V. 1.

WALLACE, J. B.; EGGERT, S. L.; MEYER, J. L.; WEBSTER, J. R. Multiple trophic levels of a forest stream linked to terrestrial litter inputs. **Science**, v. 277, p. 102-104, 1997. <http://dx.doi.org/10.1126/science.277.5322.102>

WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT. **Our common future**. Oxford: Oxford University Press, 1987.



ISSN = 1980-993X – doi:10.4136/1980-993X

www.ambi-agua.net

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

Tel.: (12) 3625-4212



Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil (doi:10.4136/ambi-agua.178)

Anderson Nascimento do Vasco¹; Fábio Brandão Britto¹; Ana Paula Sousa Pereira¹; Arisvaldo Vieira Mélo Júnior²; Carlos Alexandre Borges Garcia³; Luis Carlos Nogueira⁴

¹Programa de Pós-Graduação em Agroecossistema, Universidade Federal de Sergipe - UFS
E-mail: anderovasco@yahoo.com.br; brandaobritto@hotmail.com; bioanap_va@hotmail.com

²Departamento de Engenharia Hidráulica da Universidade de São Paulo - USP
E-mail: arimello@gmail.com

³Departamento de Química da Universidade Federal de Sergipe - UFS
E-mail: carlosabgarcia@hotmail.com

⁴Embrapa Cocais e Planícies Inundáveis - EMBRAPA
E-mail: lcnogueira@gmail.com

RESUMO

A dinâmica de uso e ocupação do solo na sub-bacia hidrográfica do rio Poxim, em Sergipe, é fator determinante para o comprometimento da qualidade das suas águas. Este estudo teve o objetivo de avaliar a qualidade da água associado com aspectos relacionados ao uso e ocupação do solo, em quatro diferentes estações de monitoramento no período chuvoso e seco. Os parâmetros avaliados foram pH, OD, DBO, DQO, turbidez, Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrito e nitrato, no período de julho de 2009 a junho de 2010. As amostras de água foram coletadas em quatro estações de monitoramento (E1, no rio Poxim-Mirim; E2, no rio Poxim-Açu; E3, no rio Poxim, próxima à confluência dos dois afluentes citados; e E4, no ponto de captação para abastecimento público da Companhia de Saneamento de Sergipe) e analisadas no Laboratório de Química Analítica da Universidade Federal de Sergipe (UFS). Os resultados foram comparados aos padrões brasileiros de qualidade para as águas doces (Classe 2), conforme a Resolução CONAMA n° 357/2005. DBO e DQO mostraram maior aporte de matéria orgânica, na estação E3. OD apresentou valores críticos nas quatro estações. Os nutrientes nitrogênio e fósforo apresentaram maiores concentrações nas estações E1 e E2 (parte alta da sub-bacia, com características agrícolas). A parte baixa da sub-bacia apresentou uma elevada degradação da qualidade da água devido ao processo de urbanização. Os parâmetros estudados indicam a baixa qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim e a necessidade de adoção de medidas mitigatórias apropriadas.

Palavras-chave: Monitoramento ambiental; recursos hídricos; qualidade da água.

Assessing the spatial and temporal water quality in the sub-basin of the Poxim river, Sergipe state, Brazil

ABSTRACT

The dynamics of the land use and cover in the Poxim river basin, in Sergipe, Brazil, is a determinant factor for reducing the superficial water quality. This study aimed to identify aspects of water quality related to the land use and cover in four different monitoring stations, in the rainy and dry season. The monitored parameters were pH, DO, BOD, COD, turbidity, total dissolved solids (TDS), total phosphorus, ammonia, nitrite and nitrate, between July 2009 and June 2010. Water samples were collected at four monitoring stations (E1, in the Poxim-Mirim River; E2, in the Poxim-Açu River; E3, in the main river, near the confluence

of the two tributaries; and E4, at the Sanitation Company of Sergipe State water supply intake) and analyzed at the Laboratory of Analytical Chemistry of the Federal University of Sergipe State. The results were compared with Brazilian standards for fresh water quality (Class 2), according to CONAMA Resolution nº 357/2005. BOD and COD showed a higher input of organic matter in the monitoring station E3. OD values were critical in all four stations. The nutrients nitrogen and phosphorus had higher concentrations at stations E1 and E2 (upper basin, with agricultural practices). In the lower basin, there is a considerable deterioration of water quality, possibly due to the urbanization process. The studied parameters indicate the low quality of water in the Poxim River basin and the need to adopt appropriate mitigation measures.

Keywords: Environmental monitoring; water resources; water quality.

1. INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, vários estudos têm sido realizados com o intuito de investigar os problemas relacionados com a redução da qualidade da água para o abastecimento público, lazer, irrigação, entre outros, levando a identificação das fontes poluidoras, bem como a elaboração de propostas para o seu controle (Franco e Hernandez, 2009; Silva et al., 2009; Rocha et al., 2010).

A crescente contaminação dos recursos hídricos, causada por diversas fontes, dentre as quais se destacam os efluentes domésticos, os efluentes industriais e a carga difusa urbana e agrícola, vem comprometendo o uso desses recursos para os seus diversos fins. Cada uma dessas fontes possui características próprias quanto aos poluentes. A poluição das águas por efluentes domésticos e industriais é uma das maiores causas da redução na qualidade da água, aumentando os custos de tratamento para consumo humano. Dessa forma, a avaliação e o monitoramento da água são fundamentais para acompanhar o comportamento dos parâmetros físico-químicos, além de fornecer subsídios para avaliar as condições do manancial e contribuir com informações para tomada de decisões no gerenciamento dos recursos hídricos (Figueirêdo, 2008).

O estudo em áreas de bacias hidrográficas urbanas e rurais é imprescindível quando se busca o equilíbrio entre a exploração de recursos naturais e sustentabilidade ambiental. O processo evolutivo de ocupação de tais áreas se manifesta de maneira desordenada, impulsionado pelo crescimento acelerado da população, expansão das áreas agrícolas e intensa urbanização. Isso traz graves e irreversíveis modificações ambientais na dinâmica natural dos ecossistemas associados a essas áreas (Melo Neto et al., 2008; Silva et al., 2006).

Esse problema pode ser observado em diversas bacias hidrográficas, indicando a necessidade de estudos integrados que contemplem a compreensão do funcionamento básico dessas bacias, e gerando subsídios para programas de monitoramento da qualidade da água em recursos hídricos localizados próximos a centros urbanos.

Sabe-se que as alterações nas características das águas superficiais estão relacionadas ao uso e à ocupação do solo da sua bacia hidrográfica de drenagem, com a cobertura vegetal e, principalmente, com os diversos tipos de ação antrópica existente (Pedroso et al., 1988; Araújo, 2000). Para uma melhor compreensão dos ecossistemas aquáticos, é preciso avaliar a bacia hidrográfica, de forma integrada, buscando entender a interação entre os ambientes aquáticos e terrestres.

Nesse contexto, insere-se a importância do estudo na sub-bacia do rio Poxim, por apresentar as principais características inerentes aos cursos d'água que têm seu curso principal localizado em áreas de regiões metropolitanas e em áreas agrícolas, elevada concentração de poluentes domésticos e industriais, ausência quase que completa da vegetação ciliar, grandes extensões de culturas agrícolas, assoreamento em diversos trechos, desde a nascente até a foz, e fauna aquática reduzida. O que caracteriza, geralmente, tais

regiões é a evidente deficiência nas estruturas operacionais de oferta dos serviços de saneamento básico e a limitada ou completa inexistência da aplicação da legislação que norteia a gestão integrada dos recursos hídricos.

Atualmente, a sub-bacia hidrográfica do rio Poxim, que faz parte da bacia do rio Sergipe, está inserida na área metropolitana de Aracaju, e vem apresentando, ao longo da última década, intenso processo de ocupação, em grande parte desordenada, trazendo intervenções que afetam o meio ambiente. Esses impactos ambientais provocam uma grave diminuição na oferta hídrica, causada pelo decréscimo da vazão do rio e pelo aumento da poluição, comprometendo a sua qualidade para abastecimento público (Silva et al., 2004).

O rio Poxim, que no passado contribuiu com 70% do abastecimento público de Aracaju, passou a fornecer apenas 30%, havendo perspectivas de diminuir ainda mais esse percentual. O crescimento populacional e a expansão do parque industrial do Estado de Sergipe, que se concentra no entorno da bacia, têm ocasionado o acréscimo progressivo na demanda de água (Silva et al., 2004).

O conhecimento das condições atuais das características físico-químicas da água na sub-bacia hidrográfica do rio Poxim, e sua comparação com estudos anteriores e com outros ambientes em condições similares permitirão identificar os problemas prioritários para o desenvolvimento de alternativas de solução e de recuperação.

O presente trabalho teve por objetivo analisar os parâmetros físico-químicos da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim relacionando o uso e a ocupação do solo com possíveis interferências na qualidade da água, visando contribuir com informações úteis para a gestão dos recursos hídricos dessa sub-bacia hidrográfica.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Descrição da área

O Estado de Sergipe é constituído por 75 municípios, possui uma área total de 22.050 km², com seis bacias hidrográficas que apresentam cenários distintos quanto aos recursos hídricos. Todas as bacias hidrográficas do Estado apresentam zonas com clima do semiárido, do agreste (área de transição) e do litoral. Essa diversidade climática acarreta diferentes condições de armazenamento de seus recursos hídricos (Lucas et al., 2010).

A sub-bacia hidrográfica do rio Poxim está situada entre as coordenadas geográficas 11°01' e 10°47' de latitude sul e 37°01' e 37°24' de longitude oeste, faz parte da bacia do rio Sergipe e está inserida na região metropolitana da Grande Aracaju. Dos nove municípios que compõem a região metropolitana de Aracaju, cinco deles têm seu território total ou parcialmente dentro da área de abrangência da sub-bacia hidrográfica: Aracaju, São Cristóvão, Nossa Senhora do Socorro, Laranjeiras e Itaporanga D'Ajuda. A única exceção é o município de Areia Branca, que tem parte de seu território dentro da área da sub-bacia hidrográfica do rio Poxim, mas não integra a supracitada região metropolitana (Sergipe, 2004).

2.2. Definição dos pontos de amostragem

As amostras de água foram coletadas em quatro estações distribuídas ao longo da sub-bacia hidrográfica do rio Poxim. A localização dos pontos de amostragem está indicada na Figura 1. A estação E1 está situada no afluente rio Poxim-Mirim, a estação E2 no afluente rio Poxim-Açu, as estações E3 e E4 estão localizadas no leito principal do rio Poxim, sendo que a E3 está localizada próxima à confluência dos rios Poxim-Mirim e Poxim-Açu e a E4 localiza-se no ponto de captação para abastecimento público da DESO (Companhia de Saneamento de Sergipe).

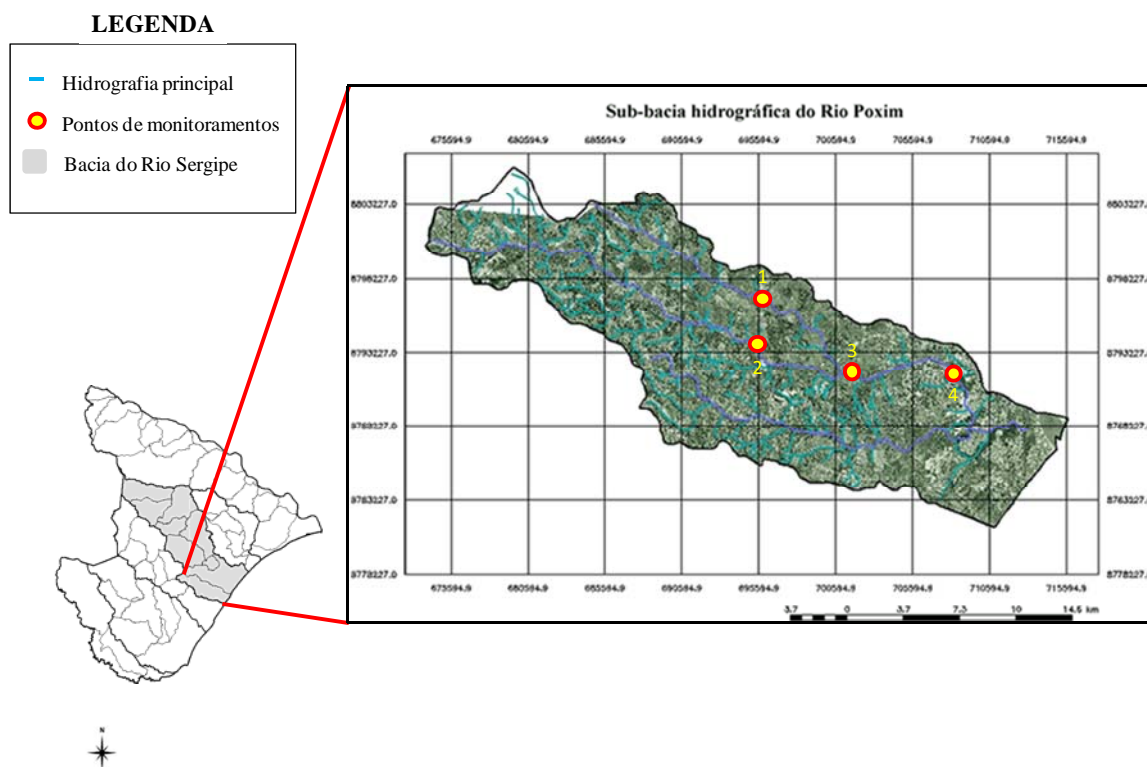


Figura 1. Estações de amostragem de água e determinação da vazão na sub-bacia hidrográfica do rio Poxim, bacia do rio Sergipe, região metropolitana de Aracaju, Sergipe.

Fonte: Sergipe (2004).

As estações de amostragem foram definidas de acordo com as características locais e suas possíveis interferências na qualidade dos recursos hídricos. Com isso, torna-se possível compreender a relação entre o uso e a ocupação do solo da bacia hidrográfica na qualidade da água.

2.3. Coleta dos dados

Foram realizadas 12 campanhas mensais de amostragem no período de julho de 2009 a junho de 2010, em cada estação de monitoramento, totalizando um ano completo de dados. As amostras de água foram coletadas na camada superficial, utilizando os procedimentos de coleta e conservação, seguindo os padrões de higiene e controle de amostragem descrita por Agudo (1987) e Macêdo (2003). As análises obedeceram às metodologias descritas no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005), Tabela 1.

Tabela 1. Resumo da metodologia analítica adotada (APHA, 2005).

Parâmetros	Metodologia	(Standart Methods)
pH	Método eletrométrico	4500 H
OD	Método Winkler modificado	4500-O C
DBO	Diluição e incubação por 5 dias	5210 B
DQO	Refluxo aberto	5220 B
Turbidez	Método turbidimétrico	2130 B
SDT	Gravimétrico	2540 C
Clorofila-a	Determinação espectrofotométrica	10200 H
Fósforo Total	Digestão com persulfato + método do ácido ascórbico (ácido ascórbico)	4500-P E
Nitrato	Método da redução com Cd	4500-NO ₃ E
Nitrito	Método colorimétrico	4500-NO ₂ B
N- Amoniacal	Método do indofenol	4500-NH ₃ F

Fonte: Adaptado de Alves e Garcia (2006)

2.4. Estatística descritiva dos dados

Os dados obtidos no monitoramento e nos cálculos das cargas foram analisados por meio de estudos estatísticos preliminares e de estatísticas básicas sugeridas por Von Sperling (2005). Com isso, foi possível fazer a organização e a caracterização do comportamento das condições de qualidade da água nas quatro estações de monitoramento, que representaram sob diferentes condições de uso e ocupação do solo. As estatísticas básicas foram desenvolvidas em planilhas *Excel (Microsoft)* para todos os parâmetros analisados neste estudo. Os resultados estatísticos, compreendidos pela caracterização amostral, medidas de tendência central, medidas de variação e medidas de posicionamento relativo, foram representados em tabelas e gráficos do tipo séries temporais.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. Parâmetros analisados

A Tabela 2 apresenta os resultados dos parâmetros de qualidade da água de todas as estações de monitoramento E1 (rio Poxim-Mirim), E2 (rio Poxim-Açu), E3 (Confluência) e E4 (rio Poxim). Houve variação entre os diversos parâmetros estudados, nas diferentes estações de monitoramento, no período chuvoso e seco.

3.1.1. Temperatura e Oxigênio Dissolvido

No período seco, a temperatura média da água variou de 26°C a 28°C, enquanto que, no período chuvoso, variou de 23,5°C a 25°C. Esses dados expressam baixa variação, principalmente, ao serem comparados às temperaturas do ar, que na região varia de 25 a 30°C (Daltro Filho e Santos, 2001), ou àquelas que possam propiciar elevação da taxa de crescimento biológico e/ou dissolubilidade de O₂ na água.

As concentrações médias de oxigênio dissolvido na massa líquida nas áreas estudadas variaram de 2,1 a 4,7 mg L⁻¹, no período chuvoso, e de 4,3 a 5,6 mg L⁻¹, no período seco. Esses valores são decorrentes da presença da matéria orgânica (esgotos) e da própria característica física (relevo) dos trechos dos rios, que propicia baixa velocidade no fluxo da água influenciando numa menor reaeração nas estações E3 e E4. Segundo a Resolução CONAMA n° 357/2005, esses trechos seriam enquadrados Classe 3 (Figura 2).

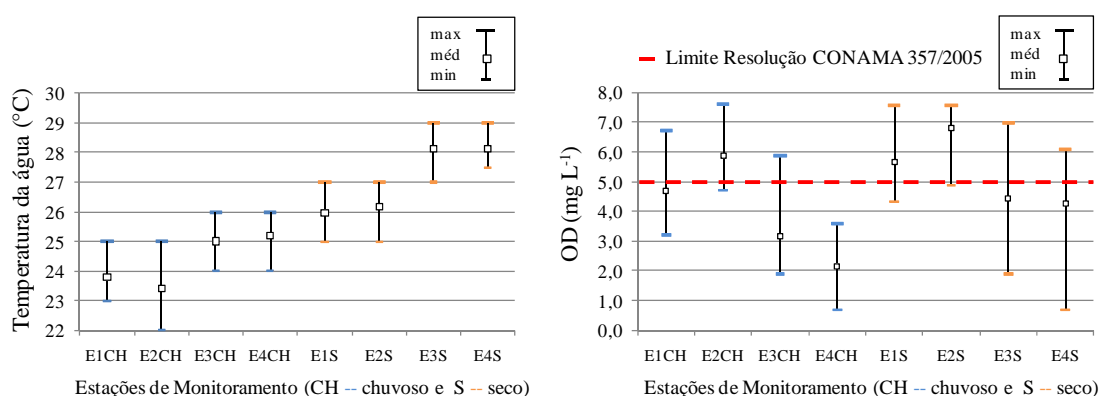


Figura 2. Valores máximos, médios e mínimos de temperatura e oxigênio dissolvido (OD) na bacia do rio Poxim, Sergipe, no período chuvoso e seco, nas diferentes estações de monitoramento.

Os resultados obtidos em períodos chuvoso e seco, nas estações E3 e E4, mostraram concentrações mínimas de oxigênio dissolvido abaixo de 2 mg L⁻¹, ou seja, confirma as condições próximas de anaerobiose do corpo hídrico. Supõe-se que os baixos níveis de oxigênio dissolvido estão relacionados com esgotos sem tratamento lançados no rio.

Tabela 2. Estatísticas descritivas dos parâmetros de qualidade monitorados no período chuvoso e seco para as quatro estações de monitoramento, na sub-bacia hidrográfica do rio Poxim, Sergipe.

Parâmetros	Estação	Período Chuvoso				Período Seco			
		NA ¹	Max ²	Min ³	Méd ⁴	NA	Max	Min	Méd
Temperatura da água (°C)	E1	5	25	23	23,25	7	27	25	26,0
	E2	5	25	22	24	7	27	26	26,2
	E3	5	26	24	24,75	7	29	27	28,1
	E4	5	26	24	25,5	7	29	27	28,1
pH	E1	5	7,6	7,02	7,3	7	8,1	6,6	7,2
	E2	5	7,2	6,8	7,1	7	8,4	6,9	7,3
	E3	4	7	6,48	6,8	6	7	6,5	6,8
	E4	3	6,6	6,2	6,3	6	7,6	6,4	6,9
OD (mg L ⁻¹)	E1	5	6,71	3,2	4,67	7	7,55	4,33	5,64
	E2	5	7,61	4,7	5,88	7	7,55	4,87	6,81
	E3	4	5,86	1,89	3,17	6	6,96	1,89	4,42
	E4	2	3,58	0,68	2,13	6	6,07	0,68	4,28
DBO (mg L ⁻¹)	E1	5	15,39	4,1	10,02	7	29,8	3,76	11,32
	E2	5	14,96	7,8	11,18	7	21,2	4,22	11,89
	E3	4	17,8	10,43	15,04	6	14,4	2,54	9,95
	E4	3	12,5	3,4	8,72	6	14,68	2,8	7,21
DQO (mg L ⁻¹)	E1	5	129	22,2	78,34	7	143,48	36,9	72,21
	E2	5	120,73	13,01	67,43	7	330,01	12,45	101,21
	E3	4	858,39	42,77	293,49	6	821,86	13,6	288,45
	E4	3	54,69	28,51	41,6	6	114,38	13,6	47,9
Turbidez (NTU)	E1	5	64,4	11,2	28,3	7	132	0,1	41,7
	E2	5	179	38,6	63,1	7	102	0,01	32,2
	E3	4	157	17	68,8	6	107	0,1	35,9
	E4	3	30,9	16,8	23,85	6	128	0,1	25,7
SDT (mg L ⁻¹)	E1	5	166	74	134,2	7	394	126	203,9
	E2	5	77	43	62,8	7	155	58	86,1
	E3	4	139	38	92	6	202	49	104,5
	E4	3	97	70	84,3	6	204	86	122,8
Clorofila-a (ug L ⁻¹)	E1	4	44,8	3,99	19,1	5	45,3	2,12	21,24
	E2	4	50,4	0,33	16,74	5	133,8	1,34	58,15
	E3	4	134,4	4,24	37,87	5	87,8	19,17	37,14
	E4	3	117,6	4,41	72,14	4	123,2	2,58	36,41
Fósforo Total (mg L ⁻¹)	E1	5	0,151	<L.D	0,076	7	0,1	<L.D.	0,05
	E2	5	0,523	0,1	0,176	7	<L.D.	<L.D.	<L.D.
	E3	4	0,344	0,018	0,171	6	<L.D.	<L.D.	<L.D.
	E4	3	<L.D.	<L.D.	<L.D.	6	<L.D.	<L.D.	<L.D.
Nitrato (mg L ⁻¹)	E1	5	5,695	0,278	1,894	7	9,11	0,751	3,279
	E2	5	5,164	0,456	1,955	6	49,201	0,629	9,048
	E3	4	3,097	0,131	1,409	5	0,871	0,562	0,699
	E4	3	1,464	0,452	0,821	5	0,923	0,28	0,544
Nitrito (mg L ⁻¹)	E1	2	0,033	0,025	0,029	3	0,087	0,033	0,058
	E2	3	0,19	0,131	0,019	4	0,062	0,026	0,042
	E3	3	1,234	0,021	0,627	2	0,059	0,022	0,04
	E4	1	n/a	n/a	n/a	2	0,067	0,03	0,048
Amônia (mg L ⁻¹)	E1	4	0,271	0,026	0,179	4	0,204	0,062	0,106
	E2	4	0,2962	0,006	0,117	4	0,547	0,046	0,252
	E3	4	0,753	0,029	0,433	5	0,483	0,13	0,284
	E4	3	0,424	0,328	0,339	5	0,366	0,028	0,179

NA¹: Número de amostras analisadas. ²Valor Máximo. ³Valor mínimo. ⁴Média Aritmética dos valores. <L.D – Valores abaixo do Limite de Detecção do Método (0,01 mg L⁻¹ fósforo total).

3.1.2. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO)

Os resultados observados no período chuvoso (12,5 a 17,8 mg L⁻¹) apresentaram concentrações de DBO máxima inferiores aos resultados obtidos para o período seco (14,4 a 29,8 mg L⁻¹). Isso ocorreu, provavelmente, devido à diluição promovida pelo período chuvoso. Resultados semelhantes foram encontrados por Daltro Filho e Santos (2001). No entanto, os valores médios de concentração observados foram de 15,04 e 9,95 mg L⁻¹, na estação E3 no período chuvoso e seco, respectivamente. Esses valores podem ser explicados pela presença de matéria orgânica dos esgotos e de vegetais em decomposição no trecho estudado (Figura 3).

De modo geral, os valores de DBO apresentaram pequena variação entre o período chuvoso e seco, nas estações E1, E2 e E4. Na estação E3, ocorreu o maior valor entre as concentrações médias, com a maior concentração ocorrida no período chuvoso (15,04 m L⁻¹ de DBO). Nesse caso, a diluição proporcionada pelo aumento da vazão, no período chuvoso, não foi suficiente para reduzir a concentração de DBO. Pois, nesse período, ocorre um maior lançamento de partículas de solo e material orgânico nos rios o que aumenta a carga orgânica e, conseqüentemente, o valor da DBO.

Os resultados de DQO indicaram grandes variações entre os valores tanto no período chuvoso quanto no período seco. As causas que podem provocar essa variação são a influência do comportamento hidrológico, características do lançamento de efluentes domésticos, agrícolas e industriais no rio. Para confirmar essa condição seriam necessárias repetições das medidas dos parâmetros, obtendo uma série histórica de dados. Este trabalho obteve apenas um ano de dados em um ano hidrológico considerado favorável no período chuvoso e desfavorável no período seco, sob o ponto de vista de disponibilidade hídrica, comparado com os últimos dez anos.

Devido às altas concentrações de matéria orgânica indicadas pela DBO e DQO, seria de se esperar baixas concentrações de oxigênio dissolvido (OD). Os valores de oxigênio dissolvido abaixo de 5 mg L⁻¹, em período chuvoso e seco nas estações E3 e E4 confirmam as condições mais próximas de anaerobiose do corpo hídrico.

Observa-se pelos valores da Tabela 3 que existe uma condição diferenciada entre as estações amostrais para a relação entre DBO e DQO. Na estação E3, a relação de (0,05 e 0,03) indica que a fração biodegradável da matéria orgânica é de apenas 5% e 3% no período chuvoso e seco respectivamente, e o restante se constitui de compostos orgânicos não facilmente degradados pelos micro-organismos aeróbios decompositores.

Tabela 3. Relação entre a DBO, DQO média no período chuvoso e seco para as quatro estações de monitoramento, na sub-bacia hidrográfica do rio Poxim, Sergipe.

DBO : DQO	Estação 1	Estação 2	Estação 3	Estação 4
	rio Poxim-Mirim	rio Poxim-Açu	rioPoxim (Confluência)	rio Poxim (captação)
Período Chuvoso	0,12	0,16	0,05	0,20
Período Seco	0,15	0,11	0,03	0,15

Essa relação passa para mais de 0,10 nas demais estações amostrais, não demonstrando relações entre os períodos estudados. Observando-se a faixa de variação estudada, os valores entre 0,10 e 0,20 para a relação DBO:DQO podem ser esperados para mananciais que recebem esgotos oriundos de várias fontes (doméstica, comercial e industrial) que potencialmente contribuem tanto com compostos biodegradáveis quanto com uma parcela de compostos orgânicos de difícil degradação biológica (Bollmann e Marques, 2006).

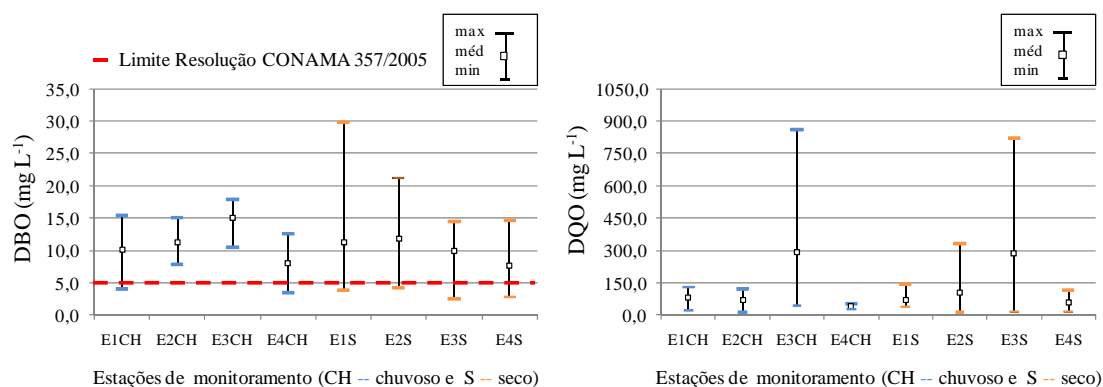


Figura 3. Valores máximos, médios e mínimos de DBO e DQO na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, no período chuvoso e seco, nas diferentes estações de monitoramento.

As concentrações de DQO apresentaram valores próximos em ambos os períodos. No entanto, as concentrações de DQO obtidas na estação E3 foram elevadas, com valores máximos acima de 800 mg L^{-1} .

3.1.3. Nutriente P-Total e Clorofila-a

O escoamento da água sobre a camada superficial do solo durante os eventos pluviais é a principal fonte difusa de poluição nos mananciais hídricos. Estudos de Dils e Heathwaite (1996) e McDowell et al. (2001) mostram significativa relação entre o nível de fósforo do solo e o fósforo dissolvido no escoamento superficial. Esses estudos indicaram que, nos agroecossistemas sob sistema de cultivo convencional, os sedimentos provêm principalmente do escoamento em áreas de lavoura. Desse modo, a quantidade de fontes de poluição numa determinada sub-bacia depende da qualidade das fontes e do grau de intervenção antrópica no meio, ou seja, do sistema adotado de uso e manejo do solo (McDowell et al., 2001).

A Figura 4 mostra a distribuição do fósforo total e da clorofila-a, no período seco e chuvoso. Como pode ser observado, o fósforo total foi encontrado na água em maiores concentrações na estação E1, E2 e E3, principalmente durante o período chuvoso com valores médios de $0,076$; $0,176$ e $0,171 \text{ mg L}^{-1}$, respectivamente. Esses valores estão muito acima do limite $0,025 \text{ mg L}^{-1}$ estabelecido pela Resolução CONAMA nº 357/2005, e ocorreram em agosto de 2009, quando houve um grande evento de chuva no momento da amostragem, evidenciando que as concentrações de fósforo estão relacionadas ao deflúvio superficial ocorrido na sub-bacia. No período seco, as concentrações de fósforo total estiveram fora do limite de detecção do método utilizado.

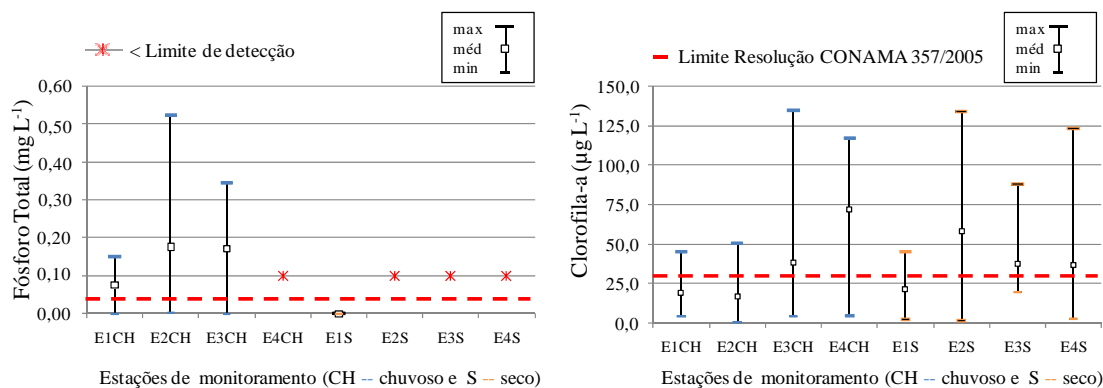


Figura 4. Valores máximos, médios e mínimos de fósforo total e clorofila-a, na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, no período chuvoso e seco, nas diferentes estações de monitoramento.

O crescimento de algas fitoplanctônicas no corpo d'água está relacionado com a presença de nutrientes (principalmente nitrato e fosfato), com a penetração da luz e a temperatura da

água. A clorofila-a variou de 0,3 a 134,4 $\mu\text{g L}^{-1}$, em todo o período de monitoramento. Foram observados picos de concentração de clorofila-a no período chuvoso, nas estações E3 e E4, e no período seco, nas estações E2, E3 e E4, pois são regiões com maior disponibilidade de nutrientes, como consequência do elevado aporte antrópico.

Na região de estudo, a produção de algas é limitada pela disponibilidade de nutrientes e pela penetração da luz na coluna d'água, com pouca influência da temperatura, que não sofre grandes variações entre o período seco e chuvoso. Como o fosfato é o nutriente limitante, a produção de algas vai depender da disponibilidade de fosfato na água e do índice de insolação.

Foi observado que, em rios que apresentam uma relação inversa entre o conteúdo de fósforo e o fluxo de água, as concentrações do fósforo na água são controladas por fontes pontuais, desde que essas fontes sejam diluídas no período de alto fluxo de água (período chuvoso). Nos rios que drenam regiões agrícolas com baixa população urbana, as concentrações de fósforo aumentaram no período de alto fluxo, indicando a predominância de fontes difusas no controle das concentrações do fósforo na água (Jarvie et al., 2005).

3.1.4. Nitrogênio na forma de Nitrato e Nitrito

Os resultados da Figura 5 demonstram que, na estação E2, foram encontrados valores máximos de 49,2 mg L^{-1} de nitrato, ficando a concentração, aproximadamente, 5 vezes acima do limite (10 mg L^{-1}) definido pela Resolução CONAMA n° 357/2005. De acordo com essa Resolução, o nitrogênio é padrão de classificação das águas naturais e padrão para identificar a emissão de esgotos.

Para o nitrito, foi encontrado um valor máximo 1,23 mg L^{-1} , na estação E3, onde foram identificados lançamentos no rio de esgotos sem tratamento adequado. O nitrito representa uma fase intermediária entre a amônia e o nitrato (Esteves, 1998). A presença de nitrato caracteriza uma poluição remota, em função de que o nitrogênio se encontra em seu último estágio de oxidação (Macêdo, 2003).

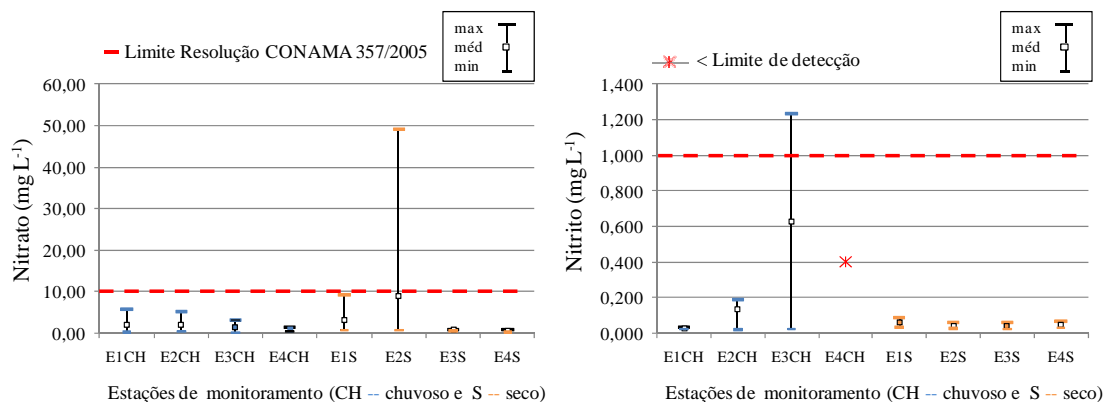


Figura 5. Valores máximos, médios e mínimos de nitrato e nitrito na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, no período chuvoso e seco, nas diferentes estações de monitoramento.

A poluição por nitrogênio de origem agrícola é caracterizada por uma considerável variabilidade temporal e espacial, dependendo das práticas agrícolas adotadas na região e das variáveis ambientais, como clima, solo e topografia (Giupponi e Vladimirova, 2006). A importância relativa das diversas fontes de nutriente tem, tradicionalmente, sido avaliada com base na variação do fluxo de água anual do rio (Jarvie et al., 2005).

3.1.5. Nitrogênio na forma Amoniacal

O nitrogênio amoniacal é um indicador de poluição orgânica por despejos domésticos. Enquanto o nitrato é a forma mais comum de nitrogênio, encontrado em águas naturais não poluídas, em ambientes poluídos predominam as formas de nitrogênio orgânico e amoniacal. A presença de amônio na água caracteriza a poluição recente por esgotos domésticos, o que foi observado mais claramente nas estações E3 e E4 (Figura 6), no período chuvoso e seco, bem como na estação E2, no período seco.

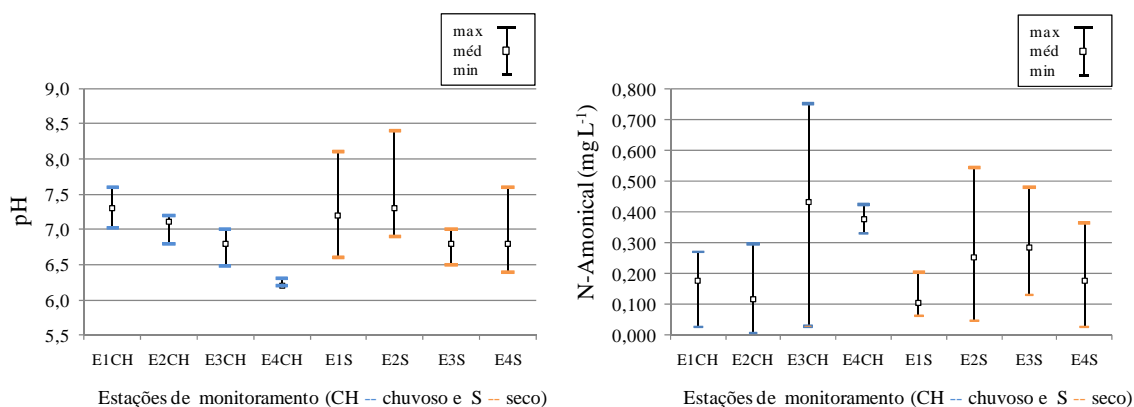


Figura 6. Valores máximos, médios e mínimos do pH e N-amoniacal na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, no período chuvoso e seco, nas diferentes estações de monitoramento.

O nitrogênio amoniacal variou de 0,006 a 0,753 mg L⁻¹, com valores médios de 0,463 e 0,376 mg L⁻¹, nas estações E3 e E4, no período chuvoso, e valores médios de 0,252; 0,284 e 0,179 mg L⁻¹, no período seco, nas estações E2, E3 e E4. As maiores concentrações ocorreram nas estações da região com influência urbana. As concentrações de nitrogênio amoniacal ficaram dentro do limite permitido (1,0 mg L⁻¹) pela Resolução CONAMA n° 357/05, para águas doces de Classe 2.

3.1.6. Sólidos em Suspensão e Turbidez

Todos os contaminantes da água, com exceção dos gases dissolvidos, contribuem para a carga de sólidos presentes na massa líquida. Os sólidos com tamanho superior a 1 micron são classificados como sólidos em suspensão (SS), que são os responsáveis pelo aumento da turbidez das águas, prejudicando seus aspectos estéticos e a produtividade do ecossistema, pela diminuição da penetração da luz. Os sólidos em suspensão provêm do carreamento de solos pelas águas pluviais, devido a processos erosivos e desmatamentos na área da bacia (Vieira, 2008).

Os valores máximos de turbidez foram 179 e 157 NTU, nas estações de monitoramento E2 e E3, respectivamente, no período chuvoso (Figura 7). Os sólidos em suspensão provem do carreamento de solos pelas águas pluviais, devido a processos erosivos e desmatamentos na sub-bacia. Os valores de SDT não apresentaram violações durante o período de monitoramento. A Portaria n° 518/04, do Ministério da Saúde, que determina o padrão de potabilidade da água destinada ao consumo humano, determina uma concentração até 500 mg L⁻¹ de SDT, em componentes que afetam a qualidade organoléptica. Nota-se que mesmo considerando o limite máximo, as águas dos corpos de águas apresentaram valores inferiores ao estipulado pelo Ministério da Saúde, sendo considerada potável quanto a esse requisito.

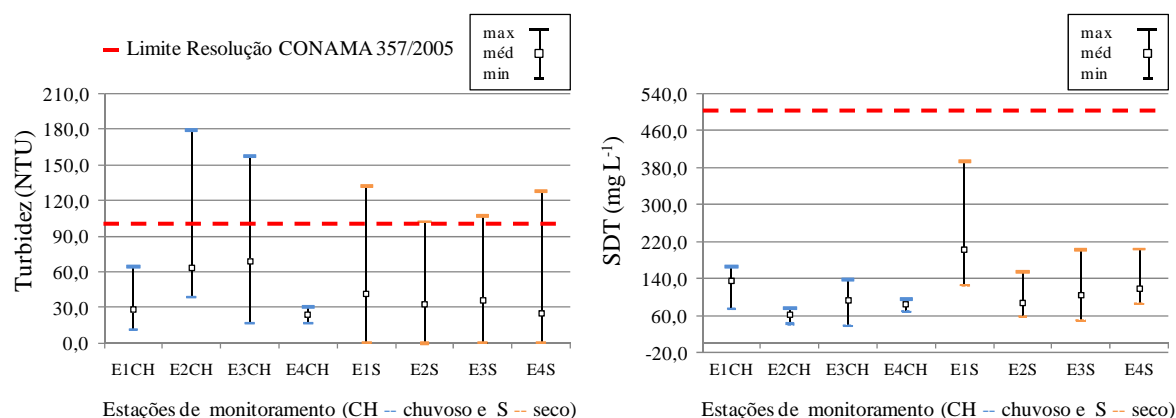


Figura 7. Valores máximos, médios e mínimos de turbidez e SDT na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, no período chuvoso e seco, nas diferentes estações de monitoramento.

4. CONCLUSÕES

As concentrações de Oxigênio Dissolvido apresentaram-se baixas nas quatro estações de monitoramento, com valores críticos nas estações E3 e E4, indicando a interferência antrópica no ambiente aquático.

Os valores da Demanda Bioquímica de Oxigênio e da Demanda Química de Oxigênio indicam maior aporte de matéria orgânica na estação de monitoramento E3, área urbana da sub-bacia sem o saneamento básico necessário.

As concentrações dos nutrientes nitrogênio e fósforo foram mais elevadas nas estações E1 e E2, localizadas na parte alta da sub-bacia que apresenta atividade agrícola. Altas concentrações de fósforo total foram determinadas apenas no período chuvoso, indicando a possível influência do escoamento superficial na contaminação por esse nutriente.

A turbidez e os sólidos devolvidos totais apresentaram valores médios abaixo do limites estabelecidos, indicando um menor comprometimento da qualidade da água por sólidos em suspensão.

5. AGRADECIMENTOS

Ao Laboratório de Química Analítica Ambiental da Universidade Federal de Sergipe (LQA), pela realização das análises. À Coordenação (CAPES), pela bolsa de estudo.

6. REFERÊNCIAS

- AGUDO, E. G. **Guia de coleta e preservação de amostras de água**. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 1987. 150p.
- ALVES, J. P. H.; GARCIA, C. A. B. Qualidade da água. In: **Diagnóstico e avaliação ambiental de sub-bacia hidrográfica do rio Poxim**. Aracaju: UFS/FAPESE, 2006. Relatório Interno.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 20. ed. Denver: APHA, 2005.
- ARAÚJO, A. M. Qualidade das águas estuarinas em Recife (1995/1996). **Ciência e Engenharia**, Uberlândia, v. 9, n. 1, p. 32-39, 2000.

VASCO, A. N.; BRITTO, F. B.; PEREIRA, A. P. S.; MÉLLO JÚNIOR, A. V. M.; GARCIA, C. A. B.; NOGUEIRA, L. C. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 118-130, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.178](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.178))

BOLLMANN, H. A.; MARQUES, D. da M. Influência da densidade populacional nas relações entre matéria orgânica carbonácea, nitrogênio e fósforo em rios urbanos situados em áreas com baixa cobertura sanitária. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 11, p. 175-184, 2006.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria nº 518, de 25 de março de 2004**. Normas e padrões de potabilidade da água destinada ao consumo humano. Brasília: MS, 2005. 15p. Disponível em: <http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/portaria_518_2004.pdf>. Acesso em: 20 dez. 2008.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução Nº 357, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília: Gráfica e Editora Itamarati, 2005.

DALTRO FILHO, J.; SANTOS, D. C. G. Estudo das condições sanitárias e ambientais do rio Poxim, no trecho compreendido entre o parque dos Faróis e a captação da DESO. In: CONGRESSO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 3., 2001, Aracaju **Resumos...** Aracaju: UFS, 2001. v. 01. p. 20.

DILS, M. R.; HEATHWAITE, A. L. Phosphorus fractionation in hillslope hydrological pathways contributing to agricultural runoff. In: ANDERSON, M. G.; BROOKS, S. M. (Eds.). **Advances in hillslope processes**. New York: John Wiley and Sons, 1996. v.1. p.229-251.

ESTEVES, F. **Fundamentos da liminologia**. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 1998. 574p.

FIGUEIRÊDO, A. C. **Avaliação e diagnóstico da qualidade da água do açude de apipucos, Recife-PE**. 2008. 104 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2008.

FRANCO, R. A. M.; HERNANDEZ, F. B. T. Qualidade da água para irrigação na microbacia do Coqueiro, Estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Engenharia Ambiental**, v. 13, n. 6, p. 772-780, 2009.

GIUPPONI, C.; VLADIMIROVA, I. Ag-PIE: a GIS-based screening model for assessing agricultural pressures and impacts on water quality on a European scale. **Science of the Total Environment**, v. 359, p. 57-75, 2006.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.07.013>

JARVIE, H. P.; NEAL, C.; WITHERS, P. J. A. Sewage-effluent phosphorus: a greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus? **Science of the Total Environment**, v. 360, p. 246-253, 2005.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2005.08.038>

LUCAS, A. A. T.; AGUIAR NETTO, A. DE O.; FOLEGATTI, M. V.; FERREIRA, R. A. Calibration of hydrodynamic model MIKE 11 for the sub-basin of the Piauitinga river, Sergipe, Brazil. **Revista Ambiente & Água**, v. 5, p. 195-207, 2010.

MACÊDO, J. A. B. **Métodos laboratoriais de análises físico-químicas e microbiológicas**. 2. ed. Belo Horizonte: CRQ/MG, 2003. 601p.

- McDOWELL, R. W.; SHARPLEY, A. N.; CONDRN, L. M. Processes controlling soil phosphorus release to runoff and implications for agricultural management. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 59, p. 269-284, 2001.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1014419206761>
- MELO NETO, J. de O.; LISBOA, J. P. N.; SANTANA, L. L.; SANTOS, C. Z. A.; SANTANA, C. L.; CHAGAS, R. M. et al. Aplicação de técnicas de geoprocessamento na análise da supressão da cobertura vegetal no baixo curso do rio Poxim. In: SIMPÓSIO REGIONAL DE GEOPROCESSAMENTO E SENSORIAMENTO REMOTO, 4., 2008, Aracaju. **Anais...** Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2008.
- PEDROSO, F.; BONETTO, C. A.; ZALOCAR, Y. A. Comparative study on phosphorus and nitrogen transport in the Parana, Paraguay and Bermejo rivers. In: TUNDISI, J. G. (Ed.). **Limnologia e manejo de represas**. São Paulo: ACIESP, 1988. v.1, t.1. p. 91-117 (Monografia em limnologia).
- ROCHA, J. L. S.; REGO, N. A. C.; SANTOS, J. W. B.; OLIVEIRA, R. M.; MENEZES, M. Indicador integrado de qualidade ambiental aplicado à gestão de bacia hidrográfica do rio Juquiçá, BA, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 5, n. 1, p. 89-101, 2010.
- SERGIPE. Superintendência de Recursos Hídricos. **Atlas digital sobre os recursos hídricos de sergipe**. Aracaju: SEPLANTEC-SRH, 2004. 1 CD-ROM.
- SILVA, A. DE S.; BUSCHINELLI, C. C. de A.; RODRIGUES, I. A.; MACHADO R. E. **Índice de sustentabilidade ambiental do uso da água (ISA_ÁGUA)**: municípios da região do entorno do rio Poxim, SE. Jaguaruiúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. 46 p.
- SILVA, B. A. W.; AZEVEDO, M. M.; MATOS, J. S. Gestão ambiental de bacias hidrográficas urbanas. **Revista VeraCidade**, v. 3, n. 5, p. 1-7, 2006.
- SILVA, L. M.; SOUZA, E. H.; ARREBOLA, T. M.; JESUS, T. A. Ocorrência de um surto de hepatite A em três bairros do município de Vitória (ES) e sua relação com a qualidade da água de consumo humano. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 14, n. 6, p. 2163-2167, 2009.
<http://dx.doi.org/10.1590/S1413-81232009000600023>
- VIEIRA, P. A. **Avaliação das condições de qualidade da água em tempo seco e durante eventos de chuvas em uma microbacia urbanizada no município de Belo Horizonte**. 2008. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Escola de Engenharia, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.
- VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Universidade Federal de Minas Gerais / Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2005.



ISSN = 1980-993X – doi:10.4136/1980-993X

www.ambi-agua.net

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

Tel.: (12) 3625-4212



Aspectos conceituais sobre o regime hidrológico para a definição do hidrograma ambiental (doi:10.4136/ambi-agua.179)

**Paulo da Costa Medeiros¹; Francisco de Assis Salviano de Sousa²;
Márcia Maria Rios Ribeiro²**

¹Universidade Federal de Campina Grande - UFCG

E-mail: medeiros_pc@yahoo.com.br

²Centro de Tecnologia e Recursos Naturais

E-mail: fassis@dca.ufcg.edu.br; mm-ribeiro@uol.com.br

RESUMO

Considerando os instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos Brasileira, a Lei Nº 9.433 de 1997 confere à outorga dos direitos de uso da água, a limitação ao usuário de água de determinada vazão nos reservatórios superficiais e/ou subterrâneos. O somatório das vazões outorgadas não deverá afetar as quantidades limites que proporcionem as condições ecológicas naturais dos rios (vazão ecológica). Conciliar a gestão dos recursos hídricos e ambientais representa um complexo desafio pois envolve muitas áreas de conhecimento como a ecologia e a hidrologia. O presente artigo enfatiza a necessidade de uma maior aproximação entre essas áreas por meio da interpretação espaço-temporal das limitações hídricas nos regimes naturais de vazões. Esses regimes podem ser observados nos hidrogramas, indispensáveis ferramentas para uma melhor compreensão do comportamento hidroecológico dos rios.

Palavras-chave: outorga dos direitos de uso da água; vazão ecológica; hidrograma.

Conceptual aspects of the hydrological regime for the definition of environmental hydrograph

ABSTRACT

Considering the instruments established by the Brazilian National Policy for Water Resources (Law 9,433/1997), the water right concession has the aim to limit water use of surface and groundwater reservoirs. In this sense, the sum of all granted uptake rights must take into consideration the natural ecological flows. It has been a complex challenge to establish a trade off between the management of water and environmental resources since various aspects have to be considered involving many knowledge areas such as ecology and hydrology. This paper focuses on the need for a closer dialogue between these areas by considering the space-time interpretation of the restrictions on natural flow regimes of the water resources. These regimes can be observed in hydrographs, which are indispensable tools for better understanding the hydro-ecologic behavior of rivers.

Keywords: water right concession; ecological flow; hydrograph.

1. INTRODUÇÃO

Entre os frequentes conflitos que atualmente ocorrem no âmbito do uso dos recursos ambientais, seja por alterações naturais e/ou atividades antrópicas, está a necessidade do controle da água em sua quantidade e qualidade. Essa necessidade implica a responsabilidade da preservação dos corpos hídricos, em harmonia com a fauna e a flora, proporcionando qualidade de vida para as gerações atuais e futuras.

Dentre os instrumentos de gestão da Política Nacional de recursos hídricos, a Lei nº 9.433 de 1997 (Brasil, 1997) confere a outorga dos direitos de uso da água, a limitação ao usuário de água de determinada vazão nos reservatórios superficiais e/ou subterrâneos. O somatório das vazões outorgadas nos diversos tipos de uso/usuários não deverá afetar as quantidades limites que proporcionem as condições ecológicas naturais dos rios. Várias são as dificuldades encontradas na implementação desse instrumento de gestão, dentre elas os fatores técnicos (sistema de outorga), notadamente na definição dos critérios para a outorga.

Conciliar limitações hídricas ambientais e as demandas nos diversos tipos de usos e usuários tem sido tarefa complexa e desafiadora, envolvendo vários aspectos (socioeconômicos, físicos, químicos, biológicos, culturais, ambientais, entre outros). Dentre esses, considerando o biológico e o comportamento espaço-temporal dos corpos hídricos, verifica-se a necessidade de discussões e maior aproximação entre as áreas ecológica e hidrológica, entre teorias, conceitos e banco de dados, harmonizando maior afinidade entre a realidade hídrica e ambiental nas bacias hidrográficas.

De uma maneira geral, as dificuldades na relação entre a hidrologia e ecologia ainda são grandes (Carlisle et al., 2009), a recente ênfase de estudos relacionando os recursos hídricos e o meio ambiente tem mudado as prioridades de estimativas seguras do regime natural de vazões. Nos últimos anos, órgãos financiadores estão fomentando pesquisas com objetivo de subsidiar estudos sobre o referido tema compatibilizando os aspectos hidrológicos, limnológicos, ecológicos e socioeconômicos dos regimes de vazões (CNPq, 2006).

O presente trabalho fixa a discussão no aspecto hidrológico (vazões), por meio da interpretação das limitações hídricas no regime natural do escoamento dos rios, testemunhadas nos hidrogramas (que contemplam todos os aspectos físicos de uma bacia hidrográfica numa seção fluvial) como ferramenta fundamental para uma melhor compreensão do comportamento dos rios no contexto da hidrobiologia/eco-hidrologia.

2. VAZÃO FLUVIAL: CONTEXTO ECOLÓGICO E DE GESTÃO

2.1. O fluxo de água e a ecologia dos rios

Para Eamus et al. (2006) eco-hidrologia é o estudo integrado da água e vegetação ripária, que requer informações ecofisiológicas, hidrológicas, geológicas e micrometeorológicas. Ao longo de todo o percurso do rio, diferentes sedimentos vegetais das zonas ribeirinhas fornecem nutrientes orgânicos fundamentais para os ecossistemas que sistematicamente alimentam o perímetro do canal fluvial da cabeceira à foz (Weller et al., 1998; Minshall e Rugenski, 2007). Os rios são ecossistemas abertos, interagindo atmosfera-água-terra, os componentes de entrada (vazão de entrada, escoamento lateral, precipitação, infiltração e os rios efluentes) e de saída (vazão escoada; evaporação, evapotranspiração e o fluxo nos rios influentes) resumem as principais situações de movimento da água associado ao escoamento nos períodos chuvosos e de estiagem. Destaca-se a importância das dimensões espacial (vertical, longitudinal e lateral) e temporal, devendo serem observadas mudanças físicas, químicas e biológicas, processos hidrológicos e geomorfológicos, ocasionados por fenômenos naturais ou por intervenção humana (Petts 2000; Brown e Pasternack, 2008; Hu et al., 2008).

Na dimensão longitudinal do rio, observa-se o conceito de “Contínuo Fluvial” proposto por Vannote et al. (1980), bastante citado na literatura eco-hidrológica para ecossistemas em movimento (Meyer, et al., 2003; Ciesielka e Bailey, 2007; Gore, 2007; Jørgensen et al., 2007; Callanan et al., 2008; Boulton et al., 2008; Burcher, 2009), que considera dentre outros aspectos, a contínua mudança nas condições ambientais do fluxo de primeira ordem para ordens superiores, dividindo o rio em três regiões geomorfológicas distintas: região de nascente (alta contribuição terrestre de sedimentos orgânicos), médio curso (mais relacionado com a produção de algas e plantas aquáticas) e proximidade da foz (disposição à turbidez, carga elevada de sedimentos procedentes de montante). Montgomery (1999), no conceito de

“Domínio de Processos”, destaca aspectos físicos como clima, geologia, topografia, entre outros, determinantes nas características dos habitats, influenciando os processos dos ecossistemas ribeirinhos.

Nos estuários, a exemplo de Miller e Ullman (2004), Hays e Ulman (2007), atenta-se ao papel ecológico substancial, em que as taxas de salinidade intersticiais variam com a sazonalidade (Bruno et al., 2001), favorecendo ciclo de vida adaptável ao equilíbrio das águas na região costeira. Tais ambientes apresentam aspectos biológicos e físico-químicos bastante complexos (Hardisty, 2007) e vulnerabilidade aos efeitos das marés (Zedler, 2001).

Nas dimensões lateral e vertical do rio, aspectos geomorfológicos dos solos e ações antrópicas (Renschler et al., 2007), como poluição e desmatamento na mata ciliar, são fortes influenciadores na qualidade e quantidade da água. A zona hiporreica, referente a interface em que ocorre a “ligação” (mistura) da água superficial com as águas subterrâneas situada abaixo ou ao lado do canal fluvial (Alley et al., 2002; McClain et al., 2003), é de grande importância para o ciclo de energia, nutrientes (Postel e Richter, 2003). Um bom exemplo da fauna abundante nessas zonas são os copépodes (Galassi, 2001; Reid, 2001), seres crustáceos que vivem nos diversos tipos de aquíferos, que auxiliam a cadeia alimentar dos peixes ao longo do rio. Ressalta-se que o desenvolvimento e aplicação de metodologias sobre ressurgências (fluxo aquífero-rio) são bastante laborais, de difícil mensuração (Kalbus et al., 2006; Brodie et al., 2007a; Cey et al., 2008; Luz et al., 2008; Rosenberry, 2008; Buss et al., 2009).

A significativa relação sazonal do rio com a ecologia pode ser observada em Postel e Richter (2003) que apresentam funções ecológicas (na fauna e flora ripárias) em diferentes níveis de vazões, discretizando em: vazões baixas (fluxo basal) - nível de seca; vazões baixas – nível normal; vazões altas e grandes inundações.

2.2. A vazão ecológica

Cruz (2000 apud Cruz, 2005) define a vazão ecológica como “necessária para que sejam preservadas as condições de pulso hidrológico, transporte de sedimentos e nutrientes, sincronicidade com o ciclo de vida das espécies silvestres da fauna e da flora e a taxa de perturbações necessárias à renovação e funcionamento dos ecossistemas associados ao curso de água, ou seja, a vazão necessária para manter as funções que mantêm o mosaico de biótopos que compõem o rio, nos seus leitos maiores e menores”. Para o caso do semiárido, Luz et al. (2007) destacam que “o conceito de vazão ecológica não pode ser plenamente aplicado a rios intermitentes devido às diferenças entre a natureza destes e as metodologias empregadas, bem como os aspectos operacionais”.

Considerando o mosaico de manchas de habitats na heterogeneidade espacial ao longo do rio, bem como a heterogeneidade temporal como resposta do sistema para o regime de perturbações (Benda et al., 2004), pode-se definir a vazão ecológica como sendo o volume de água, ao longo das mudanças espaço-temporais, necessário à preservação dos ecossistemas relacionados com o corpo hídrico.

Alves e Bernardo (2000) e Tharme (1996 apud Cruz, 2001) apresentam três métodos para a quantificação das vazões ecológicas: hidrológicos (vazões mínimas baseadas nas curvas de permanência ou curvas de frequências de vazões para diversas durações), que são amplamente utilizados no Brasil, como Queiroz et al. (2005) e Santos et al. (2006), como também bastante contestados como em Silva et al. (2006), Farias Júnior et al. (2005); hidráulicos (relações entre várias variáveis hidráulicas tais como, perímetro molhado, máxima profundidade em função da vazão e fatores ambientais limitantes nos zonas ripárias); e padrões de habitat (considera os aspectos dos micro-habitats ao longo do curso d’água com as mudanças de descargas).

Collischonn et al. (2005) destacam a insuficiência do tradicional critério de vazão ecológica como um valor único, bem como os critérios de definição de vazão remanescente

nos rios que devem contemplar não apenas as situações de vazões mínimas durante os períodos de estiagem, mas também os outros períodos que caracterizam o regime hidrológico, como a discretização sazonal (Moliere et al., 2009). Um método que utiliza informações hidráulicas e os padrões do habitat é o “Instream Flow Incremental Methodology – IFIM”. O IFIM estabelece cinco fases no seu emprego (identificação do problema; planejamento de estudo; implementação do estudo; análise de alternativas e resolução de problemas) exigindo uma gama de informações e tempo para coleta de dados (Benetti et al., 2003).

Cruz (2005) comenta que os modelos para determinação da vazão ecológica, atualmente utilizados, estão direcionados à visão praticada desde a década de 1950 (estabelecimento de vazões remanescentes mínimas). Os biólogos da década de 1970 e 1980 acreditavam que vazões elevadas em períodos de secas garantiriam melhor qualidade de vida aos peixes. Entretanto, na visão atual, observa-se que os modelos que se aproximam do regime de fluxo natural de um rio, garantem melhor qualidade de vida para flora e fauna aquáticas (Chang et al., 2008, Sanderson et al., 2008; Deitch et al., 2009a), pois vazões altas podem beneficiar determinada espécie, mas comprometer outras e vice-versa (King et al., 2008).

Para outros autores a vazão ecológica infere também no aspecto social e econômico, a exemplo do semiárido nordestino brasileiro, onde a necessidade hídrica está estritamente relacionada às comunidades ribeirinhas que utilizam a água como estratégia de sobrevivência, escavando “cacimbas” (poços amazonas rasos) no leito dos rios e levando animais às vegetações ripárias nos períodos de seca (Maltchik, 1999).

O Banco Mundial (2003 apud Farias Júnior, 2006), considera um conceito mais amplo referindo-se aos usos humanos integrados às demandas ambientais, recebendo a denominação de vazão ambiental, “onde se avalia e integra os interesses de todos os componentes do ecossistema”. Medeiros et al. (2006) utilizam o conceito de vazão ambiental, contemplando os usos múltiplos da água bem como o atendimento das demandas dos ecossistemas aquáticos e terrestres dependentes da sazonalidade hidrológica.

Observa-se que a grande maioria dos trabalhos pouco atenta para relação das águas subterrâneas no sistema hidrológico dos rios, mesmo com o crescimento da exploração dessas águas no mundo, uma atenção secundária tem sido dada em termos políticos e legais comparados com as águas superficiais (Eckstein e Eckstein, 2005). O “losing stream” e o “gaining stream” citado por Tood (1987), Feitosa (1997), Winter et al. (1998), Leap (1999), Fitts (2002), Pinder e Celia (2006), Brodie et al. (2007b) mostram as relações que abrangem os períodos de estiagens aos períodos de cheias, mediante armazenamento e descarga nas margens ripárias. A carência de banco de dados (Smakhtin, 2001), as lacunas na compreensão dos processos que envolvem a referida interconexão, bem como a retirada de água sem gestão para as diversas demandas, pode comprometer de maneira irreversível o equilíbrio ambiental tendo em vista o importante papel hidrogeológico no sistema (Harvey et al., 2007).

2.3. Águas outorgáveis e não outorgáveis frente ao potencial hídrico na bacia hidrográfica

A crescente necessidade do uso racional da água vem sendo fundamentalmente condicionada pelos fatores socioeconômicos e alterações hidroclimatológicas no planeta (por causas naturais e/ou antropogênicas). As estimativas das quantidades hídricas para o atendimento das demandas de água estão limitadas principalmente às prioridades de provimento de água: o abastecimento humano e a preservação dos ecossistemas (vazão ambiental).

Albuquerque e Rêgo (1998) discretizam o ciclo hidrológico em vários sub-sistemas que interagem com a água, tais como o proposto na Figura 1. Na Figura observa-se o escoamento dos rios (saldo da precipitação menos as perdas pela evapotranspiração real) no sistema hidrográfico, subdividindo-se em superficial e de base, ambos participantes nas fases de recarga e descarga das águas nos aquíferos conexos, em seus níveis: acima, o freático (ou

livre); abaixo, o subsistema confinado (limitado por rochas semi-impermeáveis havendo a troca de fluxo conforme pressões hidráulicas entre elas) - se o subsistema for litorâneo (ou costeiro), o escoamento poderá ocorrer diretamente no mar ou através de fluxo sub-superficial. Os autores apresentam algumas definições para avaliação e gerenciamento de conjunto de recursos hídricos superficiais e subterrâneos:

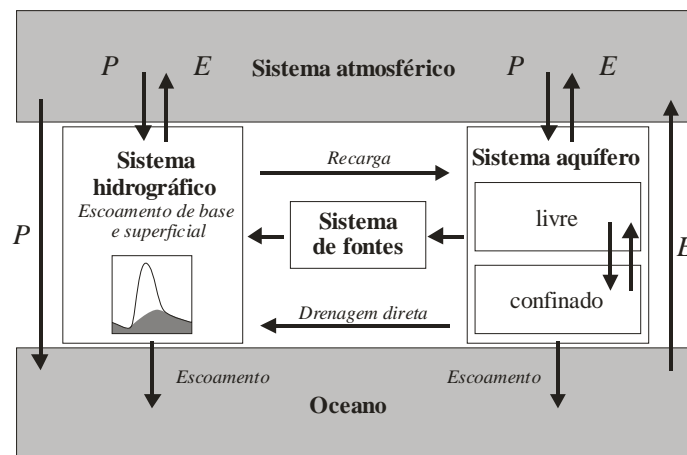


Figura 1. Alguns sistemas do ciclo hidrológico (adaptado de Albuquerque e Rêgo (1998)).

- O potencial: é definido como sendo a vazão de um rio ou aquífero, anualmente renovável. A mensuração do potencial dos recursos hídricos pode ser feita pela análise e quantificação de hidrogramas (áreas dos aportes superficial e subterrâneo, e a íntegra se traduz no escoamento fluvial). Se o sistema aquífero sofre influência do mar, considera-se ainda a contribuição sub-superficial do oceano considerando a Lei de Darcy, Conservação da Massa ou indiretamente, por meio de um Balanço Hídrico.
- As reservas: representam águas seculares - acumuladas em vazios entre os grãos dos minerais, não necessariamente renováveis ao ano, estratigraficamente (?) situam-se abaixo do potencial de modo que, se exploradas, evidenciam que este já tinha se esgotado, carreando problemas hidro-ecológicos, geotécnicos, entre outros, de amplitudes até calamitosas, tais como: compactação de aquíferos, comprometimento de vegetação ripária, intrusão salina/avanço da água do mar.
- As disponibilidades: representam o volume de água efetivamente disponível em termos de qualidade e quantidade, é o potencial subtraído das perdas e quantidades hídricas ecológicas, é dita *máxima* (máximo do potencial que pode ser convertido em disponibilidades) e *atual* (correspondente à capacidade de regularização da bacia frente as demandas existentes).

Diante do potencial hídrico de uma bacia hidrográfica, retirando-se as perdas do sistema e as quantidades hídricas associadas à preservação ambiental, a *disponibilidade máxima* de água seria destinada às demandas *outorgadas* e *isentas de outorga*, priorizando-se o abastecimento humano aos demais tipos de usos.

Atenta-se que a Lei 9.433/97 (Política Nacional de Recursos Hídricos), em seu Art. 12º (§ 1º), destaca que não estão sujeitos à outorga casos como “*derivações, captações, acumulações de volumes e lançamentos considerados insignificantes*”. No entanto, o somatório dessas vazões “insignificantes” pode representar parte expressiva dos recursos hídricos do sistema, condicionando redução mais acelerada da disponibilidade hídrica atual que “mascara” o real somatório demandado do sistema hídrico na bacia hidrográfica.

A Figura 2 mostra as principais subdivisões hídricas no processo de outorga quantitativa, relacionando a facilidade e preferência de acesso às águas em suas ocorrências (superficial e

subterrânea): (a) as prioridades de uso (vazão ambiental e o abastecimento humano) e disponibilidades (com demandas que comumente se apresentam crescentes); e (b) os aportes *superficial* e *subterrâneo*, onde se primazia o uso das águas superficiais (renováveis em maior frequência) frente às subterrâneas (de cunho estratégico).

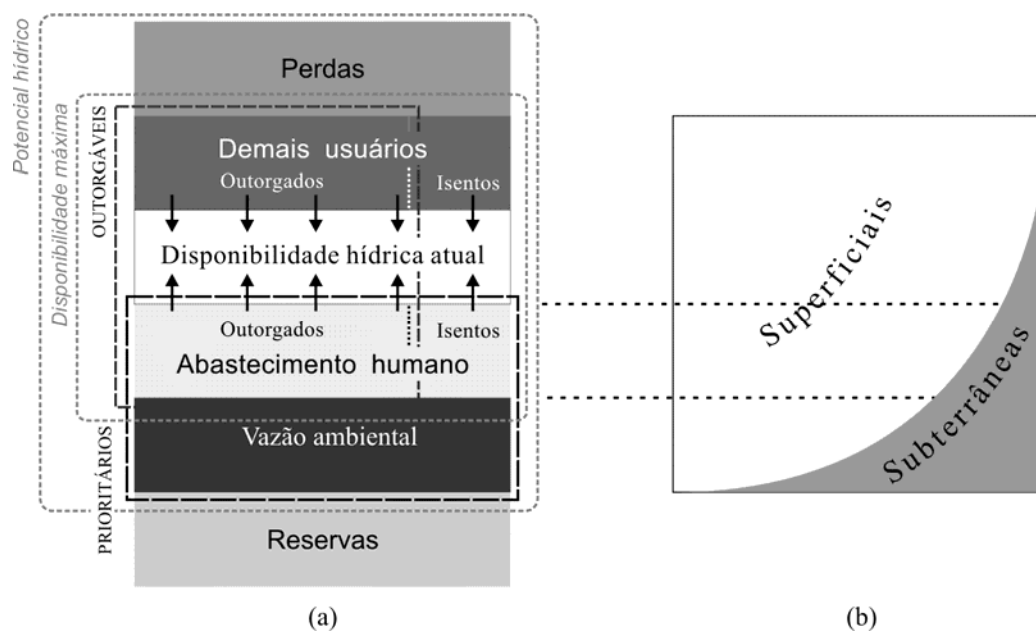


Figura 2. Principais subdivisões consideradas no processo de outorga do direito de uso da água: (a) aportes prioritários (a vazão ambiental e a quantidade de água sujeita à outorga); potencialidade e disponibilidade hídrica, enfatizando o crescente aumento das demandas (*outorgadas* e *isentas de outorga*) frente a quantidade hídrica disponível; (b) condição ideal da retirada da água bruta onde se primazia o uso das águas superficiais às subterrâneas. (autoria própria)

A falta de gestão dos recursos hídricos inibe melhorias sociais e econômicas, afetando direta e indiretamente o meio ambiente, em muitos casos, torna-se bastante complexo propor medidas que garantam o atendimento das demandas nos diversos tipos de usuários, como no Nordeste brasileiro, na região semiárida, onde frequentemente ocorrem secas severas e ainda são utilizadas “soluções” emergenciais e remediadoras (carros pipas e programas de benefício financeiros a famílias de baixa renda) e no litoral, a exemplo da exploração de águas subterrâneas em zonas urbanas costeiras (funcionando em paralelo ao sistema de abastecimento público alimentado por mananciais superficiais), cujo excesso pode ultrapassar a recarga natural anualmente renovável, favorecendo a intrusão salina e desequilibrando o meio ambiente na região dos estuários).

3. A ESCALA ESPAÇO-TEMPORAL E A VARIABILIDADE HIDROLÓGICA

Para diferentes referenciais de observação, considerando-se os processos do ciclo hidrológico, uma área de estudo pode ser vista sob vários níveis, desde escalas globais (como a bacia hidrográfica e sistemas aquíferos), passando por modelos regionais (áreas que subdividem a bacia segundo critérios específicos ou em sub-bacias), considerações locais (poço ou uma microbacia industrial/rural, tomada a fio d’água, etc), ou mesmo ainda, a análise em duas ou mais amplitudes, como na da troca de fluxo de águas superficiais e subterrâneas (Dahl et al., 2007), que podem ser consideradas em escalas globais, regionais ou locais, relacionadas entre si por meio de diferentes fenômenos, interagindo de forma sistêmica em um único grande ciclo (Silva, 2007). Na mesma ótica, para a escala temporal, considerando-se seus níveis de observação, a análise mensal (descrevendo as sazões), por exemplo, poderia ser contextualizada com dados diários (para os pulsos de vazões) cujo

“refinamento” estaria ligado a um interesse particular, como no comportamento dos habitats em determinado período do ano. Essas considerações bem como o tamanho e qualidade do banco de dados facilita bastante a confecção de modelos e seus níveis de gerenciamento, proporcionando melhores resultados que possam apoiar as tomadas de decisões dos gestores de recursos hídricos.

3.1. O hidrograma discretizado

O hidrograma contempla todo o desempenho hídrico da bacia, suas subdivisões retratam o comportamento da água no rio volumetricamente com o tempo e representa informação de grande utilidade para o planejamento dos recursos hídricos.

A separação dos componentes do hidrograma sempre tem sido um desafio na hidrologia (Nathan e McMahon, 1990, Kattan et al., 1987 apud Ferraz e Mortatti, 2003; Chen et al., 2006, Han e Hammond, 2006). Tucci (2003) cita a divisão do hidrograma composta por três componentes principais: a curva de ascensão, região de pico e o ramo de recessão. Este último reflete a contribuição das fontes subterrâneas de água nos períodos de estiagem, de comportamento bem mais complexo (Tallaksen, 1995) e bem mais dependente das variáveis do sistema, sendo bastante destacadas as subdivisões em recessão superior e inferior (Askoy, 2000). Jain e Srinivasulu (2006) apresentam divisões para o hidrograma mais discretizadas com ascendência em duas partes (segmento inicial e outro próximo ao cume sob maior influência do fluxo superficial, destacando-se que os processos físicos ocorrentes no primeiro são bastante diferenciados do segundo) e o ramo cadente em três partes (parte inicial nas proximidades do pico, parte mediana, influenciado pelo escoamento sub-superficial, e o segmento final - escoamento de base). A Figura 3 resume a separação do hidrograma adaptado de Shaw (2005) integrada às subdivisões citadas por Jain e Srinivasulu (2006), em que se destacam: o limite entre o escoamento de superfície e o de base (curva *a*) ao longo das sazões - de comportamento complexo bastante dependente da estrutura geológica e cobertura superficial da bacia; e o ponto (*b*) de início na curva do fluxo de base (tipicamente exponencial, melhor determinado no traçado da curva $\ln Q$ versus t).

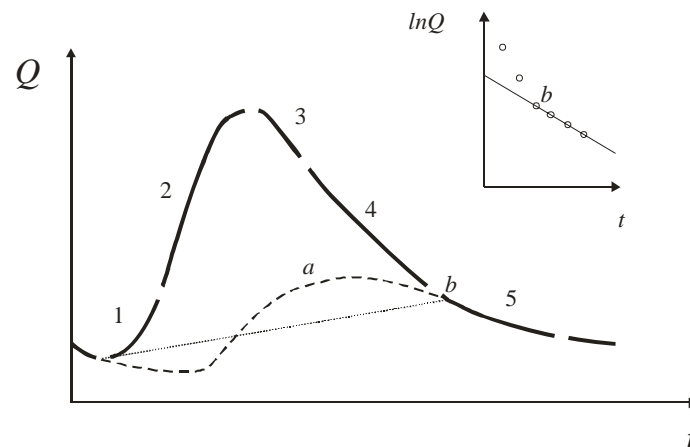


Figura 3. Subdivisão do hidrograma (Jain e Srinivasulu, 2006) e separação do escoamento de base, adaptado de Shaw (2005).

3.2. O hidrograma no auxílio à definição da vazão ambiental

Poff et al. (1997) citam que a variabilidade hidrológica é influenciada pela magnitude, duração, frequência e época de ocorrência de vazões mínimas e máximas (Jacobson e Galat, 2006; Neubauer et al., 2008; Masih et al., 2009; Gao et al., 2009; Wen, 2009; Zeilhofer e Moura, 2009), ilustrativamente observadas em Bunn e Arthington (2002) (Tucci 2009, Naiman et al., 2008), em que se destacam quatro princípios sobre a influência do regime natural de vazões na biodiversidade ripária mediante vários mecanismos relacionados no tempo e no espaço, resumidamente expressos em um hidrograma, atentando-se: às relações

entre a diversidade ecológica e fluxo do canal (mudanças geomorfológicas pelas grandes vazões); a variabilidade hidrológica (sazonalidade); as trocas de fluxo vertical e lateral no escoamento (ressalta-se, mais uma vez, as supracitadas fases de rio efluente e influente) e as alterações no regime natural do fluxo quanto as espécies invasivas.

Destaca-se a necessidade de se conservar os níveis mínimos de fluxo de base (Weber e Perry, 2006; Deitch et al., 2009a; Deitch et al., 2009b), especialmente nas secas prolongadas, considerando-se as prioridades ecológicas, o comportamento do fluxo e a limitação/interrupção para exploração de água. Heicher (1993 apud Smakhtin, 2001), esboçou vários efeitos ambientais causados pela redução no escoamento de base (aumento da sedimentação, alterando a morfologia do canal, distribuição da biota, aumento da temperatura e penetração dos raios de sol, mudanças na densidade, produtividade, e composição de espécies).

A Figura 4 mostra alguns aspectos considerados para a confecção do hidrograma ambiental e o comportamento hídrico no contexto ecológico. Apresenta uma bacia fictícia, com pontos de controle sequencialmente distribuídos e respectivas seções fluviométricas com seus comportamentos hídricos no tempo e espaço, apresenta também as subdivisões do hidrograma, destacando o seccionamento das etapas do escoamento, sugerindo a outorga dos recursos hídricos (discretizada em águas superficiais e subterrâneas), enfatiza também a relevância de conflitos de uso em períodos de escassez hídrica. O limite mínimo do escoamento ambiental equivale “à média das vazões mínimas de cursos d’água perenes, capaz de assegurar a continuidade do regime da rede hidrográfica e, por conseguinte, da vida vegetal e animal dela dependente” (Costa et al., 2007).

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A forte relação da variabilidade hidrológica e o meio ambiente aquático enfatiza a necessidade do hidrograma ambiental como instrumento que ajuda a esclarecer o comportamento da água em uma bacia hidrográfica ou trechos de rios, no contexto eco-hidrológico (conservação ambiental dos corpos hídricos) e de gestão (atendimento aos múltiplos usos).

Alerta-se às dificuldades de acesso a banco de dados (quantidade, qualidade e disponibilidade), o que impede a integração com outras áreas de estudo, bem como a inércia no fornecimento de informações.

Destaca-se à necessidade de estudos de regime de fluxo dos rios (limites mínimos e máximos, frequências, amplitudes), de maneira a subsidiar os estudos ecológicos objetivando atender os níveis sazonais, a exemplo das subdivisões propostas por Postel e Richter (2003), os princípios alvitrados por Bunn e Arthington (2002).

Cruz (2005) destaca: “o regime de flutuação de fatores ambientais no tempo é reconhecido como um dos principais fatores do ambiente”, e “no caso de ecossistemas aquáticos, o regime de flutuações das vazões e, conseqüentemente, das cotas de inundação, representa a principal função de força do sistema, regulando a heterogeneidade temporal e espacial da paisagem do rio”. Em sua metodologia apresentou análise espectral, gerando uma série sintética de pulsos de vazões usando-se a Transformada Rápida de Fourier em função de dados diários de fluxo, destacando-se esta técnica como bastante difundida para descrição das periodicidades em séries temporais.

Ideião et al. (2006) citam que além da Transformada de Fourier (TF) (mais popular), existem diversas transformações matemáticas que podem ser aplicadas, como a Transformada de Wavelet (TW) (ou ondaleta), sendo um avanço recente no processamento de sinais que tem atraído muita atenção em vários setores da ciência, “apropriada para analisar eventos irregularmente distribuídos e séries temporais que contêm potência não estacionária em diferentes frequências”.

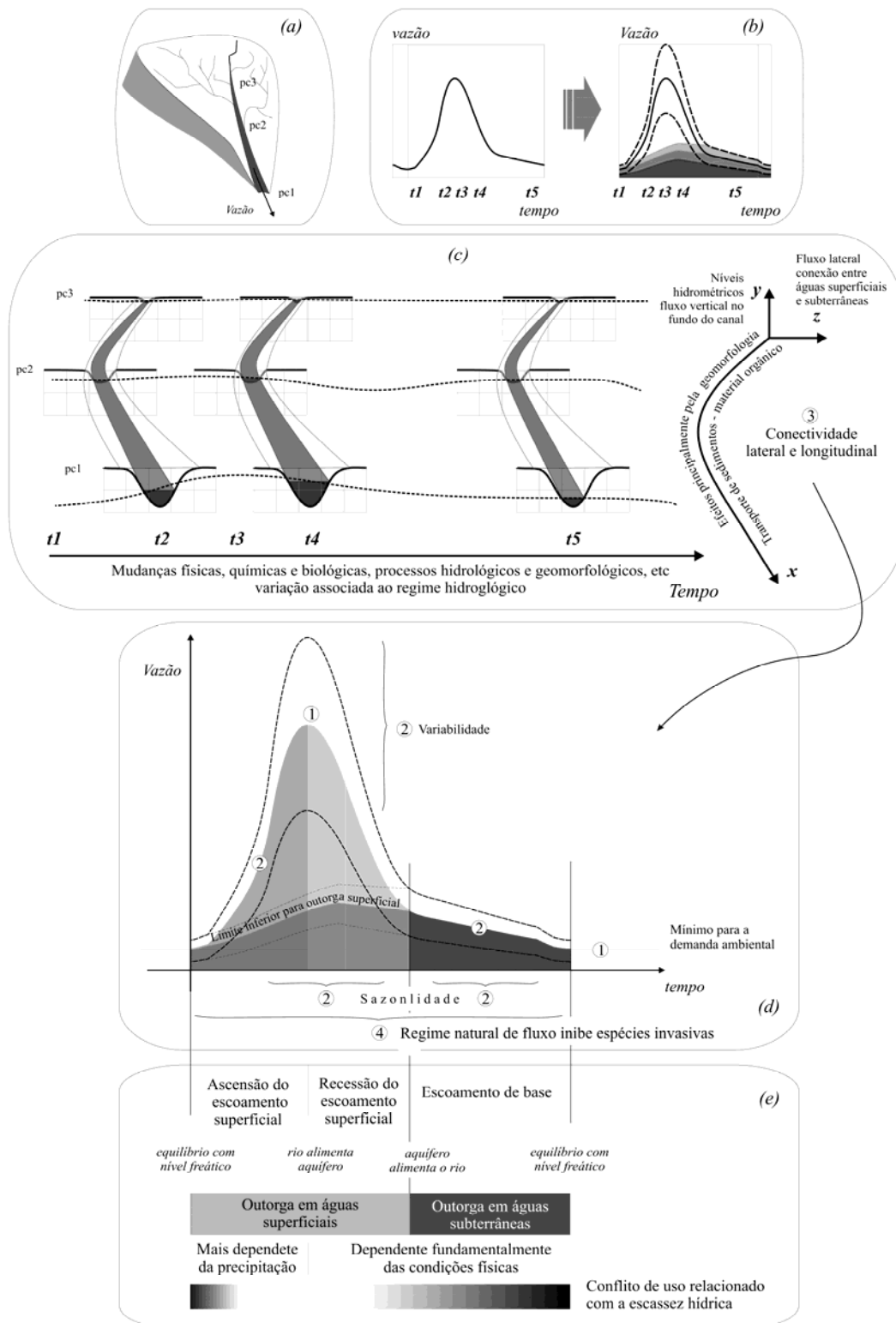


Figura 4. Alguns aspectos para a confecção do hidrograma ambiental e o comportamento hídrico no contexto ecológico: (a) pontos de controle; (b) variabilidade superficial/subterrânea; (c) variabilidade espacial (vertical, horizontal e longitudinal); e (d) Princípios do comportamento ecológico frente a variabilidade hidrológica (1-relações entre a diversidade ecológica e fluxo do canal; 2-sazonalidade; 3-trocas de fluxo vertical e lateral no escoamento; e 4-alterações no regime natural do fluxo quanto às espécies invasivas (adaptado de Bunn e Arthington (2002))); (e) aspectos da variabilidade na conexão rio-aquífero (rios efluentes e influentes) (adaptado de Feitosa (1997)) e de gestão - limites de outorga (superficial e subterrânea) e risco de conflitos ante a escassez hídrica. (autoria própria).

5. CONCLUSÕES

Diante da escassez de banco de dados eco-hidrológicos, a análise estatística de séries históricas de vazões, mesmo que, num contexto ambiental, a colocação seja limitada, pode contribuir significativamente para melhorias e desenvolvimento de futuros modelos, como no estudo das perturbações de fluxo, sensivelmente observadas na escala diária (mais intensas em períodos de cheias) e que são bastante relacionadas com o comportamento ecológico dos rios.

A concepção do hidrograma ambiental requer tempo e riqueza de dados, abrange várias disciplinas de pensamento interdisciplinar, com adaptações ao longo do tempo (como em comparações das situações anteriores e posteriores - das condições naturais às mudanças antropogênicas) e espaço (comparando as demandas hídricas à montante e à jusante de um eventual ponto de controle). A integração de profissionais e de metodologias numa amplitude multidisciplinar possibilitará maior aproximação da realidade ambiental dos rios, como na própria ideologia do desenvolvimento sustentável, “compreendendo” as internalidades e externalidades positivas e negativas presentes no contexto da determinação da vazão ambiental.

6. AGRADECIMENTOS

O primeiro autor agradece ao CNPq/CT-HIDRO, pelo fomento à pesquisa no âmbito do doutorado, bem como ao Grupo do Projeto de Pesquisa “Integração dos Instrumentos de Outorga, Enquadramento e Cobrança para a Gestão das Águas Subterrâneas” - ASUB, financiado pelo MCT/FINEP/CT-HIDRO, pelo apoio técnico, banco de dados, ambiente físico de trabalho.

7. REFERÊNCIAS

- ALBUQUERQUE, J. P. T.; RÊGO, J. C. Conceitos e definições para avaliação e gerenciamento conjunto de recursos hídricos superficiais e subterrâneos. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 4., 1998, Campina Grande. **Proceedings...** Campina Grande: ABRH, 1998. 1 CD-ROM.
- ALLEY, W. M.; RICHARD W. H.; LABAUGH, J. W.; REILLY, T. E. Flow and storage in groundwater systems: the dynamic nature of groundwater. **Science**, v. 296, p. 1985-1990, junho 2002.
<http://dx.doi.org/10.1126/science.1067123>
- ALVES, M. H.; BERNARDO, J. M. Contribuição para uma metodologia de determinação do caudal ecológico em cursos e água temporários. In: CONGRESSO DA ÁGUA, 5., 2000, Lisboa Disponível em: <http://www.inag.pt/inag2004/port/a_intervencao/d_hidrico/pdf/estudos_amb/caudal_e_co_cursos_temp.pdf>. Acesso: março 2011.
- ASKOY, H. Markov chain-based modeling techniques for stochastic generation of daily intermittent streamflows. **Advances in Water Resources**, v. 26, p. 663-671, 2003.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0309-1708\(03\)00031-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0309-1708(03)00031-9)
- BENDA, L.; POFF, L.; MILLER, D.; DUNNE, T.; REEVES, G.; PESS, G.; POLLOCK, M. The network dynamics hypothesis: how channel networks structure riverine habitats. **Bioscience**, v. 54, n. 5, p 413-427, 2004.
[http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2004\)054\[0413:TNDHHC\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0413:TNDHHC]2.0.CO;2)

MEDEIROS, P. C.; SOUZA, F. A. S.; RIBEIRO, M. M. R. Aspectos conceituais sobre o regime hidrológico para a definição do hidrograma ambiental. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 131-147, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.179](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.179))

- BENETTI, A. D.; LANNA, A. E. L.; COBALCHINI, M. S. Metodologias para determinação de vazões ecológicas em rios. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 2, p. 149-160, 2003.
- BOULTON, J. A.; BOYERO L.; COVICH, A. P.; DOBSON, M.; LAKE S.; PEARSON, R. B. Are tropical streams ecologically different from temperate streams? **Tropical Stream Ecology**, p. 257-284, 2008. Disponível em: <<http://eprints.jcu.edu.au/7493/>>. Acesso: março 2011.
- BRASIL. **Lei Federal n.º. 9.433, de 08 de janeiro de 1997**. Instituiu a política nacional de recursos hídricos e cria o sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos. Disponível em: <<http://www.cnrh-srh.gov.br/>>. Acesso: 20 dez. 2005.
- BRODIE, R.; SUNDARAM, B.; TOTTENHAM R.; HOSTETLER, S.; RANSLEY, T. **An adaptive management framework for connected groundwater-surface water resources in Austrália**. Bureau of Rural Sciences. 2007b. Disponível em: <<http://adl.brs.gov.au/brsShop/data/adaptivemgtframeworkgroundwatersurfacewater.pdf>>. Acesso: março 2011.
- BRODIE, R.; SUNDARAM, B.; TOTTENHAM R.; HOSTETLER, S.; RANSLEY, T. **An overview of tools for assessing groundwater-surface water connectivity**. Bureau of Rural Sciences. 2007a. Disponível em: <<http://adl.brs.gov.au/brsShop/data/assessinggroundwatersurfacewaterconnectivity.pdf>>. Acesso: março 2011.
- BROWN, R. A.; PASTERNAK, G. B. Engineered channel controls limiting spawning habitat rehabilitation success on regulated gravel-bed rivers. **Geomorphology**, v. 97, p. 631–654, 2008.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2007.09.012>
- BRUNO, M. C.; LOFTUS W. F.; REID, J. W.; PERRY S. A. Diapause in copepods (Crustacea) from ephemeral habitats with different hydroperiods in Everglades National Park (Florida, U.S.A.). **Hydrobiologia**, v. 453/454, p. 295–308, 2001.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1013161210836>
- BUNN, S. E.; ARTHINGTON, A. H. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. **Environmental Management**, v. 30, n. 4, p. 492-507, 2002.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00267-002-2737-0>
- BUSS, S.; ZUANSI, C.; CARDENAS, B.; FLECKENSTEIN, J.; HANNAH, D.; HEPPELL, K.; HULME, P. et al. **The hyporheic handbook: a handbook on the groundwater–surface water interface and hyporheic zone for environment managers**. Head of Science. 280p. 2009. Disponível em <www.hyporheic.net/Website%20format%20ch9.pdf>. Acesso: março 2011.
- BURCHER, C. L. Using simplified watershed hydrology to define spatially explicit ‘zones of influence’. **Hydrobiologia**, v. 618, p. 149-160, 2009.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10750-008-9572-0>
- CALLANAN, M.; BAARS, J. R.; KELLY-QUINN, M. Critical influence of seasonal sampling on the ecological quality assessment of small headwater streams. **Hydrobiologia**, v. 610, n. 1, p. 245-255, 2008.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10750-008-9439-4>

MEDEIROS, P. C.; SOUZA, F. A. S.; RIBEIRO, M. M. R. Aspectos conceituais sobre o regime hidrológico para a definição do hidrograma ambiental. *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 131-147, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.179](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.179))

- CARLISLE, D. M.; FALCONE, J.; WOLOCK, D. M.; MEADOR, M. R.; NORRIS, R. H. Predicting the natural flow regime: models for assessing hydrological alteration in streams. *River Research and Applications*. v. 26, p. 118 – 136, 2009.
- CEY, E. E.; RUDOLPH, D. L.; PARKIN, G. W.; ARAVENA, R. Quantifying groundwater discharge to a small perennial stream in southern Ontario, Canada. *Journal of Hydrology*. v. 210, p. 21–37, 2008.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(98\)00172-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(98)00172-3)
- CHANG, F.; TSAI, M.; TSAI, W.; HERRICKS E. E. Assessing the ecological hydrology of natural flow conditions in Taiwan. *Journal of Hydrology*. v. 354, p. 75– 89, 2008.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.02.022>
- CHEN. X.; CHEN, D. Y.; CHEN, X. Simulation of baseflow accounting for the effect of bank storage and its implication in baseflow separation. *Journal of Hydrology*. v. 327, p. 539–549, 2006.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.11.057>
- CIESIELKA, I. K.; BAILEY, R. C. Hierarchical structure of stream ecosystems: consequences for bioassessment. *Hydrobiologia*, v. 586, n. 1, p. 57-67, 2007.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10750-006-0481-9>
- CONSELHO NACIONAL DE DESENVOLVIMENTO CIENTÍFICO E TECNOLÓGICO - CNPQ. **Edital MCT/CNPq/CT-Hidro – Nº 045/2006**. 2006. Disponível em: <www.cnpq.br/editais/ct/2006/045.htm>. Acesso: março 2011.
- COLLISCHONN, W.; SOUZA, C. F.; FREITAS, G. K.; PRIANTE, G. R.; AGRA, S. G.; TASSI, R. Em Busca do hidrograma ecológico. In: SEMINÁRIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., 2005, João Pessoa. **Proceedings...** João Pessoa: ABRH, 2005. 1 CD-ROM.
- COSTA, W. D.; ALBUQUERQUE, J. do P. T.; BRANCO, R. L. C.; MARANHÃO, C. M. L.; GOLDFABER, M. **Estudo de caracterização e verificação da disponibilidade hídrica da vertente litorânea do estado da Paraíba**: estudos hidrogeológicos. Relatório Final. Brasília: Ministério da Integração Nacional, 2007. Tomo I – Texto.
- CRUZ, J. C. **Disponibilidade hídrica para outorga: avaliação de aspectos técnicos e conceituais**. 2001. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2001.
- CRUZ. R. C. **Prescrição de vazão ecológica**: aspectos conceituais e técnicos para bacias com carência de dados. 2005. Tese (Doutorado em Ecologia)_ - Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.
- DAHL, M.; NILSSON B.; LANGHOFF J. H.; REFSGAARD J. C. Review of classification systems and new multi-scale typology of groundwater–surface water interaction. *Journal of Hydrology*, v. 344, p. 1-16, September 2007.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.06.027>
- DEITCH, M. J.; KONDOLF, G. M.; MERENLENDER, A. M. Hydrologic impacts of small-scale instream diversions for frost and heat protection in the California wine country. *River Research and Applications*, v. 25. p. 118-134, 2009a.

MEDEIROS, P. C.; SOUZA, F. A. S.; RIBEIRO, M. M. R. Aspectos conceituais sobre o regime hidrológico para a definição do hidrograma ambiental. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 131-147, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.179](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.179))

DEITCH, M. J.; KONDOLF, G. M.; MERENLENDER, A. M. Surface water balance to evaluate the hydrological impacts of small instream diversions and application to the Russian River basin, California, USA. **Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems**, v. 19, p. 274-284, 2009b.
<http://dx.doi.org/10.1002/rra.1100>

EAMUS, D.; HATTON, T.; COOK, P.; COLVIN, C. **Ecohydrology**: vegetation function, water and resource management. Collingwood: CSIRO, 2006.

ECKSTEIN, Y.; ECKSTEIN, G. Transboundary aquifers: conceptual models for development of international law. **Ground Water**, v. 43, n. 5, p. 679-690, Sep./Oct., 2005.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1745-6584.2005.00098.x>

FARIAS JÚNIOR, J. E. F.; CARVALHO, G. S.; AZEVEDO, J. P. S.; MAGALHAES, P. C. Determinação da demanda ecológica em pequenas bacias: caso da Bacia Hidrográfica do Rio Coruripe. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., 2005, João Pessoa. **Proceedings...** João Pessoa: SBRH, 2005. 1 CD-ROM.

FARIAS JÚNIOR, J. E. F. **Análise de metodologias utilizadas para a determinação da vazão ecológica. Estudo de caso: Rio Voruripe/AL e Rio Solimões/AM**. 2006. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2006.

FEITOSA, F.A.C. Pesquisa de água subterrânea. In: FEITOSA F. A. C.; MANOEL FILHO, J. **Hidrogeologia**: – conceitos e aplicações. Fortaleza: CPRM, LABHID-UFPE, 1997. 389p.

FERRAZ, F. F. B.; MORTATTI, J. Avaliação da relação entre distribuição espacial da precipitação e os componentes do escoamento em bacia tropical de Meso-escala, **GeoUsp**, São Paulo, 2003. p. 13. Disponível em: <www.geografia.fflch.usp.br/publicacoes/Geousp/Geousp13/Geousp13G_Ferraz_Mortatti.htm>. Acesso: março 2011.

FITTS, C. **Groundwater science**. San Diego: Academic Press; Elsevier Science, 2002. 450p.

GALASSI, D. M. P. Groundwater copepods: diversity patterns over ecological and evolutionary scales. **Hydrobiologia**, v. 453/454, p. 227–253, 2001.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1013100924948>

GAO, Y.; VOGEL, R. M.; KROLL, C. N.; POFF, N. L.; OLDEN, J. D. Development of representative indicators of hydrologic alteration. **Journal of Hydrology**, v. 374, p. 136–147, 2009.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.06.009>

GORE, J. A. Discharge measurements and streamflow analysis. In: HAUER, R.; LAMBERTI, G. A. **Methods in stream ecology**. 2. ed.. [S.l.]: Elsevier, 2007. p.51-77.
<http://dx.doi.org/10.1016/B978-012332908-0.50005-X>

HAN, D.; HAMMOND, M. Recession curve estimation for storm event separations. **Journal of Hydrology**. v. 330, p. 573– 585, 2006.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.04.027>

HARDISTY, J. **Estuaries**: monitoring and modeling the physical system. Malden: Blackwell Publishing, 2007. 157p.
<http://dx.doi.org/10.1002/9780470750889>

MEDEIROS, P. C.; SOUZA, F. A. S.; RIBEIRO, M. M. R. Aspectos conceituais sobre o regime hidrológico para a definição do hidrograma ambiental. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 131-147, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.179](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.179))

HARVEY F. E.; SWINEHART J. B.; KURTZ, T. M. Sustainance of Nebraska's unique Sand Hills peatland fen ecosystems. **Ground Water**, v. 45, n. 2, p. 218–234, 2007. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1745-6584.2006.00278.x>

HAYS, R. L.; ULLMAN, W. Direct determination of total and fresh groundwater discharge and nutrient loads from a sandy beachface at low tide (Cape Henlopen, Delaware). **Limnology and oceanography**. v. 52, n. 1, p. 240-247, 2007. <http://dx.doi.org/10.4319/lo.2007.52.1.0240>

HU, W.; WANG, G.; DENG, D.; LI, S. The influence of dams on ecohydrological conditions in the Huaihe River basin, China. **Ecological Engineering**, v. 33, p. 233–241, 2008. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.04.003>

IDEIÃO, S. M. A.; COSTA, I. Y. L. G.; SANTOS, C. A. G. Análise da viabilidade do uso de água de chuva em condomínios horizontais através da Transformada Wavelet. In: SEMINÁRIO IBEROAMERICANO SOBRE SISTEMAS DE ABASTECIMENTO URBANO DE ÁGUA, 6., 2006, João Pessoa. **Proceedings...** João Pessoa: UFPB, 2006. v.1, p. 1-8. 1 CD-ROM.

JACOBSON, R. B.; GALAT, D. L. Flow and form in rehabilitation of large-river ecosystems: An example from the Lower Missouri River. **Geomorphology**, v. 77. p. 249–269, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.01.014>

JAIN, A.; SRINIVASULU, S. Integrated approach to model decomposed flow hydrograph using artificial neural network and conceptual techniques. **Journal of Hydrology**. v. 317, p. 291–306, 2006. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.05.022>

JØRGENSEN, S. E.; FATH, B.; BASTIANONI, S.; MARQUES, J.; MULLER, F.; NIELSEN, S. N. et al. Ecosystem principles have broad explanatory power in ecology. In: **A new ecology**:. systems perspective. Oxford: Elsevier, 2007. 289p.

KALBUS, E.; REINSTORF, F.; SCHIRMER, M. Measuring methods for groundwater, surface water and their interactions: a review. **Hydrology and Earth System Sciences Discussions**, v. 3, p. 1809–1850, 2006. <http://dx.doi.org/10.5194/hessd-3-1809-2006>

KING, A. J.; TONKIN, Z.; MAHONEY, J. Environmental flow enhances native fish spawning and recruitment in the Murray River, Australia. **River Research and Applications**, v. 25, p. 1205–1218, 2008. <http://dx.doi.org/10.1002/rra.1209>

LEAP, D. I. Geological occurrence of groundwater. In: DELLEUR, J. (Ed.). **The handbook of groundwater engineering**. Boca Raton: CRC Press, 1999.

LUZ, L. D.; AMORIN, R. B.; AMORIM, F. B.; MEDEIROS Y. Aplicabilidade do conceito de vazões ecológicas ao semi-árido brasileiro. In: CONFERÊNCIA INTERNACIONAL SOBRE ÁGUA EM REGIÕES ÁRIDAS E SEMIÁRIDAS, 2., 2007, Gravatá. Gravatá: ABRH, 2007.

LUZ, L. D.; SANTOS, P. F.; LORDELO, F.; GÓES, T. Fluxos de base: equipamento destinado a medições – desenvolvimento e primeiros experimentos. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 10., novembro 2008, Salvador. **Proceedings...** Salvador: ABRH, 2008. 1 CD-ROM.

MEDEIROS, P. C.; SOUZA, F. A. S.; RIBEIRO, M. M. R. Aspectos conceituais sobre o regime hidrológico para a definição do hidrograma ambiental. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 131-147, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.179](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.179))

MCCLAIN, M. E.; BOYER, E. W.; DENT, C. L.; GERGEL, S. E.; GRIMM, N. B.; GROFFMAN, P. M. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. **Ecosystems**, v. 6, p. 301-312, 2003.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10021-003-0161-9>

MALTCHIK, L. G. Ecologia de rios intermitentes tropicais. In: POMPEO, M. L. M. (Org.). **Perspectivas da limnologia no Brasil**. São Luís: União, 1999. p. 77-89.

MASIH, I.; AHMAD, M.; UHLENBROOK, S.; TURRAL, H.; KARIMI, P. Analysing streamflow variability and water allocation for sustainable management of water resources in the semi-arid Karkheh river basin, Iran. **Physics and Chemistry of the Earth**, v. 34, p. 329–340, 2009.

MEDEIROS, Y. D. P.; LUZ, L. D.; AMORIM, F. B.; GONÇALVES, M. S.; BERETTA, M. CAMPOS, V. P. et al.. Alocação de águas em bacias hidrográficas – uma abordagem ambiental. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 8., 2006, Gravatá. **Proceedings...** Gravatá: ABRH, 2006. 1CD-ROM.

MEYER, A.; MEYER, E. I.; MEYER, C. Lotic communities of two small temporary karstic stream systems (East Westphalia, Germany) along a longitudinal gradient of hydrological intermittency. **Limnologia - Ecology and Management of Inland Waters**, v. 33, p. 271-279, 2003.

MILLER, D. C.; ULLMAN, W. J. Ecological consequences of groundwater discharge to Delaware Bay, United States. **Ground Water**, v. 42, p. 959–970, 2004.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1745-6584.2004.tb02635.x>

MINSHALL, G. W.; RUGENSKI, A. Riparian processes and interactions. In: HAUER, R.; LAMBERTI, G. A. **Methods in stream ecology**. 2. ed.. [S.l.]: Elsevier, 2007. p. 721-742.

MOLIERE, D. R.; LOWRY, J. B. C.; HUMPHREY, C. L. Classifying the flow regime of data-limited streams in the wet-dry tropical region of Australia. **Journal of Hydrology**, v. 367, p. 1–13, 2009.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.12.015>

MONTGOMERY, D. R. Process domains and the river continuum. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 35, n. 2, p. 397–410, 1999.
<http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.1999.tb03598.x>

NAIMAN, R. J.; LATTERELL, J. J.; PETTIT, N. E.; OLDEN, J. D. Flow variability and the biophysical vitality of river systems. **Comptes Rendus Geoscience**, v. 340, n. 9/10, p. 629–643, 2008.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.crte.2008.01.002>

NATHAN, R. J.; MCMAHON, T. A. Evaluation of automated techniques for baseflow and recession analysis. **Water Resources Research**, v. 26, n. 7, p. 1465–1473, 1990.
<http://dx.doi.org/10.1029/WR026i007p01465>

NEUBAUER, C. P.; HALL, G. B.; LOWE, E. F.; ROBISON, C. P.; HUPALO, R. B.; KEENAN, L. W. Minimum flows and levels method of the St. Johns River Water Management District, Florida, USA. **Environmental Management**, v. 42, p. 1101–1114, 2008.
<http://dx.doi.org/10.1007/s00267-008-9199-y>

MEDEIROS, P. C.; SOUZA, F. A. S.; RIBEIRO, M. M. R. Aspectos conceituais sobre o regime hidrológico para a definição do hidrograma ambiental. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 131-147, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.179](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.179))

- PETTS, G. E. A perspective on the abiotic processes sustaining the ecological integrity of running waters. **Hidrobyologia**, v. 422-423, p.15-27, 2000.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1017062032685>
- PINDER, G. F.; CELIA, M. A. **Subsurface hydrology**. Hoboken: John Wiley & Sons, 2006. 468p.
<http://dx.doi.org/10.1002/0470044209>
- POFF, L. N.; ALLAN, J. D.; BAIN, M.B.; KARR, J. R.; PRESTEGAARD, K. L.; RICHTER, B. D. et al. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. **BioScience**, v. 47, n. 11, p. 769-784, 1997.
<http://dx.doi.org/10.2307/1313099>
- POSTEL, S.; RICHTER, B. **Rivers for life: managing water for people and nature**. Washington, D.C.: Island Press, 2003. 253 p.
- QUEIROZ, M. M. F. de; BOAS, M. A. V.; OLIVEIRA, L. M. Análise de vazões mínimas Q1,10 e Q7,10 de rios do Paraná através da distribuição Gev. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., 2005, João Pessoa. **Proceedings...** João Pessoa: ABRH, 2005. 1CD-ROM.
- REID, J. W. A human challenge: discovering and understanding continental copepod habitats. **Hydrobiologia**, v. 453/454, p. 201–226, 2001.
<http://dx.doi.org/10.1023/A:1013148808110>
- RENSCHLER, C. S.; DOYLE, M. W.; THOMS, M. Geomorphology and ecosystems: challenges and keys for success in bridging disciplines. **Geomorphology**, v. 89. p. 1-8, 2007.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2006.07.011>
- ROSENBERRY, D. O. A seepage meter designed for use in flowing water. **Journal of Hydrology**. v. 359, p. 118– 130, 2008.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.06.029>
- SANDERSON, J. S.; KOTLIAR, N. B.; STEINGRAEBER, D. A.; BROWNE, C. Simulated natural hydrologic regime of an intermountain playa conservation site. **Wetlands**, v. 28, n. 2, p. 363–377, 2008.
<http://dx.doi.org/10.1672/07-76.1>
- SANTOS, V. S.; VIEIRA, A. S.; CURI, W. F.; CURI, R. C. Análise de metodologias de outorga dos direitos de uso da água para a sub-bacia do Rio Piancó – PB. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 8., 2006, Gravatá. **Proceedings...** Gravatá: ABRH, 2006. 1 CD-ROM.
- SHAW, E. M. **Hydrology in practice**. 3. ed. British Library, 2005. 613p
- SILVA, F. F.; LORDELLO NETO, A. V.; CARDOSO, E. R. Vazão mínima, ecológica ou remanescente no Estado da Bahia. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 8., 2006, Gravatá. **Proceedings...** Gravatá: ABRH, 2006. 1CD-ROM.
- SILVA, F. C. **Análise integrada de usos de água superficial e subterrânea em macroescala numa bacia hidrográfica: o caso do Alto Rio Paranaíba**. 2007. 188f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) - Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

MEDEIROS, P. C.; SOUZA, F. A. S.; RIBEIRO, M. M. R. Aspectos conceituais sobre o regime hidrológico para a definição do hidrograma ambiental. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 131-147, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.179](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.179))

- SMAKHTIN, V. U. Low flow hydrology: a review. **Journal of Hydrology**, v. 240, p.147–186, 2001.
[http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694\(00\)00340-1](http://dx.doi.org/10.1016/S0022-1694(00)00340-1)
- TALLAKSEN, L. M. A review of baseflow recession analysis. **Journal of Hydrology**. v. 165, p. 349-370, 1995.
[http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694\(94\)02540-R](http://dx.doi.org/10.1016/0022-1694(94)02540-R)
- TOOD, D. K. **Groundwater hydrology**. 2. ed. [S.l.]: John Wiley & Sons, 1987. 222p.
- TUCCI, C. E. M. Escoamento superficial. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia ciência e aplicação**. Porto Alegre: Ed. Da Universidade; ABRH; EDUSP, 2003.
- TUCCI, C. E. M. **Hidrograma ambiental**. Outubro 2009. Disponível em: <<http://blog.rhama.net/2009/10/04/hidrograma-ambiental/>>. Acesso: março 2011.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p. 130–137, 1980.
<http://dx.doi.org/10.1139/f80-017>
- WEBER K. A.; PERRY, R. G. Groundwater abstraction impacts on spring flow and base flow in the Hillsborough River Basin, Florida, USA. **Hydrogeology Journal**, v. 14, p. 1252–1264, 2006.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10040-006-0040-5>
- WELLER, D. E.; JORDAN, T. E.; CORRELL, D. L. Heuristic models for material discharge from landscapes with riparian buffers. **Ecological Applications**: v. 8, n. 4, p. 1156-1169, 1998.
[http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[1156:HMFMDF\]2.0.CO;2](http://dx.doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[1156:HMFMDF]2.0.CO;2)
- WEN, L. Reconstruction natural flow in a regulated system, the murrumbidgee river, australia, using time series analysis. **Journal of Hydrology**. v. 364. p. 216–226, 2009.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.10.023>
- WINTER, T. C.; HARVEY, J. W.; FRANKE, O. L.; ALLEY, W. M. Ground water and surface water a single resource. **U. S. Geological Survey Circular**, n. 1139, 1998.
- ZEDLER, J. B. **Handbook for restoring tidal wetlands**. Boca Raton: CRC Press; Marine Science Series, 2001.
- ZEILHOFERA, P.; MOURA, R. M. Hydrological changes in the northern Pantanal caused by the Manso dam: impact analysis and suggestions for mitigation. **Ecological Engineering**. v. 35, p. 105–117, 2009.
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.09.011>



Análise da precipitação e sua influência na ocorrência de incêndios florestais no Parque Nacional Serra de Itabaiana, Sergipe, Brasil (doi:10.4136/ambi-agua.180)

Benjamin Leonardo Alves White¹; Adauto de Souza Ribeiro²

¹Programa Regional de Desenvolvimento e Meio Ambiente (PRODEMA), Universidade Federal de Sergipe
E-mail: benjmka@hotmail.com

²Departamento de Biologia, Universidade Federal de Sergipe - Departamento de Biologia (CCBS)
E-mail: adautosr@ufs.br

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo verificar a influência da variável climática precipitação na ocorrência de incêndios florestais, dentro do Parque Nacional Serra de Itabaiana. Para tanto, foram obtidos os dados de precipitação para o município de Itabaiana e os de ocorrência de incêndios florestais dentro do Parque, para o período de 10 anos (1999-2008). Inicialmente, os dados de precipitação foram agrupados pela Análise de Variância, de acordo com os meses do ano e, em seguida, correlacionados com a quantidade de registro de incêndios florestais, pelo coeficiente de correlação de Pearson. Para verificar a significância da correlação obtida, esta foi aplicada ao teste de significância “t”. De acordo com os resultados obtidos, os meses de novembro e dezembro formaram o grupo com os menores valores de precipitação anual, enquanto os meses de maio, junho e julho representaram o grupo com os maiores valores. Correlacionando a precipitação com a quantidade de incêndios, foi obtida uma correlação negativa e significativa ($r = -0,61$, $p = 0,03$). Entretanto, os meses que formaram o grupo mais seco não foram os que apresentaram maior ocorrência de incêndios.

Palavras-chave: Condições meteorológicas; fogo; unidades de conservação.

Rainfall analysis and its influence in forest fire occurrence in the Serra de Itabaiana National Park, Sergipe, Brazil

ABSTRACT

The objective of this research was to verify the influence of the climatic variable precipitation in the forest fire occurrence at the National Park Serra de Itabaiana. For this propose, precipitation data for the Itabaiana county, and forest fire occurrence data inside the Park were analyzed for a period of 10 years (1999-2008). Initially, the precipitation data had been grouped using Analysis of Variance considering the months of the year and, after that, a Pearson's coefficient of correlation was performed between precipitation data and number of registered forest fires. The “t” test of significance was applied to verify the correlation significance. The results showed that the months of November and December formed the group with lower annual precipitation values, while the months of May, June and July represented the group with highest values. Correlating the precipitation with the number of fires, a negative and significant correlation coefficient ($r = -0.61$, $p = 0.03$) was obtained. However, the driest months did not have the highest number of fire occurrences.

Keywords: Climate; fire; conservation units.

1. INTRODUÇÃO

Os incêndios são uma das maiores ameaças aos reflorestamentos e florestas nativas do planeta, causando bilhões de dólares em prejuízo todos os anos. Há décadas, os incêndios florestais vêm sendo estudados, entretanto, à medida que as florestas passaram a ganhar maior importância econômica, começaram a surgir pesquisas e trabalhos mais específicos com o objetivo de reduzir os impactos negativos causados pelo fogo.

A ocorrência dos incêndios está sempre associada a períodos sem chuva. Existe uma forte correlação entre ocorrência de grandes incêndios e prolongados períodos de seca. Longos períodos de estiagem afetam o potencial de propagação dos incêndios de diversas maneiras, principalmente pela secagem progressiva do material combustível morto, podendo, inclusive, afetar o teor de umidade da vegetação verde. Isso aumenta a probabilidade de ignição e a facilidade de propagação do incêndio (Soares e Batista, 2007).

Sendo assim, a precipitação é fator essencial na redução do potencial de ocorrência e propagação dos incêndios, chegando até mesmo a zero, dependendo da quantidade de água precipitada. No entanto, condições críticas de inflamabilidade não são revertidas facilmente. Combustíveis florestais muito secos podem ser umedecidos superficialmente por uma chuva matinal e secarem rapidamente, voltado a se tornarem inflamáveis durante a tarde (Schroeder e Buck, 1970; Pyne, 1984; Soares, 1985).

Ao se avaliar o efeito da precipitação sobre o potencial de propagação do fogo em uma região, é necessário levar em consideração não apenas a quantidade de chuva, mas também sua distribuição estacional. Duas regiões com a mesma precipitação total anual podem apresentar características completamente diferentes com relação a risco de incêndios. Se a distribuição da chuva é uniforme durante todo o ano, sem uma estação seca definida, o potencial de ocorrência e propagação de incêndios é bem menor do que, por exemplo, o potencial de uma região em que a estação chuvosa seja concentrada em alguns meses, com longos períodos de estiagem durante outros meses. A distribuição da precipitação é, portanto, fator fundamental na definição do início, término e duração das estações de alto potencial de incêndio (Schroeder e Buck, 1970; Pyne, 1984; Soares, 1985).

Segundo Santos et al. (2006), os incêndios em vegetação podem provocar prejuízos importantes ao ambiente, como os danos à fauna e à flora, às pessoas, inclusive com perdas de vida, além de consequências econômicas consideráveis. Segundo Gill (2002), o fogo pode conduzir à extinção espécies endêmicas, que crescem muito lentamente e sem estratégias eficientes de reprodução e colonização. Segundo Carvalho e Vilar (2005), a fauna do Parque Nacional de Itabaiana reúne exemplares representativos de espécies endêmicas (típicas da região) e ameaçadas de extinção. A frequente ocorrência de incêndios na região que, porventura, poderia levar espécies endêmicas e já ameaçadas à completa extinção, justifica este trabalho, que teve como objetivo verificar a influência da precipitação na ocorrência de Incêndios Florestais, dentro do Parque Nacional Serra de Itabaiana, identificando os meses mais secos e servindo de subsídio para o desenvolvimento de um plano efetivo de combate a incêndios florestais na área em estudo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O Parque Nacional Serra de Itabaiana localiza-se no limite entre os municípios de Itabaiana e Areia Branca, nas latitudes e longitudes aproximadas de 10°40'S e 37°25'O, com aproximadamente 670 m de altitude, distando cerca de 36 km da capital Aracaju e 41 km do litoral (Vicente, 1999). O clima, segundo a Classificação de Köpen, é As': clima tropical com verão seco, com moderado excedente hídrico de inverno e índice hídrico de Thorntwaite (Im) entre -1.3 e -8.8, ou seja, clima sub-úmido (Sergipe, 1978).

Os dados de precipitação diária para o município de Itabaiana – Sergipe, obtidos junto ao Programa de Monitoramento Climático em Tempo Real da Região Nordeste – PROCLIMA, durante o período de 01/01/1999 a 31/12/2009, totalizando 10 anos, ou 3641 dias, foram analisados e separados em 12 grupos de acordo com os meses do ano. Estes grupos, em seguida, foram comparados entre si pelo teste de análise de variância (ANOVA) com o objetivo de verificar a existência de diferença significativa na precipitação de cada mês. A significância utilizada foi de 5% em todos os casos.

O coeficiente de correlação linear de Pearson, “r” (Equação 1) (Brower et al., 1997) foi estimado entre a precipitação média de cada mês com a quantidade de incêndios registrados dentro do Parque Nacional Serra de Itabaiana, para o respectivo mês. Para testar a significância do “r” encontrado, verificando se a associação entre a precipitação e a quantidade de incêndios existe na população ou resulta meramente de uma casualidade amostral, foi aplicado o teste de significância “t” (Equação 2) (Brower et al., 1997) para o nível de significância de 5%.

$$r = \frac{\sum (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{(\sum (x_i - \bar{x})^2)(\sum (y_i - \bar{y})^2)}} \quad [1]$$

$$t = r \sqrt{\frac{n-2}{1-r^2}} \quad [2]$$

em que:

r = Coeficiente de correlação de Pearson

x_1, x_2, \dots, x_n = Valores da precipitação

y_1, y_2, \dots, y_n = Valores da ocorrência de incêndios

\bar{x} = Média aritmética da precipitação

\bar{y} = Média aritmética da ocorrência de incêndios

t = Teste de significância

n = Número de pares de escores

Os dados relativos à ocorrência de incêndios dentro do Parque Nacional Serra de Itabaiana foram obtidos junto à equipe do IBAMA, também para o período de 01/01/1999 à 31/12/2008.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Durante os 10 anos de análise (1999–2008), a precipitação média anual foi de 1289 mm, com valor máximo no ano de 2006 (1482 mm) e mínimo em 2007 (1040 mm) (Figura 1). Os valores estão um pouco abaixo da média para a região do litoral do Nordeste do Brasil, que segundo Reboita et al. (2010) é de 1500 mm/ano.

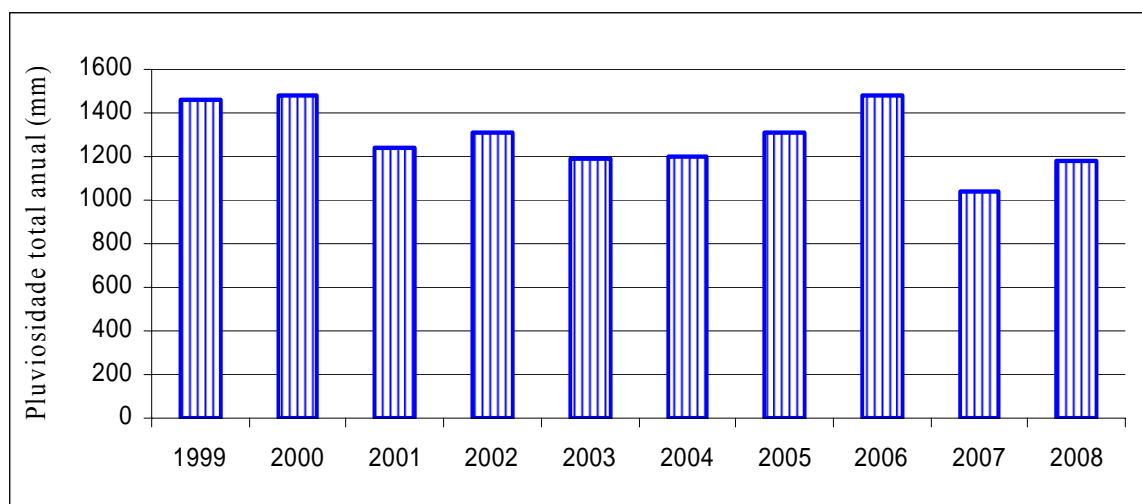


Figura 1. Pluviosidade total anual para o município de Itabaiana (SE) de 1999 a 2008.

O mês de maio apresentou maior quantidade de precipitação e maior desvio padrão, enquanto o mês de dezembro apresentou os menores valores. Para o mesmo período, foram registrados 37 incêndios florestais de acordo com o IBAMA-SE, sendo os meses de janeiro e fevereiro os que apresentaram uma maior quantidade de registros (Tabela 1).

Tabela 1. Valores mensais da precipitação para o município de Itabaiana, Sergipe; e do registro total de incêndios para o respectivo mês, dentro do Parque Nacional Serra de Itabaiana, ambos para o período de 01/01/1999 a 31/12/2008.

Mês	Total de dias	Precipitação total 10 anos (mm)	Precipitação média diária (mm)	Desvio Padrão (mm)	Registro total de incêndios
Jan.	309	804,6	2,60	6.79	8
Fev.	282	808,92	2,87	6.67	8
Mar.	309	824,88	2,67	5.76	7
Abr.	299	1270,55	4,25	6.97	0
Mai.	309	2118,51	6,86	11.84	0
Jun.	299	1905,9	6,37	8.73	1
Jul.	309	1657,39	5,36	6.69	0
Ago.	309	1262,96	4,09	5.44	0
Set.	299	723,43	2,42	4.51	2
Out.	309	668,09	2,16	6.55	2
Nov.	299	470,2	1,57	5.84	2
Dez.	309	334,02	1,08	3.17	7

Fonte: PROCLIMA; IBAMA-SE.

Aplicando-se o teste da Análise de Variância, verificou-se que, no período correspondente, a quantidade de precipitação entre os meses foi significativamente diferente entre si ($F= 22,24$, $p= 1,41 \times 10^{-44}$) e evidenciou-se a presença de quatro grupos distintos (Figura 2).

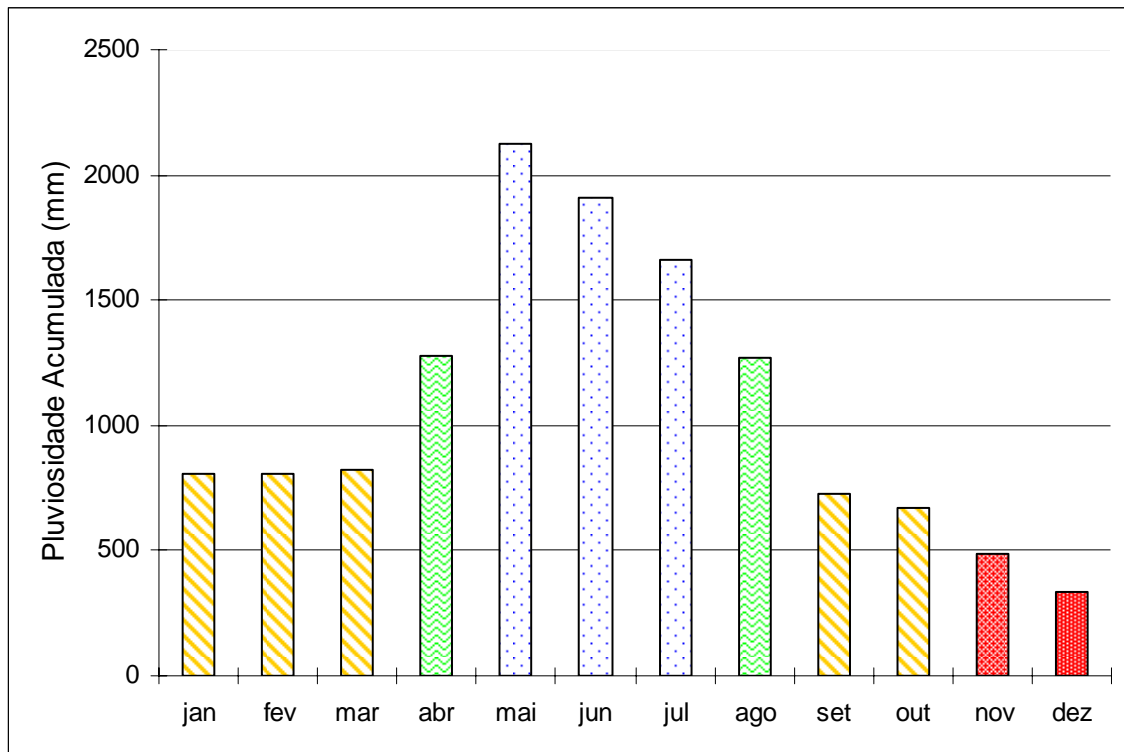


Figura 2. Precipitação mensal acumulada no período de 01/01/1999 a 31/12/2008, para o município de Itabaiana – Sergipe. Os grupos indicam os meses que não tiveram precipitação significativamente diferente entre si, de acordo com a Análise de Variância.

O primeiro grupo foi formado pelos meses com maior precipitação (maio, junho e julho). De acordo com o teste ANOVA, esses meses diferiram significativamente dos outros meses, mas não foram significativamente diferentes entre si ($F= 2,12$, $p= 0,12$). Os respectivos meses tiveram uma precipitação média diária $\geq 5,36$ mm.

O segundo grupo foi formado pelos meses agosto e abril. Esses meses diferiram significativamente dos outros meses, mas não tiveram diferença significativa entre si ($F= 0,12$, $p= 0,73$). A precipitação média diária desses meses foi $\geq 4,09$ mm e $\leq 4,3$ mm.

O terceiro e maior grupo foi formado pelos meses de janeiro, fevereiro, março, setembro e outubro. Esses meses diferiram significativamente dos outros grupos, mas não diferiram significativamente entre si ($F= 1,56$, $p= 0,17$). Os respectivos meses tiveram precipitação média diária $\geq 2,16$ mm e $\leq 2,87$ mm.

Os meses de novembro e dezembro diferiram significativamente de todos os outros grupos, mas não diferiram significativamente entre si ($F= 2,16$, $p= 0,14$). Foram os meses mais secos do ano com precipitação média diária $\leq 1,57$ mm.

Os dados de precipitação obtidos neste trabalho são similares aos resultados obtidos por Molion e Bernardo (2002) os quais afirmam que a faixa costeira do Nordeste (até 300 km do litoral), que se estende do Rio Grande do Norte ao sul da Bahia, também conhecida como Zona da Mata, apresenta um regime pluviométrico distinto de outras regiões brasileiras, sendo o período mais chuvoso de abril a julho, com o pico de chuvas em maio. Segundo Reboita et al. (2010) esse regime é diferente do encontrado na maior parte do Brasil (região norte, centro-oeste e sudeste), onde os totais pluviométricos são máximos no verão e mínimos no inverno devido ao sistema de monção.

Já analisando os dados de registro de incêndios florestais dentro do Parque Nacional Serra de Itabaiana (Tabela 1), percebe-se uma maior incidência dos incêndios nos meses de verão: dezembro, janeiro e fevereiro, que juntos representaram 62,2% do total de ocorrências, e uma menor ocorrência nos meses de inverno: junho, julho e agosto, que juntos, representaram apenas 2,7% do total de ocorrências. Soares (1988), analisando o perfil dos

incêndios florestais no Brasil de 1984 a 1987, afirma que o período em que ocorreu uma maior quantidade de incêndios foi entre os meses de agosto a novembro. Já Soares e Santos (2002), analisando o perfil dos incêndios florestais no Brasil de 1994 a 1997, definiram que a principal estação de incêndios no país é de julho a novembro, quando ocorreram 79,2% dos incêndios, correspondendo a 98,6% da área atingida. Segundo os mesmos autores, o mês de agosto (último mês do inverno) foi o mês com maior ocorrência de incêndios durante o período estudado, e os estados de Minas Gerais, São Paulo, Paraná e Rio Grande do Sul contribuíram, respectivamente, com a maior quantidade de registro de incêndios. Santos et al. (2006), ao analisarem o perfil dos incêndios florestais em áreas protegidas no Brasil de 1998 a 2002, obtiveram dados similares, com a estação de incêndios de junho a outubro, totalizando 68,87% do número de ocorrências, o que representou 90,76% das áreas queimadas.

Tal diferença entre um maior número de incêndios no verão para o Parque Nacional Serra de Itabaiana e no inverno para a maioria do território brasileiro se deve a um regime hídrico peculiar na área estudada, que apresenta um clima tropical com verão seco e inverno chuvoso. Considerando-se a pequena proporção do território brasileiro com essas características climáticas (Zona da Mata), compreende-se o porquê dos estudos feitos em nível nacional definirem os meses de inverno como nos que mais ocorrem incêndios florestais.

O coeficiente de correlação de Pearson e o teste de significância “t” entre a precipitação média diária e a ocorrência de incêndios florestais dentro do Parque Nacional Serra de Itabaiana, para o período entre janeiro de 1999 a janeiro de 2008, demonstraram uma correlação negativa e significativa ($r = -0,61$, $p = 0,03$) (Figura 3).

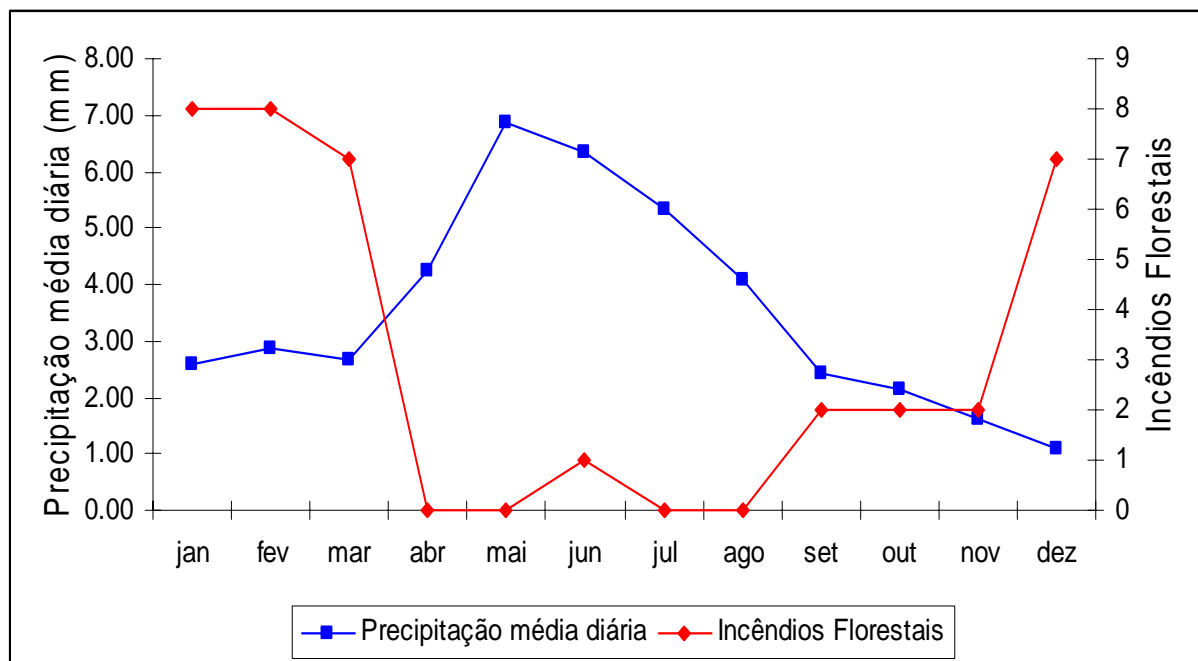


Figura 3. Correlação entre a precipitação média diária e a quantidade de incêndios registrados de acordo com os meses do ano entre 01/01/1999 e 31/12/2008.

Os dados obtidos neste trabalho estão de acordo com diversos estudos acerca da ocorrência de incêndios florestais (e.g., Soares, 1985; Pyne, 1984, Schroeder e Buck, 1970; Nilton et al., 2006; Soares e Batista, 2007; White, 2010), em que todos afirmam que a precipitação é um fator fundamental na redução do potencial de ocorrência de incêndios florestais. Os respectivos autores determinam a estação seca como a época em que mais ocorrem os incêndios.

Entretanto, apesar da correlação significativa, percebe-se, pela categorização dos meses, que os meses mais secos: novembro e dezembro, não foram necessariamente os meses com maior ocorrência de incêndios florestais na área estudada. Uma possível explicação para o fato pode ser dada com base na premissa de que os combustíveis florestais extremamente secos podem ser umedecidos superficialmente por chuvas pequenas e rápidas, e secarem rapidamente ao longo do dia, voltando a apresentar alta facilidade de entrar em ignição (Pyne, 1984; Soares, 1985; Soares e Batista, 2007). Ciente de tal fato e, levando-se em conta que em janeiro, fevereiro e março os combustíveis estão extremamente secos devido ao grande déficit hídrico durante os meses de novembro e dezembro, uma possível hipótese seria que um pequeno acréscimo na quantidade de chuva nesses meses, em relação aos de novembro e dezembro, não seria suficientemente grande para umedecer o material combustível, que continuaria seco e com alta probabilidade de entrar em processo de ignição.

Também é necessário levar em conta que outros fatores que influenciam a ocorrência de incêndios florestais: temperatura, umidade relativa do ar e velocidade do vento, não foram analisados. Segundo Soares (1998) e Freedman (1989), a temperatura e umidade relativa do ar são variáveis que influenciam no teor de umidade do material combustível, podendo afetar diretamente sua facilidade de entrar em ignição. Onigemo (2006), ao avaliar a eficiência dos índices de perigo de ocorrência de incêndios no Pantanal - MS, chegou à conclusão de que além da precipitação, fatores como a temperatura e umidade relativa do ar, devem ser considerados ao se avaliar a previsão de risco de incêndio. Já Torres (2006), ao analisar a ocorrência de incêndios florestais em Juiz de Fora - MG, concluiu que a umidade relativa do ar apresenta uma maior influência nas ocorrências de incêndios do que o total anual de precipitação.

4. CONCLUSÕES

Por meio da análise de variância da precipitação para o município de Itabaiana, os meses de maio, junho e julho foram agrupados como os meses com maior precipitação, enquanto os meses de novembro e dezembro como os de menor. Já, de acordo com os dados fornecidos pelo IBAMA, ocorreu uma maior quantidade de incêndios durante o verão (62,2%), enquanto no inverno apenas uma ocorrência foi registrada, representando 2,7% do total. Embora na maior parte do Brasil os incêndios florestais ocorram principalmente durante o inverno, a sua ocorrência sempre está associada a períodos secos.

Apesar da correlação significativa entre a variável precipitação média diária e a quantidade de incêndios registrados de acordo com os meses do ano, percebe-se que nos meses em que ocorreu uma menor quantidade de precipitação não foram os com maior registro de incêndios. Novos estudos devem ser realizados para verificar a hipótese de que a maior quantidade de chuva nos meses de janeiro, fevereiro e março, em comparação à chuva dos meses novembro e dezembro, não é suficientemente grande para umedecer o material combustível, que permanece seco e com alta facilidade de entrar no processo de ignição.

Com os dados obtidos neste trabalho, as autoridades responsáveis pelo combate ao fogo no Parque Nacional Serra de Itabaiana podem aprimorar o serviço de combate a incêndios florestais, definindo maior contingente de brigadistas e ampliando as ações de educação ambiental nos meses mais críticos do ano.

5. AGRADECIMENTOS

Ao Deutscher Akademischer Austausch Dienst (DAAD) pela bolsa concedida ao primeiro autor, e a Marleno Costa do IBAMA-SE pela disponibilidade dos dados.

6. REFERÊNCIAS

- BROWER, J. E.; ZAR, J. H.; VON ENDE C. N. **Field and laboratory methods for general ecology**. 4. ed. Iowa: W.C. Brown, 1997. 194p.
- CARVALHO, C. M.; VILAR, J. C. **Parque Nacional Serra de Itabaiana**: levantamento da Biota. Aracaju: IBAMA, Biologia Geral e Experimental; UFS, 2005. 124p.
- FREEDMAN, B. **Environmental ecology**: the impacts of pollution and other stresses on ecosystem structure and function). San Diego: Academic Press, 1989. 300p.
- GILL, A. M. How fires affect biodiversity. In: **Fire and Biodiversity**: the effects and effectiveness of fire management. 2002. (Biodiversity, 8). Disponível em: <http://www.anbg.gov.au/fire_ecology/fire-and-biodiversity.html#INT>. Acesso : 2 nov. 2007.
- MOLION, L. C. B.; BERNARDO, S. O. Uma revisão da dinâmica das chuvas no nordeste brasileiro. **Revista Brasileira de Meteorologia**, São Paulo, v. 17, n. 1, p. 1-10, 2002.
- NILTON, C. F.; MERLO, D. A.; MEDEIROS, M. B. de. Ocorrência de incêndios florestais no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros, Goiás. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 16, n. 2, p. 153-161, 2006.
- ONIGEMO, A. E. **Avaliação de índices de risco de incêndio em áreas com predominância de Gramíneas Cespitosas na sub-região da Nhecolândia, Pantanal, MS**. 2006. 142f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2006.
- PYNE, S. J. **Wildland fire**: fire management in the United States. New York: Wiley & Sons, 1984. 769p.
- REBOITA, M. S.; GAN, M. A.; ROCHA, R. P. da; AMBRIZZI, T. Regimes de precipitação na América do Sul: uma revisão bibliográfica. **Revista brasileira de meteorologia**, São Paulo, v. 25, n. 2, p. 185-204, 2010.
- SANTOS, J. F.; SOARES, R. V.; BATISTA, A. C. Perfil dos incêndios florestais no Brasil em áreas protegidas no período de 1998 a 2002. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 36, n. 1, p. 93–100, 2006.
- SCHROEDER, M. J.; BUCK, C. C. **Fire weather**: A guide for application of meteorological information for forest fire control operations. Washington: US. Forest Service, 1970. 229 p. (Agriculture Handbook, 360).
- SERGIPE. **Projeto básico para a implantação da Estação Ecológica Serra de Itabaiana-SE**. Aracaju: Governo do Estado, 1978.
- SOARES, R. V. **Incêndios florestais**: controle e uso do fogo. Curitiba: FUPEF, 1985. 213p.
- SOARES R. V. Perfil dw incêndios florestais no Brasil de 1984 a 1987. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 18, n. 1/2, p. 94-121, 1988.
- SOARES, R. V. Desempenho da “Fórmula de Monte Alegre”: índice brasileiro de perigo de incêndios florestais. **Cerne**, Lavras, v. 4, n. 1, p. 87-99, 1998.
- SOARES, R. V.; BATISTA, A. C. **Incêndios florestais**: controle, efeitos e uso do fogo. Curitiba, 2007. 264 p.

WHITE, B. L. A.; RIBEIRO, A. S. Análise da precipitação e sua influência na ocorrência de incêndios florestais no Parque Nacional Serra de Itabaiana, Sergipe, Brasil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 148-156, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.180](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.180))

SOARES R. V.; SANTOS J. F. Perfil dos incêndios florestais no Brasil de 1994 a 1997. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 32, n. 2, p. 219–232, 2002.

TORRES, F. T. P. Relações entre fatores climáticos e ocorrências de incêndios florestais na cidade de Juiz de Fora (MG). **Caminhos da Geografia**, Uberlândia, v. 7, n. 18, p. 162-171, 2006.

VICENTE, A. **Levantamento florístico de um fragmento florestal na Serra de Itabaiana – Sergipe**. 1999. 113f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 1999.

WHITE, B. L. A. **Incêndios florestais no Parque Nacional Serra de Itabaiana – Sergipe**. 2010. 142f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - Programa Regional em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2010.



ISSN = 1980-993X – doi:10.4136/1980-993X

www.ambi-agua.net

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

Tel.: (12) 3625-4212



Desempenho do irrigâmetro no manejo da irrigação no Perímetro Irrigado do Jaíba, MG, Brasil (doi:10.4136/ambi-agua.181)

Ednaldo Miranda de Oliveira; Rubens Alves de Oliveira; André Leonardo Tavares de Paula; Júlio César Machado Baptestini; Samuel Petraccone Caixeta; Luan Brioschi Giovanelli

Universidade Federal de Viçosa - UFV, Departamento de Engenharia Agrícola – DEA

E-mail: ednaldoufv@yahoo.com.br; rubens@ufv.br; andreirriga@yahoo.com.br; jcbaptestini@yahoo.com.br; samuel.caixeta@ufv.br; luanbg22@hotmail.com

RESUMO

Objetivou-se neste trabalho determinar o coeficiente do irrigâmetro (K_I), assim como avaliar o desempenho do irrigâmetro utilizado no manejo da irrigação do girassol. O experimento foi conduzido no Perímetro Irrigado do Jaíba, em Jaíba, MG, a 15° 36' de latitude Sul e 43° 42' de longitude Oeste, com altitude de 460 m. Na avaliação de desempenho do irrigâmetro ajustado nas alturas 1, 2, 3, 4, 5 e 6 cm do nível de água no evaporatório, comparou-se a evapotranspiração estimada pelo aparelho e a evapotranspiração de referência, calculada pelo método padrão de Penman-Monteith FAO 56 (Allen et al., 1998). Concluiu-se então que os valores de K_I obtidos foram 0,42, 0,69, 0,85, 1,07, 1,34 e 1,61 para alturas dos níveis de água do evaporatório iguais a 1, 2, 3, 4, 5 e 6 cm, respectivamente. Não houve diferença significativa entre a produtividade do girassol irrigado no período diurno, e irrigado no período noturno, sendo encontradas médias superiores que na literatura. O irrigâmetro mostrou-se satisfatório no manejo da irrigação e para obter a estimativa da evapotranspiração de referência nas condições climáticas da região, recomenda-se a utilização do aparelho equipado com evaporatório ajustado no nível 3,7 cm.

Palavras-chave: Agricultura irrigada; produtividade do girassol; eficiência de irrigação.

Performance of the irrigameter in management of irrigation in the Jaíba Irrigated Perimeter, MG, Brazil

ABSTRACT

The objective of this study was to determine the coefficient of irrigameter device (K_I) and to assess its performance in the irrigation of sunflower. The experiment was conducted in the Jaíba Irrigated Perimeter, Jaíba, MG, located at 15° 36' S and 43° 42' W, with an altitude of 460 m. For the evaluation of the performance of the irrigameter, the water level in the evaporimeter was kept at 1, 2, 3, 4, 5 and 6 cm high, and the evapotranspiration estimated by the irrigameter was compared to the reference evapotranspiration, calculated by the standard method Penman-Monteith FAO 56 (Allen et al., 1998). It was concluded that the values of K_I obtained were 0.42, 0.69, 0.85, 1.07, 1.34 and 1.61 for the water levels in the evaporimeter corresponding to 1, 2, 3, 4, 5 and 6 cm, respectively. There was no significant difference between the yield of sunflower crop irrigated during day or night time; higher average values then reported by the literature were found. The irrigameter device was found to be satisfactory for irrigation control. To estimate the reference evapotranspiration in similar regions with similar climatic conditions, it is recommended to use the unit with evaporimeter adjusted to the level 3.7 cm.

Keywords: irrigated agriculture, productivity of sunflower, irrigation efficiency.

1. INTRODUÇÃO

A outorga e a cobrança pelo uso da água limitam a quantidade de água a ser captada e induzem ao melhor controle da irrigação. O valor econômico atribuído à água aumenta o custo de produção, promovendo a busca pelo melhor controle da irrigação (Beskow et al., 2008). O uso eficiente da água na irrigação apresenta importância para reduzir o custo de energia elétrica, evitar doenças por umidade excessiva ou mesmo a lixiviação de nutrientes.

Na região norte de Minas Gerais, o clima quente e seco com reduzido índice pluviométrico faz com que a água seja utilizada intensamente para a irrigação. A energia elétrica gasta com a técnica da irrigação tem grande representatividade no custo da produção, principalmente no perímetro irrigado do Jaíba, onde também é cobrada a água devido ao seu custo de distribuição. Situações essas que fazem aumentar a importância do uso racional da água para viabilizar economicamente a agricultura irrigada (Sato et al., 2007).

Entretanto, somente a melhoria do sistema de irrigação não garante o uso eficiente da água, pois é preciso conhecer a quantidade de água necessária a ser aplicada. Nesse contexto, com a finalidade de simplificar o manejo da irrigação, Oliveira et al. (2008) desenvolveram o Irrigâmetro, o qual simplifica a interpretação das informações envolvidas no manejo da irrigação.

O Irrigâmetro (Figura 1) apresenta grande potencial de uso na agricultura irrigada, pois, além de ser de operação simples e de mais baixo custo de aquisição, se comparado a outros equipamentos para manejo de irrigação, ele fornece resposta prática às duas perguntas básicas do manejo de irrigação: quando e quanto irrigar?. Assim, o irrigante não precisa ter conhecimentos técnicos especializados sobre irrigação. De acordo com os resultados obtidos por Oliveira et al. (2007a), Oliveira et al. (2007b), Oliveira et al. (2008), Tagliaferre (2006, 2007), o Irrigâmetro pode ser usado para estimar a evapotranspiração de qualquer cultura, em qualquer estágio de desenvolvimento, para um valor de coeficiente de cultura (K_c) desejado.

O aparelho é equipado com um reservatório denominado evaporatório, construído de material plástico, contendo água com superfície exposta à atmosfera. O reservatório possui seção transversal cônica que permite variar a área exposta à atmosfera, de acordo com o nível de água no seu interior, possibilitando, de maneira versátil, obter diretamente a evaporação, a evapotranspiração de referência ou a evapotranspiração da cultura nos estádios I (inicial), II (desenvolvimento), III (florescimento) ou IV (final) de desenvolvimento (Oliveira e Ramos, 2008).

A estimativa do consumo de água das culturas pelo Irrigâmetro, nos diferentes estádios de desenvolvimento das plantas, baseia-se na variação do nível da água no evaporatório do equipamento. Na fase inicial de desenvolvimento, o nível da água no evaporatório é o mais baixo, em razão do menor consumo de água da cultura nesse período. A fase de florescimento caracteriza-se pelo maior consumo de água pela cultura durante o ciclo, sendo o nível de água no evaporatório o mais alto (Contin, 2008).

Por ser inovador e recente, existem poucas informações disponíveis sobre esta tecnologia. O coeficiente do Irrigâmetro (K_I), utilizado para ajustar o aparelho às necessidades hídricas das culturas agrícolas, deve ser determinado para regiões com diferentes condições climáticas.

Na busca de parâmetros técnicos para aplicação desta tecnologia no Perímetro Irrigado do Jaíba, objetivou-se determinar o coeficiente do Irrigâmetro (K_I) com base na evapotranspiração estimada pelo método de Penman-Monteith FAO 56 (Allen et al., 1998) e avaliar o seu desempenho no manejo da irrigação na cultura do girassol.



Figura 1. Representação do irrigômetro equipado com o pluviômetro (esquerda) e evaporatório (direita).

Fonte: Oliveira e Ramos (2008).

2. MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido no lote 72, área D do Perímetro Irrigado do Jaíba, Jaíba, MG, situada a 15° 36' de latitude Sul e 43° 42' de longitude Oeste, com altitude de 460 m. O lote agrícola é de propriedade da CODEVASF (Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba), a qual desenvolve no local um projeto para treinamento de jovens agricultores com apoio da EMATER-MG. O solo foi classificado como Neossolo Quartzarênico, segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, com baixa capacidade de retenção de água cultivado com girassol irrigado com aspersão convencional. Os valores médios obtidos com cinco repetições para capacidade de campo e ponto de murcha permanente foram 5% e 3%, respectivamente, obtidos pelo método do extrator de Richards (Richards, 1951), e densidade do solo igual a 1,70 g cm⁻³, obtida pelo método do anel volumétrico (EMBRAPA, 1979).

A evapotranspiração de referência foi calculada com base nos dados da estação automática do INMET, localizada a uma distância de 1,5 km da área experimental. A estação meteorológica de superfície automática é composta de uma unidade de memória central ("data logger"), ligada a vários sensores dos parâmetros meteorológicos (pressão atmosférica, temperatura e umidade relativa do ar, precipitação, radiação solar, direção e velocidade do vento), que integra os valores observados minuto a minuto e, automaticamente, a cada hora. Foi utilizada a equação de Penman-Monteith FAO 56 para dados horários de temperatura máxima e mínima do ar, radiação solar, umidade relativa do ar e velocidade do vento, conforme as recomendações de Allen et al. (1998).

Para este experimento foram usados seis Irrigômetros, cada aparelho foi ajustado numa altura diferente, de tal forma que os níveis da água no interior do evaporatório foram de 1, 2, 3, 4, 5, e 6 cm. A coleta de dados foi realizada entre os dias 6 de junho e 4 de agosto de 2008.

Neste trabalho foi proposta uma alteração na metodologia utilizada por Tagliaferre (2006) para cálculo do K_I , em que esse parâmetro é determinado diariamente pela razão entre a evapotranspiração estimada pelo Irrigômetro (ET_I) e a evapotranspiração de referência (ET_0)

estimada pelo método de Penman-Monteith FAO 56. Atribuiu-se então ao K_I o valor do coeficiente angular (β_1) da regressão linear entre o total dos valores de ET_I e ET_0 obtidos durante o experimento (Rocha et al., 2003). Com essa metodologia, o coeficiente linear (β_0) é igual a zero (Medeiros et al., 2004). Para isso, utilizou-se a Equação 1 para o cálculo do coeficiente linear.

$$K_I = \frac{\sum ET_0 \cdot ET_I - \frac{(\sum ET_0)(\sum ET_I)}{n}}{\sum ET_0^2 - \frac{(\sum ET_0)^2}{n}} \quad [1]$$

em que:

K_I - coeficiente do Irrigâmetro, adimensional;

ET_I - estimativa da evaporação da cultura no Irrigâmetro, mm d^{-1} ;

ET_0 - evapotranspiração de referência, mm d^{-1} ; e

n - número de pares de dados, adimensional.

Para avaliar o manejo da irrigação utilizou-se a produtividade da cultura do girassol como indicador (Silva et al., 2007). Foram diferenciadas 20 parcelas experimentais, 10 irrigadas no período diurno e 10 irrigadas no período noturno, com o objetivo de avaliar o efeito da irrigação nos dois períodos do dia sobre a produtividade do girassol. Os dados de produtividade foram analisados por meio de análise de variância e as médias comparadas utilizando-se o Teste de Tukey ao nível de 5% de probabilidade

O turno de rega foi diário, considerando-se a baixa capacidade de retenção de água do solo (6,8 mm) e a profundidade radicular efetiva (0,20 m). Sabe-se que a determinação do turno de rega e da quantidade de água a ser aplicada na irrigação é decisiva para o sucesso da intensificação das produções das culturas principalmente nas condições citadas (Alencar, 2007; Leitão e Oliveira, 2000).

Para separar as parcelas em dois períodos de irrigação foram instaladas duas linhas principais, uma pressurizada no período diurno e outra no período noturno. O sistema de irrigação por aspersão foi montado de forma a aplicar uma lâmina de aplicação baixa ($1,1 \text{ mm h}^{-1}$), simultaneamente nas parcelas submetidas ao mesmo tratamento. Cada parcela experimental foi composta de 12 linhas de plantio com média de 15 plantas em cada linha, resultando em, aproximadamente, 180 plantas de girassol por parcela.

Os valores do coeficiente (Tabela 1) de cultura foram de 0,4 para as fases inicial e final e de 1,1 para a fase intermediária, de acordo com as recomendações realizadas por Allen et al. (1998).

Tabela1. Estádios de desenvolvimento da cultura do girassol, duração dos estádios e os coeficientes de cultura.

Fases ou estádios	Coefficiente de cultura (Kc)	Duração da fase (dias)
Inicial	0,40	15
Desenvolvimento	0,75	25
Intermediário	1,10	35
Final	0,40	15

Fonte: Allen et al. (1998).

A colheita do girassol foi realizada manualmente, e para o cálculo da produtividade de sementes de girassol, considerou-se ajuste do peso para a umidade de 12% em base seca.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As equações de regressão ajustadas (Figura 2) estabelecem a relação entre os valores de evapotranspiração estimados por cada Irrigâmetro (ET_I) e a ET_0 , com valor nulo β_0 . Assim, o valor de K_I corresponde ao valor do coeficiente angular β_1 .

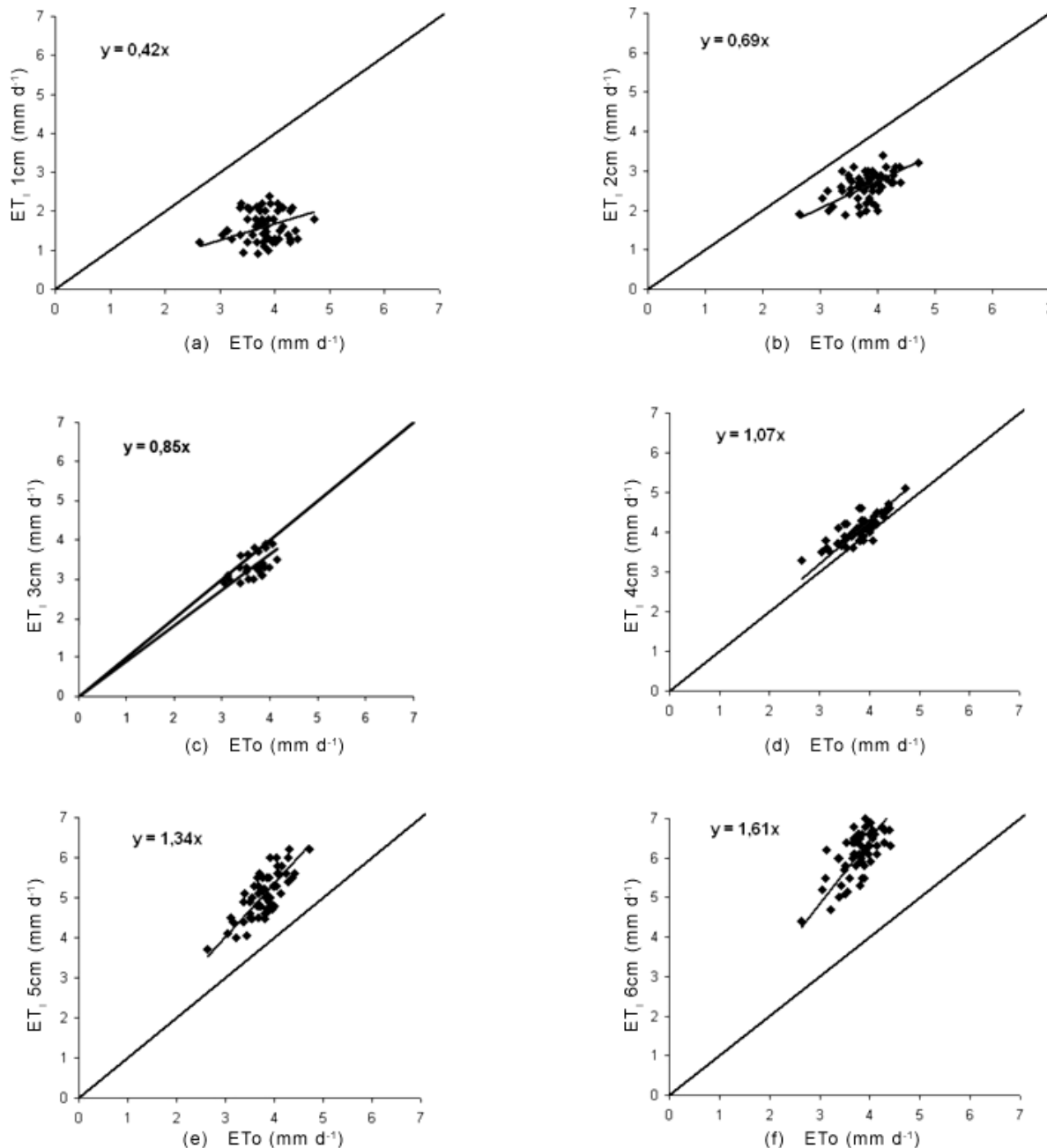


Figura 2. Relação entre a ET_0 estimada pelo método Penman-Monteith FAO 56 e a ET_I nos níveis de água iguais a 1, 2, 3, 4, 5 e 6 cm no evaporatório.

Os valores de K_I obtidos por meio das equações ajustadas foram 0,42, 0,69, 0,85, 1,07, 1,34 e 1,61 para os Irrigômetros com níveis de água no evaporatório de 1, 2, 3, 4, 5 e 6 cm respectivamente. Esses valores se aproximaram dos valores obtidos utilizando o método proposto por Tagliaferre (2006), que foram 0,40, 0,68, 0,86, 1,09, 1,36 e 1,60. Dessa forma não se identificou vantagem no uso da metodologia proposta. Diferenças entre as metodologias podem ser melhor identificadas em estudos mais longos e com maiores amplitudes climáticas.

Na Figura 2, observa-se a relação entre a evapotranspiração estimada pelo Irrigâmetro, com nível da água no evaporatório ajustado nas diversas alturas, e a evapotranspiração obtida pelo método padrão de Penman-Monteith FAO 56 ao longo do período experimental.

A regressão linear de primeira ordem, apresentada na Figura 3, resulta numa equação com coeficiente de determinação igual a 0,994.

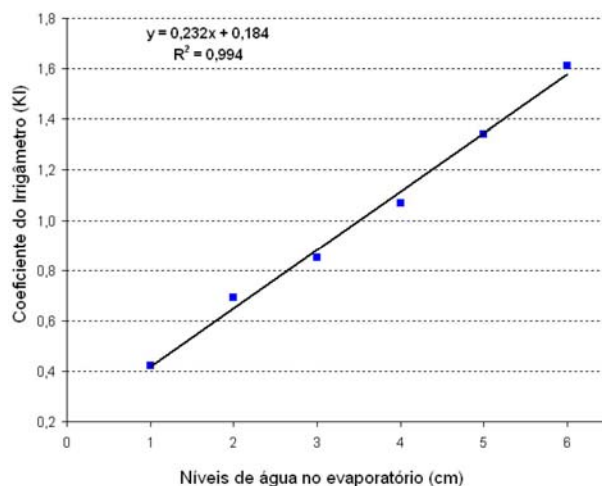


Figura 3. Valores médios do coeficiente do Irrigâmetro (K_I) para as diferentes alturas do nível de água no evaporatório.

De acordo com a equação de primeira ordem ajustada aos dados, recomenda-se, para a utilização do Irrigâmetro na estimativa da ET_0 , manter o nível de água no evaporatório em 3,7 cm, valor correspondente ao K_I igual a 1.

Observa-se na Figura 4 que os valores de evapotranspiração estimados pelo Irrigâmetro ajustado no nível de 4 cm, acompanharam de forma mais precisa as mudanças nos valores da ET_0 ao longo do período de medição. Os níveis 5 e 6 cm superestimaram a evapotranspiração de referência, enquanto os níveis 1, 2 e 3 cm subestimaram.

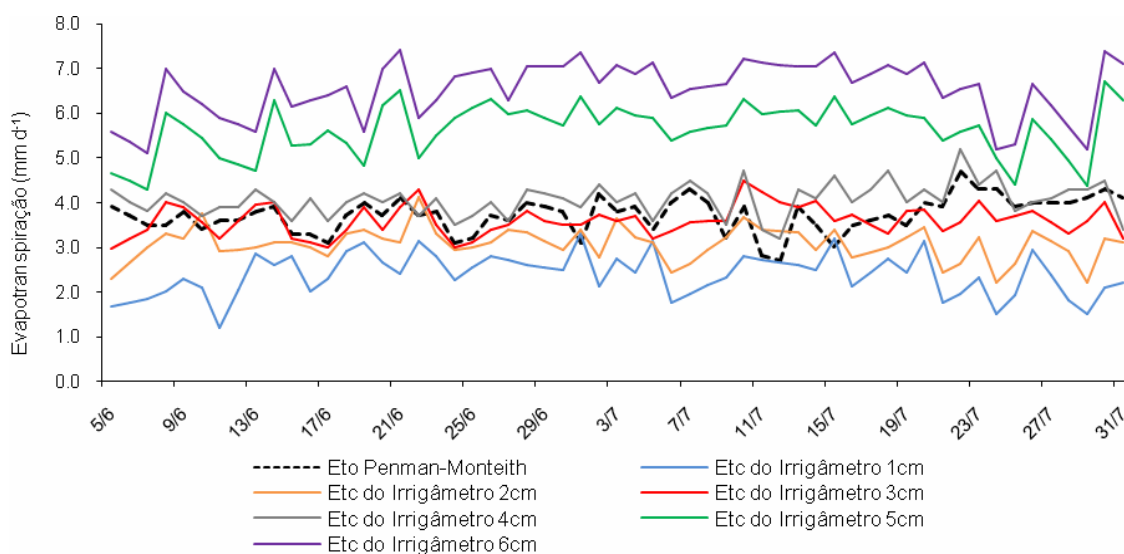


Figura 4. Valores de evapotranspiração estimada pelo Irrigâmetro com nível da água no evaporatório nas alturas 1, 2, 3, 4, 5 e 6 cm e da ET_0 , ao longo do período experimental.

A produtividade média do girassol para a irrigação no período diurno foi de 6.143 kg ha⁻¹ e para o período noturno foi de 6.281 kg ha⁻¹. A aplicação do teste entre as médias de

produtividade mostrou que estas não diferem significativamente ao nível de 5% de probabilidade (Tabela 2).

Tabela 2. Produtividade média da cultura do girassol irrigado nos períodos diurno e noturno.

Períodos	Produtividade (kg ha ⁻¹)
Diurno	6.143 ^a
Noturno	6.281 ^a

*As médias seguidas pela mesma letra para cada tratamento não diferem estatisticamente entre si ao nível de 5% de probabilidade pelo teste de Tukey.

Considerando os dois períodos, o valor médio de produtividade de 6.212 kg ha⁻¹ foi 100% superior à obtida por EMBRAPA (2007) e Resende et al. (2006) para o mesmo genótipo, na mesma região e em solo semelhante. Considerando essas semelhanças nas condições de cultivo do girassol, o aumento de produtividade observado no presente trabalho pode ser atribuído ao manejo adequado da irrigação.

4. CONCLUSÃO

1. Os valores de K_I obtidos foram 0,42, 0,69, 0,85, 1,07, 1,34 e 1,61 para alturas do nível de água do evaporatório iguais a 1, 2, 3, 4, 5 e 6 cm, respectivamente.

2. O uso do irrigâmetro mostrou-se satisfatório no manejo da irrigação da cultura do girassol e para obter a estimativa da evapotranspiração de referência nas condições climáticas da região do Jaíba, MG, recomenda-se a utilização do Irrigâmetro equipado com evaporatório ajustado no nível 3,7 cm.

5. REFERÊNCIAS

- ALENCAR, C. A. B. **Produção de seis gramíneas forrageiras tropicais submetidas a diferentes lâminas de água e doses de nitrogênio, na região leste de Minas Gerais.** 2007. 125 f. Tese (Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2007.
- ALLEN, R. G.; PEREIRA, L. S.; RAES, D.; SMITH, M. Guidelines for computing crop water requirements. Rome: FAO, 1998. 310p. (Irrigation and drainage Paper, 56)
- BESKOW, S.; COLOMBO, A.; RIBEIRO, M. S.; FERREIRA, L. S.; ROSSI, R. Simulação das perdas de água por evaporação e arraste, no aspersor NY-7 (4,6 mm x 4,0 mm), em sistemas de aspersão convencional. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 28, n. 3, p. 427-437, jul./set., 2008.
- CONTIN, F. S. **Tecnologia do irrigâmetro aplicada no manejo da irrigação do feijoeiro.** 2008. 62 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2008.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Indicações para o cultivo de girassol nos Estados do Rio Grande do Sul, Paraná, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso, Goiás e Roraima. Londrina: EMBRAPA Soja, 2007. (Boletim Técnico, Fev. 2007).
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo.** 2. ed., rev. atual. Rio de Janeiro: Centro Nacional de Pesquisa de Solos, 1979. 212 p. (EMBRAPA-CNPS, Documento1).

OLIVEIRA, E. M.; OLIVEIRA, R. A.; PAULA, A. L. T.; BAPTESTINI, J. C. M.; CAIXETA, S. P.; GIOVANELLI, L. B. Desempenho do irrigâmetro no manejo da irrigação no Perímetro Irrigado do Jaíba, MG, Brasil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 157-164, 2011. ([doi:10.4136/ambi-agua.181](https://doi.org/10.4136/ambi-agua.181))

- LEITÃO, M. M. V. B. R.; OLIVEIRA, G. M. Influência da irrigação sobre o albedo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 4, n. 2, p. 214-218, 2000.
- MEDEIROS, G. A.; ARRUDA, F. B.; SAKAI, E. Relações entre o coeficiente de cultura e cobertura vegetal do feijoeiro: erros envolvidos e análises para diferentes intervalos de tempo. **Acta Scientiarum**, Maringá, v. 26, n. 4, p. 513-519, 2004.
- OLIVEIRA, E. M.; OLIVEIRA, R. A.; BAPTESTINI, J. C. M. Ajuste do irrigâmetro para estimar a evapotranspiração da cultura, por meio da variação da área do evaporatório. In: SIMPÓSIO DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA, 12., Viçosa, MG, 2007 **Anais...** Viçosa, MG: UFV, 2007a. 1 CD-ROM.
- OLIVEIRA, E. M.; OLIVEIRA, R. A.; TAGLIAFERRE, C.; SEDYIAMA, G. C. Ajuste do irrigâmetro para estimar a evapotranspiração da cultura nos seus diversos estádios de desenvolvimento. In: CONGRESSO NACIONAL DE ENGENHARIA AGRÍCOLA, 36., 2007, Bonito. **Anais...** Bonito: SBEA, 2007b. 1 CD-ROM.
- OLIVEIRA, R. A.; RAMOS, M. M. **Manual do irrigâmetro**. Viçosa, MG: UFV, 2008. 144 p.
- OLIVEIRA, R. A.; TAGLIAFERRE, C.; SEDIYAMA, G. C.; MATERAN, F. J. V.; CECON, P. R. Desempenho do irrigâmetro na estimativa da evapotranspiração de referência. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 12, n. 2, p. 166-173, 2008.
- RESENDE, J. C. F. de, PACHECO, D. D.; PIMENTEL, R. M. A.; SANTOS, D. A.; SOARES, J. F. Características de híbridos de girassol no norte de Minas Gerais. Janaúba: EPAMIG – Centro Tecnológico do Norte de Minas, 2006.
- RICHARDS, L. A. Methods of measuring soil moisture tension. **Soil Science Of American Journal**, Baltimore, n. 68, p. 95-112, 1951.
- ROCHA, O. C.; GUERRA, A. F.; AZEVEDO, H. M. Ajuste do modelo Chistiansen-Hargreaves para estimativa da evapotranspiração do feijão no cerrado. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 7, n. 2, p. 263-268, 2003.
- SATO, F. A.; SILVA, A. M.; COELHO, G.; SILVA, A. C.; CARVALHO, L. G. Coeficiente de cultura (kc) do cafeeiro (coffea arabica L.) no período de outono-inverno na região de Lavras – MG. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 27, n. 2, p. 383-391, mai./ago. 2007.
- SILVA, M. L. O.; FARIA, M. A.; MORAIS, A. R.; ANDRADE, G. P.; LIMA, E. M. C. Crescimento e produtividade do girassol cultivado na entressafra com diferentes lâminas de água. Campina Grande, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 11, n. 5, p. 482–488, 2007.
- TAGLIAFERRE, C. **Desempenho do irrigâmetro e de dois minievaporímetros para estimativa da evapotranspiração de referência**. 2006. 99 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2006.
- TAGLIAFERRE, C. **Geração de tecnologia inovadora aplicada ao Irrigâmetro para o manejo racional da água de irrigação**. 2007. 50 f. Relatório (Pós-Doutorado) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG, 2007.