

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA-UNESP
CAMPUS DE ARARAQUARA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM QUÍMICA

Avaliação espaço-temporal da distribuição de fósforo na água e nos
sedimentos de fundo das sub-bacias dos rios Cuiabá e São
Lourenço e em algumas baías do Pantanal matogrossense

Dirce Arruda da Silva

Tese de Doutorado
2014

DIRCE ARRUDA DA SILVA

Avaliação espaço-temporal da distribuição de fósforo na água e nos sedimentos de fundo das sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço e em algumas baías do Pantanal matogrossense

Tese apresentada ao Instituto de Química, Universidade Estadual Paulista, no âmbito do Programa DINTER-CAPES com o Instituto Federal de Mato Grosso, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Química.

Orientador: Profº Dr. André Henrique Rosa
Co-orientadora: Profª Dra. Oscarlina L.S. Weber

Araraquara – SP
2014

FICHA CATALOGRÁFICA

S586a Silva, Dirce Arruda da
Avaliação espaço-temporal da distribuição de fósforo na
água e nos sedimentos de fundo das sub-bacias dos rios
Cuiabá e São Lourenço e em algumas baías do Pantanal
Matogrossense / Dirce Arruda da Silva. –
Araraquara : [s.n], 2014
109 f. : il.

Tese (doutorado) – Universidade Estadual Paulista,
Instituto de Química
Orientador: André Henrique Rosa
Coorientador: Oscarlina Lúcia dos Santos Weber

1. Efluente-qualidade. 2. Poluição. 3. Fertilizantes fosfatados.
4. Eutrofização. 5. Pantanal Matogrossense. I. Título.

Elaboração: Diretoria Técnica de Biblioteca e Documentação do Instituto de Química de Araraquara
Seção Técnica de Aquisição e Tratamento da Informação

DIRCE ARRUDA DA SILVA

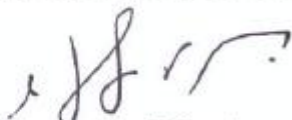
Tese apresentada ao Instituto de Química, Universidade Estadual Paulista, no âmbito do Programa DINTER-CAPES com o Instituto Federal de Mato Grosso, como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutor em Química.

Araraquara, 15 de setembro de 2014.

BANCA EXAMINADORA



Prof. Dr. André Henrique Rosa (Orientador)
Campus Experimental de Sorocaba – UNESP, Sorocaba



Prof. Dr. Clóvis Augusto Ribeiro
Instituto de Química – UNESP, Araraquara



Profª Drª Ana Teresa Lombardi
Centro de Ciências Biológicas e da Saúde – UFSCar, São Carlos



Prof. Dr. Paulo Sérgio Tónello
Campus Experimental de Sorocaba – UNESP, Sorocaba



Profª Drª Eliana Freire Gaspar de Carvalho
Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT, Cuiabá

DADOS CURRICULARES

1 Dados Pessoais

Nascimento: 13/01/1984

Nacionalidade: Brasileira

Naturalidade: Cuiabá-MT

Estado civil: Casada

Filiação: José Francisco da Silva

Vita Júlia de Arruda

2 Atuação profissional

2010 - atual: Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso.
Vínculo: Servido publico. Enquadramento funcional: Professor. Regime: Dedicação exclusiva.

3 Formação Acadêmica

3.1 Pós-graduação

Doutorado em Química: “Avaliação espaço-temporal da distribuição de fósforo na água e nos sedimentos de fundo das sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço e em algumas baías do Pantanal Matogrossense”. Orientador: Dr. André Henrique Rosa. Instituto de Química-Unesp, Araraquara. Início: agosto 2010; Término: setembro 2014.

Mestrado em Agricultura Tropical: “Formas de fósforo em dois Latossolos tratados com fontes fosfatadas”. Orientadora: Dra Oscarlina Lúcia dos Santos Weber. Bolsa: Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico. Faculdade de Agronomia-UFMT, Cuiabá. Início: março 2007; Término: junho 2009.

3.2 Graduação

Bacharelado em Química. Zinco em alguns solos matogrossenses. Instituto de Ciências Exatas e da Terra, Departamento de Química-UFMT, Cuiabá. Início: 2002; Término: 2006.

4 Trabalhos Científicos

4.1 Publicações

SILVA, D. A.; LIMA, C. R. N.; DORES, E. G. F. C.; ZEILHOFER, P.; WEBER, O. L. S.; OLIVEIRA, E. F.; FRACETO, L. F.; ROSA, A. H. Influência de fontes difusa e pontual na variabilidade espacial e temporal dos parâmetros físico-químicos da água das sub-bacias dos rios Cuiabá e do São Lourenço e algumas lagoas do Pantanal matogrossense, Química Nova (REVISÃO).

OLIVEIRA, E. F.; SILVA, D. A.; WEBER, O. L. S.; BIANCHINI, A. Constantes de equilíbrio termodinâmico da reação de adsorção de zinco em solos de cerrado. Química Nova (SUBMETIDO).

SILVA, D. A.; AZEVEDO, C. K. S.; SLUSARSKI, A. M. P.; WEBER, O. L. S.; OLIVEIRA, E. F.; ROSA, A. H. Influência de fonte pontual no aporte de fósforo em perfis de sedimentos de fundo da sub-bacia do rio Cuiabá e de uma lagoa do Pantanal matogrossense. Ambiente e Água: An interdisciplinary journal of applied science (ACEITO).

MARQUES, R.; ZAMPARONI, C. A. G. P.; SILVA, E. C.; BARBOSA, A. M.; SILVA, D. A.; EVANGELISTA, S.; MAGALHÃES, A. Ensaios preliminares para o monitoramento da acidez da chuva em Cuiabá-MT. Caminhos da Geografia (UFU. Online), v. 21, p. 225 – 236, 2006.

4.2 Eventos Científicos

Resumo

CARVALHO, A. C. S., AZEVEDO, C. K. S., SILVA, D. A.; SLUSARSKI, A. M., AMARANTE, H. M., OLIVEIRA, E. F.; ROSA, A. H., WEBER, O. L. S. Fósforo orgânico em perfis de sedimento de fundo da sub-bacia do Rio São Lourenço-MT, Brasil In: 37ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química, 2014, Natal.

AZEVEDO, C. K. S.; SILVA, D. A.; AMARANTE, H. M.; SLUSARSKI, A. M.; OLIVEIRA, E. F.; ROSA, A. H.; WEBER, O. L. S. Influência de fontes antrópicas no aporte de fósforo em sedimento de fundo da sub-bacia do Rio Cuiabá-MT, Brasil In: 37ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química, 2014, Natal.

SILVA, D. A.; ROSA, A. H.; WEBER, O. L. S.; DORES, E. G. F. C.; ZEILHOFER, P.; OLIVEIRA, L. C.; LIMA, C. N.; PINTO, A. A.; FRACETO, L. F.; AZEVEDO, C. K. S.; CARRIJO, B. C. Análise por componentes principais da influência da sazonalidade de parâmetros físico-químicos da água da subacia do Rio Cuiabá e de algumas lagoas do Pantanal matogrossense In: 36ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química, 2013, Águas de Lindóia.

SILVA, D. A.; ROSA, A. H.; WEBER, O. L. S.; AMARANTE, H. M.; SLUSARKI, A. M.; SOUZA, F. L. B.; OLIVEIRA, E. F. Especiação de fósforo inorgânico em perfis de sedimentos de fundo de algumas lagoas do Pantanal Matogrossense In: 36ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química, 2013, Águas de Lindóia.

SLUSARSKI, A. M.; AZEVEDO, C. K. S.; SILVA, D. A.; CARVALHO, A. C. S.; BARBOZA, A. M.; OLIVEIRA, E. F.; WEBER, O. L. S. Fósforo total em alguns corpos d'água do Pantanal matogrossense In: 53º Congresso Brasileiro de Química, 2013, Rio de Janeiro.

MONTEIRO, M. D.; MAGALHÃES, S. S. A.; WEBER, O. L. S.; SILVA, D. A. P-disponível em Latossolo sob cerrado adubado com diferentes fontes fosfatadas In: 32ª Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química, 2009, Fortaleza.

SILVA, E. J.; OLIVEIRA, E. F.; SILVA, D. A. Purificação de Biodiesel Via Lavagem a Seco: Uma Comparação entre os Adsorventes Magnesol Comercial, Calcário Dolomítico e Silicato da Região de Cáceres-MT In: 6º Congresso Brasileiro de Plantas Oleaginosas, Óleos, Gorduras e Biodiesel, 2009, Montes Claros-MG.

SILVA, D. A.; WEBER, O. L. S.; SCARAMUZZA, J. F.; MONTEIRO, M. D.; SANTOS, P. S. Comparação de métodos de determinação da matéria orgânica de solos matogrossenses In: 31 Reunião Anual da Sociedade Brasileira de química, 2008, Águas de Lindóia.

MONTEIRO, M. D.; WEBER, O. L. S.; SILVA, D. A. Extração do fósforo disponível pelos métodos Mehlich-1e Mehlich-3 In: XVI Seminário de Iniciação Científica, 2008, Cuiabá.

MAGALHAES, S. S. A.; WEBER, O. L. S.; SILVA, D. A. Formas de fósforo em solos matogrossenses: fósforo disponível em latossolo sob cerrado adubado com diferentes fontes fosfatadas In: XVI Seminário de Iniciação Científica, 2008, Cuiabá.

SILVA, D. A.; WEBER, O. L. S. Fósforo em latossolo sob cerrado In: I Seminário de Integração da Graduação e da Pós-Graduação, 2008, Cuiabá.

SILVA, D. A.; WEBER, O. L. S.; OLIVEIRA, E. F.; SILVA, M. A. L. Isotermas de adsorção de zinco em solos do cerrado matogrossenses In: 31 Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Química, 2008, Águas de Lindóia.

Resumo expandido

AMARANTE, H. M.; SILVA, D. A.; CARRIJO, B. C.; ARAUJO, C.; OLIVEIRA, E. F.; WEBER, O. L. S.; ROSA, A. H. Fósforo total em perfis de sedimento de fundo de alguns corpos d'água do Pantanal matogrossense In: 53º Congresso Brasileiro de Química, 2013, Rio de Janeiro. Congresso Brasileiro de Química. , 2013.

SILVA, D. A.; FRACETO, L. F.; ROSA, A. H. Influence the Management, Use and Occupation of Land in the Mobility and Contamination by Phosphorus in Watersheds of Pantanal Matogrossense-Brazil: Contribution to Public Policy in the Region In: International Conference on Social Science and Health, 2013, Los Angeles. Advances in Education Research. Los Angeles: SOCIAL SCIENCE AND HEALTH, 2013. V.19. p.3 – 6.

SLUSARKI, A. M.; AZEVEDO, C. K. S.; AMARANTE, H. M.; CARRIJO, B. C.; SILVA, D. A.; OLIVEIRA, E. F.; WEBER, O. L. S.; ROSA, A. H. Clorofila-a nos Rios Cuiabá e Vermelho: fornecedores de água para o Pantanal Matogrossense. In: 52º Congresso Brasileiro Química, 2012, Recife.

SILVA, D. A.; OLIVEIRA, E. F.; MAYER, C. L.; BORSATTI, T.; PEREIRA, L. S. Efeito de manejo do solo na disponibilidade de fósforo em um Latossolo cultivado com cana-de-açúcar. In: FERTBIO, 2012, Maceió.

AZEVEDO, C. K. S.; AMARANTE, H. M.; SLUSARKI, A. M.; CARRIJO, B. C.; SILVA, D. A.; OLIVEIRA, E. F.; WEBER, O. L. S.; ROSA, A. H. Fósforo total em corpos d'água da sub-bacia do Rio Cuiabá. In: 52º Congresso Brasileiro Química, 2012, Recife.

SILVA, D. A.; WEBER, O. L. S.; OLIVEIRA, E. F.. Disponibilidade de zinco em dois solos incubados com diferentes tipos e doses de calcário In: XXXIII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2011, Uberlândia. Solos nos biomas brasileiros: sustentabilidade e mudanças climáticas. , 2011.

SILVA, D. A.; OLIVEIRA, E. F. Estimativa da acidez potencial pelo método Ph SMP em solos da microrregião de Parecis do estado de Mato Grosso In: XXXIII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2011, Uberlândia. Solos nos biomas brasileiros: sustentabilidade e mudanças climáticas. , 2011.

SILVA, D. A.; WEBER, O. L. S.; MONTEIRO, M. D.; MAGALHÃES, S. S. A. Formas de fósforo em Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico tratado com fontes fosfatadas In: XXXII Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 2009, Fortaleza.

SILVA, D. A.; SOARES, A. P.; OLIVEIRA, E. F.; WEBER, O. L. S. Estudo preliminar: fracionamento físico densimétrico da matéria orgânica do solo utilizando solução de cloreto de cálcio In: XVII Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água, 2008, Rio de Janeiro. XVII Reunião Brasileira de Manejo e Conservação do Solo e da Água. , 2008.

DUARTE, J .S.; SILVA, E. C.; SILVA, D. A.; PINHEIRO, K. C. A.; MAGALHÃES, A. Chumbo e Zinco em Sedimentos de Fundo de Alguns Rios da Bacia do Alto Paraguai In: XLVI Congresso Brasileiro de Química, 2006, Bahia.

SILVA, D. A.; SILVA, E. C.; WEBER, O. L. S.; OLIVEIRA, E. F. Zinco em alguns solos Mato-grossenses In: XLVI Congresso Brasileiro de Química, 2006, Bahia.

Dedico

A minha mãe Vita, exemplo de fé e superação
Ao Evaldo, companheiro de todas as horas
Ao Vicente José, presente de Deus em minha vida

AGRADECIMENTOS

À Deus, pelo dom da vida e por me iluminar em todos os momentos;

A minha família, em especial a minha mãe Vita Júlia de Arruda e meu pai José Francisco da Silva (*in memoriam*), pela presença constante em minha vida sendo exemplos de amor, coragem, fé e esperança;

Ao Evaldo Ferraz por ser amigo, esposo, confidente, parceiro e revisor; perfumando e alegrando minha jornada na terra;

Ao prof^o Dr André Henrique Rosa pela orientação, dinamismo e empenho durante todo o desenvolvimento da pesquisa;

À prof^a Dra Oscarlina Lúcia dos Santos Weber pela co-orientação, amizade e pelas inúmeras contribuições na minha formação profissional;

Aos bolsistas do projeto, em especial Andressa, Camila, Hemerson, Ana e Flávia, que foram imprescindíveis na execução dessa pesquisa, sempre ajudando com muita seriedade e entusiasmo;

Ao prof^o Alício Pinto pela importante contribuição nas campanhas de coleta de amostras, ajudando com muito entusiasmo e compromisso;

Aos colegas do Laboratório de Análises de Contaminantes Inorgânicos da Universidade Federal de Mato Grosso (UFMT), em especial Adriana, Carla, Juliana, Geizebel e Paulo;

Aos colegas do Laboratório de Estudos Ambientais da UNESP-Sorocaba, em especial a Camila, Cláudia, Guilherme, Lilian, Vládson e Amanda, pela ajuda em parte do trabalho realizado em Sorocaba;

Aos professores Dr. Clóvis Ribeiro e Dr. Ademir dos Santos pelas contribuições e sugestões no Exame Geral de Qualificação;

Aos coordenadores dos cursos superiores do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Mato Grosso (IFMT) – Campus São Vicente, por não terem medido esforços de tal forma que eu pudesse conciliar as aulas e a pesquisa do doutorado;

As servidoras Wennia e Célia do Programa de Pós-graduação em Química pela atenção e profissionalismo;

À Maria Isabel e Valéria, servidoras da Biblioteca da UNESP, pelo excelente trabalho realizado na revisão e correção das referências bibliográficas;

Ao IFMT e à UNESP-Araraquara pela parceria na execução e condução do Programa DINTER-CAPEs;

À UFMT por ter fornecido condições físicas (laboratórios) para execução das análises;

À Central de Análises Químicas Instrumentais (CAQI), do Instituto de Química de São Carlos pela análise elementar das amostras de sedimento;

Ao PRONEX (Programa de Apoio à Núcleos de Excelência), na pessoa dos prof^o Dr. Peter Zeilhofer, por fornecer condições logísticas na execução dessa pesquisa;

À FAPEMAT e FAPESP pelo apoio financeiro imprescindível durante toda a realização da pesquisa.

“Eu não sou nem otimista nem pessimista. Os otimistas são ingênuos e os pessimistas são amargos. Eu sou um realista esperançoso”

Ariano Suassuna

“O êxito da vida não se mede pelo caminho que você conquistou, mas sim pelas dificuldades que superou no caminho”

Abraham Lincoln

RESUMO

O aporte de fósforo provenientes de áreas agrícolas e urbanas que circundam o Pantanal; designado pela UNESCO como Patrimônio Natural da Humanidade; pode, a longo prazo, causar danos irremediáveis a esse ambiente. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi determinar os teores de fósforo em águas superficiais e sedimentos de fundo das sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço e em algumas baías da planície pantaneira, visando avaliar o nível de aporte deste elemento proveniente de áreas agrícolas e urbanas. Para isso, foram feitas amostragens de água e de perfis de sedimentos (até 0,20 m), nos períodos de seca e cheia, em 15 pontos amostrais ao longo das referidas sub-bacias e, também, no Pantanal matogrossense. Foram analisados *in situ* alguns parâmetros como pH, condutividade elétrica, temperatura e oxigênio dissolvido da água. No laboratório, os parâmetros ânions solúveis (cloreto, nitrato, nitrito, sulfato, fluoreto e fosfato), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), fósforo total e clorofila-a foram determinados em triplicata. Para as análises das formas e dos teores totais de fósforo em perfis de sedimentos, em quadruplicata, as amostras foram seccionadas a cada 0,05 m, secas em estufa de circulação de ar a 50° C, maceradas em almofariz e peneiradas em malha de 1000 µm. O fósforo nos extratos foi quantificado por espectrofotometria UV-vís, após formação do complexo fosfomolibdico a 880 nm. Alguns parâmetros físico-químicos (nitrito, nitrato, sulfato, cloreto, fósforo total e DBO) das amostras de água dos rios foram maiores a jusante de áreas urbanas e agrícolas, evidenciando a influência de fontes pontuais e difusas nessas sub-bacias. Além disso, os corpos d'água desses locais, e também das baías Pantaneiras, apresentaram classificação mesotrófica de acordo com os índices do estado trófico médio (IET) calculados, e também, índices próximos a eutrófico no período de seca. Nos perfis de sedimento de fundo, a jusante de áreas urbanas e agrícolas, foram encontradas maiores concentrações de fósforo total em relação a montante, e distribuídas predominantemente nas frações dinâmicas e potencialmente biodisponíveis (P-Fe/Al e P-org). As concentrações de fósforo total nos perfis de sedimento do Pantanal foram maiores do que os pontos localizados na parte alta e média da sub-bacia do rio Cuiabá, indicando acúmulo de fósforo na planície.

Palavras-chave: fracionamento de fósforo; efluentes domésticos não tratados; eutrofização; fertilizantes fosfatados

ABSTRACT

The influx of phosphorus from agricultural and urban areas surrounding the Pantanal, which has been designated by UNESCO as a Natural Heritage of Humanity, can cause irreparable damages to this environment in the long term. Thus, the aim of this study was to determine the levels of phosphorus in surface waters and bottom sediments in the sub-basins of the Cuiabá and São Lourenço rivers, and in some bays in the Pantanal floodplains to evaluate the influx level of phosphorus from agricultural and urban areas. Samples of water and sediment profiles (up to 0.20 m) were collected during the drought and flooding periods in 15 sites along of these sub-basins and in the Pantanal matogrossense. Some water parameters were analyzed *in situ* such as pH, electrical conductivity, temperature, and dissolved oxygen. The parameters analyzed in triplicate in the laboratory were: soluble anions (chloride, nitrate, nitrite, sulphate, fluoride, and phosphate), biochemical oxygen demand (BOD), total phosphorus, and chlorophyll-a. The analysis performed in quadruplicate of forms and levels of total phosphorus in sediment profiles used samples sectioned at every 0.05 m, dried in an air circulating oven at 50 °C, grinded in a mortar, and sieved in a 1000 µm mesh. Phosphorus was quantified by spectrophotometry UV-vis in the extracts after formation of the phosphomolybdc complex at 880 nm. Some physical-chemical water parameters (nitrite, nitrate, sulfate, chloride, total phosphorus, and BOD) were higher downstream from the urban and agricultural areas than from upstream, demonstrating the influence of punctual and diffuse sources in these sub-basins. In addition, these water bodies and other in the Pantanal bays, presented the mesotrophic classification according to calculated average trophic state indexes (EIT), and indexes close to the eutrophic state in the drought period. Higher concentrations of total phosphorus were detected in bottom sediment profiles, downstream from the urban and agricultural areas than upstream. These high concentrations were distributed primarily in the dynamic and potentially bioavailable fractions (P-Fe/Al and P-org). The concentrations of total phosphorus in sediment profiles from Pantanal were higher than those from sites located at the top and middle areas in the Cuiabá river sub-basin, indicating accumulation of phosphorus in the plains.

Keywords: phosphorus fractionation; untreated domestic waste; eutrophication; phosphatic fertilizers

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 – Ciclo biogeoquímico do fósforo (CARMOUZE, 1994)	26
Figura 2 – Mapa altimétrico da área de estudo (Fonte: Thatyane Oliveira).	31
Figura 3 - Mapa de localização dos pontos de amostragem de água na sub-bacia do rio Cuiabá (Fonte: Thatyane Oliveira).	34
Figura 4 - Mapa de localização dos pontos de amostragem de água na sub-bacia do Rio São Lourenço (Fonte: Thatyane Oliveira).	36
Figura 5 - Mapa de localização dos pontos de amostragem de perfis de sedimento de fundo nas sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço (Fonte: Thatyane Oliveira).	41
Figura 6 - Foto ilustrativa (exemplo) do coletor semi-automático tipo “core”	42
Figura 7 – Pluviosidade mensal (barra cinza) e: pH (ponto) (a) e condutividade (ponto) (b) de amostras de água coletadas em rios da região do curso alto da sub-bacia do Rio Cuiabá (CBA, MSO e ROS).	46
Figura 8 – Pluviosidade mensal (barra cinza) e: pH (ponto) (a) e oxigênio dissolvido (ponto) (mg L^{-1}) (b) de amostras de água coletadas em rio a montante (PCONC) e a jusante (RIB) de Cuiabá/Várzea Grande na sub-bacia do rio Cuiabá.	47
Figura 9 – Pluviosidade mensal (barra cinza) e: pH (ponto) (a) e oxigênio dissolvido (ponto) (mg L^{-1}) (b) de amostras de água coletadas em rios da sub-bacia do rio São Lourenço.	48
Figura 10 – Pluviosidade mensal (barra cinza) e: pH (ponto) (a) e oxigênio dissolvido (ponto) (mg L^{-1}) (b) de amostras de água coletadas em rio e baías do Pantanal matogrossense (sub-bacia do rio Cuiabá).	49
Figura 11 – Pluviosidade mensal (barra cinza) e condutividade (ponto) ($\mu\text{S cm}^{-1}$) de amostras de água coletadas em rios a montante (PCONC) e jusante (RIB) de Cuiabá/Várzea Grande na sub-bacia do Rio Cuiabá (a) e na sub-bacia do Rio São Lourenço (TAM, SLOU, RV1, RV2, PPED e RVP) (b).	50
Figura 12 - Demanda bioquímica de oxigênio (mg L^{-1}) de amostras de água coletadas em rios da sub-bacia do rio Cuiabá.	52
Figura 13 - Nitrato (a), cloreto (b) e sulfato (c) (mg L^{-1}) em amostras de água coletadas em rios da sub-bacia do rio Cuiabá e Pantanal matogrossense.	53
Figura 14 - Nitrato (a), cloreto (b) e sulfato (c) (mg L^{-1}) em amostras de água coletadas em rios da sub-bacia do rio São Lourenço.	54
Figura 15 - Análise de Componentes Principais (PCA) dos parâmetros físico-químicos de amostras de água coletadas em rios (1a e 1b) e diferentes meses de coleta (2a e 2b) para os pontos na cabeceira da sub-bacia (CBA, ROS, MSO – 1a e 2a) e pontos a montante e a jusante a Cuiabá/Várzea Grande na sub-bacia do Rio Cuiabá (PCONC, RIB – 1b e 2b).	56
Figura 16 - Análise de Componentes Principais (PCA) dos parâmetros físico-químicos de amostras de água coletadas em rios (a) e diferentes meses de coleta (b) para os pontos na sub-bacia do Rio São Lourenço (TAM, SLOU, RV1, RV2, PPED, RVP).	58
Figura 17 - Análise de Componentes Principais (PCA) dos parâmetros físico-químicos de amostras de água coletadas em rios (a) e diferentes meses de coleta (b) para os pontos no Pantanal matogrossense (CBP, LAG1, LAG2, LAG3).	59
Figura 18 - Fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$) em amostras de água coletadas em rios do curso alto do Rio Cuiabá (CBA, MSO e ROS) e a montante e jusante da cidade de Cuiabá e de Várzea Grande (PCONC e RIB).	60
Figura 19 - Fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$) em amostras de água coletadas em rios da sub-bacia do Rio São Lourenço (TAM, SLOU, RV1, RV2, PPED e RVP).	61

Figura 20 - Fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$) em amostras de água coletadas em rio e baías do Pantanal matogrossense (CBP, LAG1, LAG2 e LAG3).	62
Figura 21 - Variabilidade temporal do Índice do Estado Trófico (IET) médio dos pontos localizados nas sub-bacias dos rios Cuiabá (a), São Lourenço (b) e no Pantanal matogrossense (c).	67
Figura 22 - Box-plot das propriedades químicas (pH, Ca, Mg, K e CTC) dos perfis de sedimento das sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço e de alguns pontos no Pantanal Matogrossense.	69
Figura 23 - Granulometria dos perfis de sedimento das sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço e alguns pontos do Pantanal Matogrossense nas épocas de seca (a) e cheia (b).	70
Figura 24 - Teores (%) de carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT) e relação C/N em perfis de sedimento.	71
Figura 25 - Fósforo (mg kg^{-1}) ligado aos óxidos de ferro/alumínio (P-Fe/Al) em perfis de sedimento das sub-bacias do rio Cuiabá, rio São Lourenço e Pantanal matogrossense na época de seca (a) e cheia (b) ($n = 4 \pm \text{desvio padrão}$).	74
Figura 26 - Fósforo (mg P kg^{-1}) ligado aos compostos de cálcio (P-Ca) em perfis de sedimento das sub-bacias do rio Cuiabá, rio São Lourenço e Pantanal matogrossense na época seca (a) e cheia (b) ($n = 4 \pm \text{desvio padrão}$).	77
Figura 27 - Fósforo (mg P kg^{-1}) ligado aos compostos orgânicos (P-org) em perfis de sedimento das sub-bacias do Rio Cuiabá, Rio São Lourenço e Pantanal matogrossense nas épocas de seca (a) e cheia (b) ($n = 4 \pm \text{desvio padrão}$).	80
Figura 28 - Porcentagem (%) de fósforo nas frações P-Fe/Al, P-Ca e P-org nos perfis de sedimento nas épocas de seca (a) e cheia (b).	83
Figura 29 - Fósforo total (mg kg^{-1}) em perfis de sedimento da sub-bacia do rio Cuiabá nas épocas de seca e cheia.	84
Figura 30 - Fósforo total (mg kg^{-1}) em perfis de sedimento da sub-bacia do rio São Lourenço nas épocas de cheia e seca.	85
Figura 31 - Fósforo total (mg P kg^{-1}) na sub-bacia do rio Cuiabá (a montante e a jusante de Cuiabá (S1 e S2)) e no Pantanal (S5, S6 e S7) nas épocas seca (a) e cheia (b). ...	86
Figura 32 - Variabilidade temporal e espacial dos teores de P-Fe/Al (a) e P-Ca (b) em sedimentos de fundo das sub-bacias dos Rios Cuiabá (1), São Lourenço (2) e Pantanal Matogrossense (3), nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm.	92
Figura 33 - Variabilidade temporal e espacial dos teores de P-org em sedimentos de fundo das sub-bacias dos rios Cuiabá (a) e São Lourenço (b), nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm.	94
Figura 34 - Variabilidade temporal e espacial dos teores de P-org em sedimentos de alguns locais no Pantanal Matogrossense, nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm.	95
Figura 35 - Análise de componentes principais das variáveis estudadas	96
Figura 36 - Agrupamento hierárquico de Cluster obtido utilizando Método de Ward como algoritmo de agrupamento e quadrado da distância euclidiana como medida de distância.	97

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Limites de detecção (LOD) e quantificação (LOQ) dos ânions analisados ..	38
Tabela 2 - Análise estatística descritiva de fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$) na época de seca (n=6)	63
Tabela 3 - Análise estatística descritiva de fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$) na época de cheia (n=7)	64
Tabela 4 – Análise estatística descritiva de Clorofila-a em água ($\mu\text{g L}^{-1}$) dos locais em estudo (n=4).....	65
Tabela 5 – Fósforo total (mg kg^{-1}) em sedimento de fundo de corpos d'água sob influência de diversas fontes antrópicas	87
Tabela 6 - Coeficientes de correlações de Pearson entre as espécies de fósforo e as propriedades químicas e granulométricas dos perfis de sedimento dos pontos à montante e jusante de Cuiabá/Várzea Grande (sub-bacia do Rio Cuiabá)	89
Tabela 7 - Coeficientes de correlações de Pearson entre as espécies de fósforo e as propriedades químicas e granulométricas dos perfis de sedimento dos pontos da sub-bacia do Rio São Lourenço.....	90
Tabela 8 - Coeficientes de correlações de Pearson entre as espécies de fósforo e as propriedades químicas e granulométricas dos perfis de sedimento de alguns pontos no Pantanal Matogrossense	91

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

DINTER - Doutorado interinstitucional
CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente;
IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística;
SEMA - Secretaria de Estado de Meio Ambiente;
APHA - American Public Health Association;
EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária;
WHO - World Health Organization;
CBA - Rio Cuiabazinho;
MSO - Rio Manso;
ROS - Rio Cuiabá na cidade de Rosário;
PCONC - Rio Cuiabá na Passagem da Conceição;
RIB - Rio Cuiabá em Santo Antônio do Leverger (Ribeirão dos Cocais);
TAM - Rio Tenente Amaral (afluente do rio São Lourenço);
SLOU - Rio São Lourenço;
RV1 - Rio Vermelho (a montante de Rondonópolis);
RV2 - Rio Vermelho (a jusante de Rondonópolis);
PPED - Rio Ponte de Pedra (afluente do rio Vermelho);
RVP - Rio São Lourenço;
CBAP - Rio Cuiabá na planície Pantaneira;
LAG1 - Baía Antônio Alves;
LAG2 - Baía Moquem;
LAG3 - Baía Corixão;
OD - Oxigênio dissolvido;
DBO - Demanda bioquímica de oxigênio
P-Fe/Al - Fósforo ligado aos óxidos de ferro e alumínio;
P-Ca - Fósforo ligado aos compostos de cálcio;
P-org - Fósforo ligado aos compostos orgânicos;
P-total - Fósforo total;
C/N - relação molar entre carbono e nitrogênio;
CTC - Capacidade de troca catiônica;
PCA - Análise de componentes principais;

LOD - Limite de detecção;

LOQ - Limite de quantificação;

BAP – Bacia do Alto Paraguai;

PCBAP – Plano de conservação da Bacia do Alto Paraguai.

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	19
1.1 Água: importância, propriedades de qualidade e fontes de poluição	19
1.2 Dinâmica da água na sub-bacia do rio Cuiabá e Pantanal matogrossense	20
1.3 Qualidade e fontes de poluição da água das sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço	22
1.4 Poluição do meio aquático por fósforo	24
1.4.1 Ciclo do fósforo	25
1.4.2 Fósforo no meio aquático	26
2 OBJETIVOS	30
3 PARTE EXPERIMENTAL	31
3.1 Áreas de estudo	31
3.2 Especificações dos reagentes, solventes e padrões	32
3.3 Equipamentos	33
3.4 Purificação da água	33
3.5 Limpeza das vidrarias	33
3.6 Avaliação das propriedades físico-químicas da água das sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço e algumas baías do Pantanal matogrossense	33
3.6.1 Locais de amostragem e período de coleta	33
3.6.1.1 Sub-bacia do rio Cuiabá	34
3.6.1.2 Sub-bacia do rio São Lourenço	35
3.6.2 Procedimentos de amostragem e preservação das amostras de água	36
3.6.3 Análises físico-químicas da água	37
3.6.4 Determinação da concentração de ânions em água	37
3.6.4.1 Condições cromatográficas	37
3.6.5 Determinação de fósforo total em água	38
3.6.5.1 Quantificação de fósforo em água	38
3.6.7 Índice do Estado Trófico (IET) dos corpos d'água	39
3.7 Fracionamento de fósforo em perfis de sedimento de fundo das sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço e algumas baías do Pantanal matogrossense	40
3.7.1 Locais de amostragem e preparo das amostras de perfis de sedimento	40
3.7.2 Caracterização química, granulométrica e análise elementar dos perfis de sedimento	42
3.7.3 Fracionamento e determinação de fósforo nos perfis de sedimento	42
3.7.3.1 Fracionamento de fósforo inorgânico	43
3.7.3.2 Fósforo ligado a compostos orgânicos (Fósforo orgânico-PO)	43
3.7.3.3 Fósforo total em sedimento	44
3.7.3.4 Quantificação de fósforo nas formas inorgânicas, orgânicas e total nos extratos	44
4 RESULTADOS E DISCUSSÃO	45
4.1 Avaliação das propriedades físico-químicas da água das sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço e algumas baías do Pantanal matogrossense	45
4.1.1 Análise de Componentes Principais (PCA) das propriedades físico-químicas da água	55
4.1.2 Fósforo total em água	59
4.1.3 Clorofila-a em água	64
4.1.4 Índice do Estado Trófico dos corpos d'água	66

4.2 Fracionamento de fósforo em perfis de sedimento de fundo das sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço e algumas baías do Pantanal Matogrossense	68
4.2.1 Propriedades químicas e granulométricas dos perfis de sedimentos	68
4.2.2 Fósforo ligado aos óxidos-hidróxidos de ferro e alumínio (P-Fe/Al).....	73
4.2.3 Fósforo ligado aos compostos de cálcio (P-Ca).....	76
4.2.4 Fósforo orgânico (P-org).....	79
4.2.5 Porcentagens de fósforo nas frações P-Fe/Al, P-Ca e P-org nos perfis de sedimento	81
4.2.6 Fósforo total em perfis de sedimento de fundo	83
4.2.7 Correlações entre as formas de fósforo e as propriedades químicas e granulométricas dos perfis de sedimento de fundo	87
4.2.8 Variabilidade temporal e espacial das formas químicas de fósforo	92
4.2.9 Análise de Componentes Principais	95
5 CONCLUSÕES.....	98
REFERÊNCIAS	101

1 INTRODUÇÃO

A Bacia do Alto Paraguai (BAP), especialmente as sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço, estão sofrendo processos de intensa atividade antrópica, especialmente em áreas de planalto que circundam o Pantanal. As principais atividades estão associadas à agricultura e à pecuária extensiva, que utilizam intensivamente fertilizantes fosfatados, desmatamento, erosão e aplicação de defensivos agrícolas, e também, ao lançamento de efluentes urbanos e industriais sem tratamento em rios que fornecem água à planície pantaneira.

Dentre as várias fontes de poluição e tipos de poluentes, o fósforo, proveniente de áreas agrícolas que circundam o Pantanal, merece atenção especial, pois o aporte desse elemento pode resultar no aumento da produtividade primária e eutrofização dos corpos d'água, com potencial desenvolvimento sazonal de algas, acarretando grandes impactos na qualidade global das águas, e consequentemente, aos demais seres vivos.

Nesse contexto, os estudos de nutrientes, como o fósforo, em sedimento e água das sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço e em algumas baías da planície pantaneira são importantes para entender a dinâmica do aporte desse elemento no ambiente aquático do Pantanal, e também, estimar o grau de poluição, provocadas por atividades agrícolas e urbanas.

1.1 Água: importância, propriedades de qualidade e fontes de poluição

A água é um recurso natural mais importante, sendo fundamental na garantia da qualidade de vida e desenvolvimento econômico e social da população, além de ser um componente da paisagem e do meio ambiente (DAS, ACHARYA, 2003; ANDRADE et al., 2008). A qualidade da água é uma informação importante e de preocupação global, sendo estas avaliadas para fins ecológicos para a conservação do ambiente, proteção da vida aquática, e também para uso nas diversas atividades realizadas pelos seres humanos (HADDAD, 2007).

A qualidade da água pode ser avaliada levando em consideração as suas propriedades químicas, físicas e biológicas, além da presença de diversos compostos que podem ser incorporados devido a água possuir propriedade de solvente universal e de transportar partículas (VON SPERLING, 2005). Além dessas, outras propriedades mais complexas e com outras variáveis podem ser utilizados para avaliar a qualidade

da água, fato este que dificulta a definição exata da expressão “qualidade da água” (MEYBECK; HELMER, 1996).

A qualidade da água superficial, principalmente dos rios, é de fundamental importância e assunto de grande interesse atual. A composição química da água dos rios varia conforme a geoquímica da bacia de drenagem (BENGRAINE, MARHABA, 2003; PRATT, CHANG, 2012) e, também, com a intensidade da pressão antrópica, causando variação considerável nos teores de nutrientes e propriedades físico-químicas da água (PERONA, BONILLA, MATEO, 1999; MELO, MOREIRA, BISINOTI, 2009; ALI et al., 2011). Os rios, devido ao recebimento de efluentes doméstico/industrial e escoamento superficial de áreas agrícolas, são corpos d’água sujeitos à poluição (SINGH, MALIK, SINHA, 2005).

A alteração da qualidade da água ocorre devido à influência de fontes pontuais e difusas de poluição. As fontes pontuais são mais fáceis de serem identificadas, pois são decorrentes de lançamento de efluentes domésticos e industriais, e localiza-se principalmente nas áreas urbanas. As fontes difusas compreendem ao escoamento superficial em áreas urbanas impermeáveis, e principalmente em regiões agrícolas na bacia de drenagem próximas dos corpos d’água, sendo mais difíceis de serem distinguidas (SINGH, MALIK, SINHA, 2005; SIMEONOV et al., 2003; CAMPANHA et al., 2010). Então, a identificação e caracterização das fontes de poluição fornecem subsídios para o gerenciamento dos recursos hídricos de uma bacia hidrográfica.

1.2 Dinâmica da água na sub-bacia do rio Cuiabá e Pantanal matogrossense

O rio Cuiabá e seus afluentes localizados a montante da cidade de Cuiabá possuem diversas cachoeiras, e algumas corredeiras a jusante, no trecho até Santo Antônio do Leverger; e a partir desta cidade, o leito do rio Cuiabá se amplia, formando diversas áreas alagáveis dentre elas a planície pantaneira (CARVALHO, 1986).

Devido possuir curso meândrico, o rio Cuiabá alterna processos naturais de erosão e de deposição. O processo de erosão ocorre nas curvas convexas ao longo do curso do rio, favorecendo a formação de poços através do aprofundamento do seu leito. O solo retirado pelo processo de erosão é depositado a jusante, formando praias com bancos de areia (ALVARENGA, 1984).

Por causa da variação anual do rio Cuiabá, este pode ser considerado um rio sazonal. O nível da água já variou de 0,40 m em setembro de 1987, a 10,87 m em março de 1974. Os níveis mais elevados são alcançados entre os meses de janeiro a março e os mais baixos nos meses de agosto e setembro. E esse fluxo de água do rio Cuiabá também influencia diretamente a dinâmica da água no Pantanal.

A região do Pantanal, na parte sul da sub-bacia do rio Cuiabá, caracteriza por ser uma região plana com uma inclinação de 25 cm km⁻¹ na direção leste-oeste e de 3 cm km⁻¹ no sentido norte-sul, resultando no escoamento mais rápido no sentido leste-oeste provocando um barramento no escoamento das águas de seus tributários e, conseqüentemente no alagamento da área (CARVALHO, 1986). Nas planícies alagáveis decorrente do pulso de água do rio Cuiabá há a ocorrência de várias baías de formas circulares, semicirculares, elípticas, piriformes ou irregulares, cuja as dimensões variam de dezenas a centenas de metros podendo ser perenes ou temporários com diferentes estágios evolutivos (DA SILVA, 1990).

A dinâmica da água no Pantanal é influenciada por diversos fatores, dentre eles os seus afluentes superiores, a uniformidade topográfica, os pequenos desníveis do relevo e a predominância de litologias sedimentares recentes (ALVARENGA, 1984). Devido a esses fatores, alguns rios no sul do Pantanal podem ocorrer dois picos de enchente, o primeiro de fevereiro a março proporcionado pelas chuvas locais e o segundo, em junho, por causa das águas que chegam das cabeceiras.

O pulso da enchente e cheia produzem mudanças nas unidades de paisagem, na dinâmica dos processos ecológicos e biológicos na planície pantaneira (DA SILVA, 1990). Segundo a autora, ocorrem várias mudanças ecológicas na passagem dos períodos enchente-cheia/vazante-estiagem. Em algumas baías em estudo foram encontrados valores maiores de transparência, condutividade elétrica, concentração de cálcio e potássio, coluna d'água e da biomassa das macrófitas aquáticas no período de águas altas, enquanto na vazante e estiagem aumentaram as concentrações das formas nitrogenadas, fosfatadas e dos silicatos na água.

1.3 Qualidade e fontes de poluição da água das sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço

Alguns estudos já foram realizados sobre a qualidade da água nas sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço (LIMA, 2001; ZEILHOFER et. al., 2006; ARAÚJO, 2011; FIGUEIREDO, 2012) obtendo resultados semelhantes quanto às fontes de poluição, mostrando que a ocupação humana e o uso inadequado do solo estão causando impactos na bacia.

De acordo com Lima (2001), a sub-bacia do rio Cuiabá em anos anteriores, devido ao processo de urbanização, está recebendo grande quantidade de carga orgânica de esgoto doméstico sem tratamento, comprometendo com isso a qualidade da água. Além dessas fontes pontuais, a autora relata contribuições de fontes difusas em regiões menos urbanizadas da sub-bacia, contendo pequenas propriedades rurais que realizam atividades ligadas à criação de animais como, suínos, aves, bovinos e, também, o cultivo de horticultura. Estes fatos também foram constatados por Zeilhofer et al. (2006), que relataram que o uso agrícola intensivo, principalmente na região mais alta da sub-bacia, pode contribuir com essa diminuição da qualidade da água dessa sub-bacia.

Dentre as propriedades utilizadas para avaliar a qualidade da água, dois refletiram bem a influência do uso e ocupação do solo nas sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço, segundo dados obtidos por Araújo (2011). Segundo esta autora, em alguns locais avaliados foram constatadas concentrações de fósforo acima do limite permitido pela Resolução CONAMA 357/2005, e também aumento na concentração de nitrogênio amoniacal nas proximidades do maior aglomerado urbano do Estado (Cuiabá/Várzea Grande). Os principais fatores que influenciaram a qualidade da água dessas sub-bacias nesse estudo, segundo a autora, foram a pedologia, densidade da população urbana, declividade, área da sub-bacia e chuva antecedente às coletas.

A avaliação das propriedades física, química e biológica permite visualizar a influência dos fatores naturais e antrópicos sobre os recursos hídricos. Estudo visando esse objetivo foram realizados também por Figueiredo (2012) em 13 estações ao longo do rio Cuiabá, empregando técnicas de análise estatística multivariada. Os parâmetros que mais refletiram a influência de áreas urbanas; cujos valores encontrados, para alguns meses, estavam fora dos limites estabelecidos pelo CONAMA 357 (BRASIL,

2005); foram cor, *Escherichia coli*, oxigênio dissolvido, fósforo total, turbidez e pH. Segundo esse autor, a sub-bacia do rio Cuiabá sofre influência de atividades antrópicas relacionadas à fonte pontual, como lançamento de efluentes, mas também de fontes difusas, escoamento superficial de áreas urbana e agrícola.

Além dessas pesquisas realizadas por instituições públicas de ensino e pesquisa, a qualidade da água das sub-bacias dos rios Cuiabá e, também São Lourenço vem sendo monitoradas sistematicamente desde 1995 pela Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA) a partir da implantação do projeto “Monitoramento da qualidade da água dos principais rios da Bacia do Alto Paraguai”. Este órgão ambiental monitora em torno de 23 parâmetros de qualidade da água (físicos, químicos e biológicos), por meio do cálculo do Índice de Qualidade da Água (IQA). O IQA, geralmente não é utilizado em pesquisas científicas porque é uma ferramenta limitada representando a média de, em torno de, nove parâmetros. Entretanto este índice é uma ferramenta útil para comunicar informações da qualidade para o público leigo e aos tomadores de decisão de medidas públicas.

O IQA da sub-bacia do rio Cuiabá, segundo informações mais recentes da SEMA (2007-2009) é classificado como médio no alto curso do rio Cuiabá, contudo diminui consideravelmente ao longo do percurso do maior aglomerado urbano do estado (Cuiabá e Várzea Grande). O índice aumenta gradativamente somente após ao aglomerado urbano atingindo a classificação de boa somente na cidade de Santo Antônio de Leverger. Na planície pantaneira, especificamente em Porto Cercado, a qualidade da água é classificada como boa (MATO GROSSO, 2010).

Segundo a SEMA, a qualidade da água da sub-bacia do rio São Lourenço é considerada boa próximo da nascente, em Campo Verde, contudo em alguns trechos a jusante já esta ocorrendo a degradação da qualidade em alguns períodos do ano. Essa degradação é mais acentuada no rio Vermelho apresentando índice de qualidade baixo próximo a núcleos urbanos (MATO GROSSO, 2010).

1.4 Poluição do meio aquático por fósforo

O Pantanal, designado pela UNESCO como Patrimônio Natural da Humanidade, é uma das maiores extensões úmidas contínuas do planeta, e corresponde em torno de 140.000 km² da Bacia do Alto Paraguai (BAP) e seus tributários. Os regimes de inundação, tipos de solos e diferentes habitats possibilita a essa região uma grande variedade de formações vegetais e heterogeneidade da paisagem, e consequentemente, uma riquíssima biota terrestre e aquática. De acordo com Olson et al. (1998), o Pantanal é de “grande significância global, vulnerável e com altíssima prioridade para a conservação em escala regional”, entretanto, áreas de planalto que circundam o Pantanal e a planície pantaneira vêm sofrendo intensa atividade antrópica.

Dentre as atividades antrópicas, as que estão associadas à agricultura e aos aglomerados urbanos merecem destaque. Dentre essas, o uso intensivo de fertilizantes fosfatados em áreas agrícolas e o lançamento de efluentes não tratados nos rios são as principais ações antrópicas que acarretam no grande aporte de nutrientes, como o fósforo, que em excesso desencadeia processo de eutrofização dos corpos d'água, comprometendo, com isso, a qualidade da água (ESTEVES, 1988; ROCHA; ROSA; CARDOSO, 2009).

A eutrofização provoca inúmeras mudanças dentro de um ecossistema aquático, por isso merece atenção especial no intuito de prevê-la e evitá-la, principalmente em ambientes de grande riqueza em biodiversidade como é o Pantanal. Contudo, pesquisas nesse sentido ainda são incipientes nesse ambiente.

A maioria dos estudos do teor de P no meio aquático é realizada nas águas superficiais, contudo, a avaliação é insuficiente para o diagnóstico do seu potencial poluidor (PELLEGRINI et al., 2008). Em contrapartida, o sedimento constitui um compartimento de grande importância na avaliação da intensidade e formas de impactos a que os ecossistemas aquáticos estão ou estiveram submetidos (FORSTNER, 1989). Entretanto, não basta somente determinar o fósforo total, pois não fornece indicações reais sobre o nível de trofia do ambiente aquático e principalmente do real potencial do compartimento sedimentar para incrementar a eutrofização, e sim deve-se proceder ao fracionamento químico do fósforo nos sedimentos, que fornece importantes informações sobre o comportamento geoquímico e biodisponibilidade, que estão relacionados diretamente com as formas de fósforo.

O fósforo pode ser encontrado nos sedimentos nas formas ligadas ao cálcio, ferro e alumínio e, em espécies orgânicas ou adsorvidas aos minerais. Vários fatores podem influenciar a liberação de fósforo ligado ao sedimento para o ambiente aquático, como a fonte que originou esse sedimento, a fonte externa desse elemento, a temperatura, o pH, o potencial redox (Eh), a presença de óxidos de ferro e manganês e de outros compostos redutores, além do revolvimento das partículas sedimentadas (SONDERGAARD et al., 2003; LAKE, 2007).

1.4.1 Ciclo do fósforo

O P é um elemento químico extremamente importante, pois participa da estrutura de moléculas fundamentais do metabolismo celular, como fosfolipídios, coenzimas e ácidos nucleicos. Além disso, este é um nutriente que pode limitar ou não o crescimento de plantas, especialmente presente em ambientes aquáticos (CONLEY et al. 2009; SCHINDLER, 1977). Entretanto, a abundância desse elemento resulta na eutrofização de corpos d'água causado pelo elevado crescimento de algas (ESTEVES, 1988).

No ciclo do P não é observado a presença desse elemento na fase gasosa, exceto presente na atmosfera em pequenas quantidades em partículas de poeira. O ciclo desse elemento, em contraste com o ciclo do C, é lento e em grande parte se procede em uma direção: da terra para o oceano, rios, lagos ou baías, e o seu retorno à terra provem das rochas em uma escala de tempo de milhares a milhões de anos (Figura 1).

Em ecossistema terrestre estável, grande quantidade de P retirado pela planta, retorna ao solo, mas uma parte é perdida, movendo-se do solo ou com ele (erosão), em forma solúvel ou adsorvida, para os oceanos, rios e baías. O retorno deste P à terra se dá através dos peixes e aves que se alimentam de outros peixes. O movimento do fósforo para os rios e baías se dá devido, na grande maioria, por causa de ação antrópica (CARMOUZE, 1984).

O uso agrícola do solo próximo aos corpos d'água altera as condições ecológicas naturais. A quantidade e as características dos sedimentos carregados em suspensão pelo escoamento superficial são modificadas pela ação antrópica. Ao atingir um ambiente aquático, os sedimentos podem atuar como dreno, mas principalmente

com fonte de fósforo para a água, diminuindo ou potencializando os processos de eutrofização (PELLEGRINI et al., 2008).

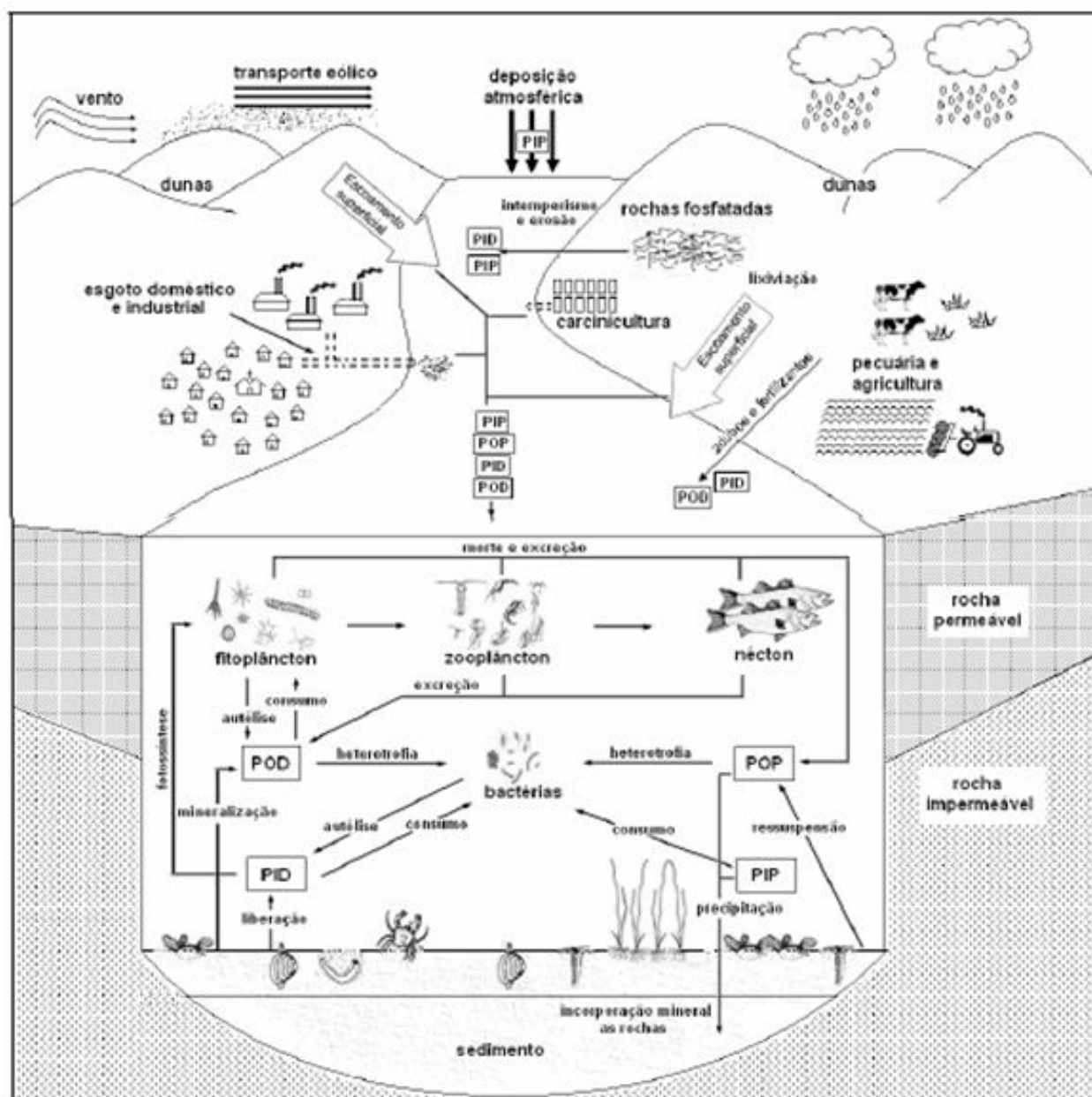


Figura 1 – Ciclo biogeoquímico do fósforo (CARMOUZE, 1994)

1.4.2 Fósforo no meio aquático

O fósforo é incorporado aos corpos d'água por meio de diversas fontes que podem ser de origem natural por processo erosivo e de intemperismo (NASH; HALLIWELL, 2000), mas principalmente de origem antrópica como lançamento de

efluentes doméstico e industrial e, também a incorporação de fertilizante fosfatado carregado pela água da chuva de áreas agrícolas (ZHU et al., 2013).

Nestas fontes, o fósforo encontra-se principalmente na forma particulada podendo depositar no sedimento de fundo do rio (FONSECA et al. 2011), mas também na forma solúvel sendo prontamente disponível para a biota ou ser incorporado ao sedimento através de mecanismos de adsorção, precipitação, substituição isomórficas em minerais ou troca aniônica (SPIVAKOV et al., 1999; JIANG et al. 2011).

A presença de excesso de compostos fosfatados, e também nitrogenados em lagos e rios, podem causar aumento desordenado da população bacteriana e de algas, originando um processo conhecido com eutrofização. Para que ocorra o processo de eutrafização dos corpos d'água é necessário que o P esteja prontamente disponível na coluna d'água, e a presença de P disponível depende da dinâmica sedimento-coluna d'água. Nessa dinâmica estão envolvidos os processos de adsorção e dessorção de P nos sedimentos (KROM; BERNER, 1981; YAMADA; KAYAMA, 1987).

A concentração de P em sedimentos é diretamente influenciada pela concentração de oxigênio no corpo d'água. Então, se a água em contato com o sedimento for aeróbica, o P é precipitado no sedimento, contudo, se for anaeróbica, o P é liberado novamente para a coluna d'água (FENZL, 1988).

Segundo Brostrom et al. (1988), existem seis principais mecanismos em que ocorrem a transferência do fósforo da coluna d'água para o sedimento. O P detrítico pode ser transferido da coluna d'água por meio de sedimentação, acumulando, assim, no fundo do rio ou lago. O P solúvel presente na coluna de água pode sofrer processos de adsorção ou precipitação a óxidos-hidróxidos de ferro e manganês (SCHWERTMANN; TAYLOR, 1989) ou associar-se aos carbonatos. Pode ocorrer o processo de sedimentação do fósforo com matéria orgânica alóctone, denominado posteriormente como P orgânico. O P solúvel pode ser retirado diretamente da coluna d'água por meio da assimilação deste por organismos do plâncton, dentre eles o fitoplâncton, ou outro organismo vivo. E por último, a transferência de P para a coluna d'água pode ocorrer por processos diagenéticos e transferência com a superfície sedimentar.

O processo inverso citado acima, que é a liberação de fósforo do sedimento, também pode ocorrer devido vários fatores. O processo de dessorção de P, um exemplo é o mecanismo P-Fe, depende das condições redox e da troca de íons entre o

ortofosfato e OH^- . A dessorção de P depende, também, dos processos de mineralização, e isso ocorre devido a hidrólise das ligações fosfato-éster resultante do metabolismo de células vivas e da autólise das células (BROSTOM et al., 1988).

A quantificação dos teores de P total e solúvel na água é insuficiente para o diagnóstico do estado eutrófico de determinado recurso hídrico. Para isso é importantíssimo considerar o teor total e as formas de P no sedimento e sua capacidade de adsorção e dessorção (PELLEGRINI et al., 2008). A quantificação de fósforo total em sedimento permite avaliar o grau de poluição dos corpos d'água, mas a investigação das frações de fósforo fornece melhores informações acerca da disponibilidade e risco para o sistema aquático (ZHOU et al. 2005; GOLTERMAN, 2001; RIBEIRO et al. 2008).

O fósforo ligado aos óxidos-hidróxidos de ferro e alumínio (P-Fe/Al) e aos compostos de cálcio (P-Ca) são as principais frações presentes em sedimento (WANG et al., 2009; FONSECA et al., 2011), sendo a primeira presente em maior quantidade e, dependendo das propriedades químicas do meio, pode ser prontamente disponível para crescimento do fitoplâncton, podendo ser usado para estimar a curto e longo prazo o fósforo disponível no sedimento (ZAN et al, 2011; ZHU et al., 2013).

Teores elevados P na fração P-Al/Fe reflete problema de poluição decorrente de lançamento de efluentes doméstico e industrial (fonte pontual), e este P acumulado será fonte potencial para o crescimento de algas (ZHU et al., 2013). A retenção do fósforo nesta fração é controlada por mecanismos como troca de ligantes, atração eletrostática ou deslocamento de ânions competidores na superfície da partícula do sedimento, os quais são influenciados pelo pH, condição redox e complexo partícula-matéria orgânica (FROELICH, 1988; REDDY et al., 1999; ZHOU et al., 2005).

A fração P-Ca está fortemente relacionada com a geologia local sendo considerada uma forma estável, inerte ou indisponível (ZHU et al., 2013), contudo o fósforo nesta fração pode ser disponibilizado pelo sedimento por meio da atividade de bactéria que transforma o fosfato insolúvel em uma forma biodisponível (JIANG et al., 2011). Em pH alcalino e elevado teor de Ca^{+2} na coluna d'água, pode ocorrer menor adsorção de fósforo aos óxidos-hidróxidos de ferro devido à precipitação do ortofosfato na forma de $\text{Ca}_5(\text{PO}_4)_3\text{OH}$ (GOLTERMAN, 2004; DONG et al., 2011).

Em ambientes tropicais, o fósforo orgânico (P-org) desempenha, também, importante papel, pois se encontra em grande quantidade (FONSECA et al., 2011), e é

prontamente mineralizado durante a sedimentação e na camada superficial do sedimento (RYDIN et al., 2011). A distribuição e quantidade de P-org variam conforme a influência da bacia de drenagem e as fontes de poluição, apresentando teores mais elevados em regiões sob influência de fonte difusa (área agrícola) (ZAN et al., 2011; JIANG et al., 2011).

2 OBJETIVOS

Avaliar a distribuição espaço-temporal de fósforo em água e sedimentos de fundo das sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço e em algumas baías do Pantanal matogrossense.

Para cumprir com este objetivo geral, a pesquisa possui os seguintes objetivos específicos:

- a) Avaliar a qualidade da água ao longo das sub-bacias e no Pantanal segundo os parâmetros em estudo: condutividade elétrica, demanda biológica de oxigênio (DBO), oxigênio dissolvido (OD), pH, temperatura, cor, turbidez e ânions solúveis (cloreto, nitrato, nitrito, sulfato, fluoreto e fosfato);
- b) Quantificar fósforo total, clorofila-a e Índice do Estado Trófico dos corpos d'água em estudo, nos períodos de seca e cheia;
- c) Quantificar fósforo total nos perfis de sedimento (0,20 m), visando avaliar a variabilidade vertical, espacial e temporal do estoque total;
- d) Realizar fracionamento químico de fósforo nos perfis de sedimento, nos dois períodos sazonais, objetivando avaliar a disponibilidade deste elemento para a coluna d'água;

3 PARTE EXPERIMENTAL

3.1 Áreas de estudo

As áreas em estudo, localizadas na região hidrográfica do Paraguai, abrangem as sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço, bem como o Pantanal Matogrossense (Figura 2), sendo essa uma das maiores extensões úmida contínua do planeta, considerada Patrimônio Nacional pela Constituição Federal de 1988 e Reserva da Biosfera pela UNESCO.

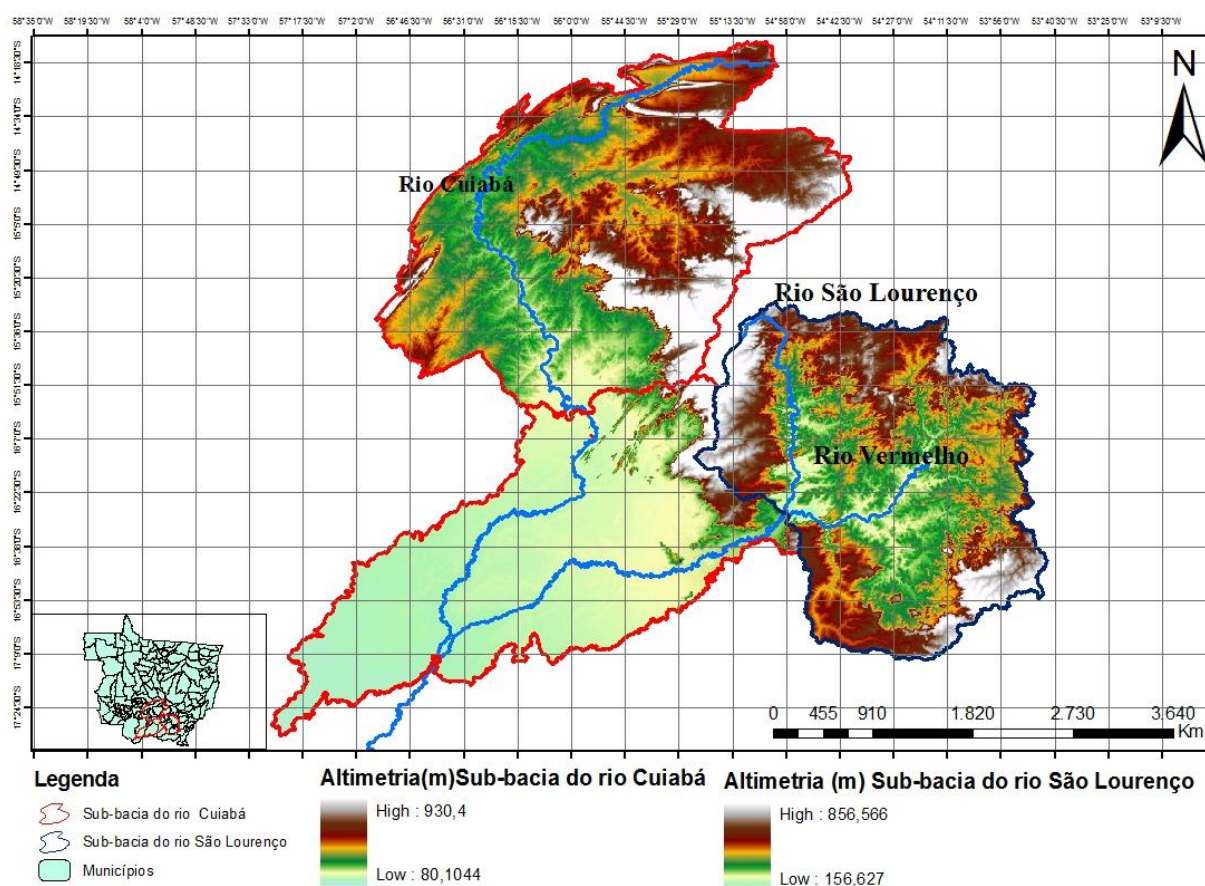


Figura 2 – Mapa altimétrico da área de estudo (Fonte: Thatyane Oliveira).

A bacia do Alto Paraguai possui em torno de meio milhão de km² e dois terços se encontra no Brasil, nos estados de Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, e de acordo com elevação topográfica, essa bacia pode ser dividida em três unidades fisiográficas: planalto, depressão e planície. A primeira localiza-se na região mais alta da bacia com cotas em torno de 250-750 m e apresenta cobertura vegetal chamada de cerrado que vem sendo substituída por agricultura intensiva, principalmente para o cultivo de soja e

algodão (GIRARD et al., 2003; ZEILHOFER et al., 2006). Na depressão, com cotas entre 180-250 m, além de contar com maior densidade populacional há presença de fazendas de criação de gado. Por último localiza-se a planície (Pantanal), com altitude variando de 100-180 m, onde o gradiente hidráulico não excede 15 cm km^{-1} (GIRARD et al., 2003).

A sub-bacia hidrográfica do rio Cuiabá está localizada entre as coordenadas geográficas $14^{\circ} 18'$ e $17^{\circ} 00'$ de latitude Sul e $54^{\circ} 40'$ e $56^{\circ} 55'$ de longitude Oeste no Estado de Mato Grosso. Esta sub-bacia compreende uma área de aproximadamente 22.000 km^2 e abrange vários municípios dentre eles a capital Cuiabá e Várzea Grande (maiores aglomerado urbano do estado). O rio Cuiabá, cuja nascente localiza-se no município de Rosário Oeste, é um dos principais afluentes do rio Paraguai (MATO GROSSO, 2010).

A sub-bacia do Rio São Lourenço localiza-se no sudeste matogrossense e perfaz em torno de 26.623 km^2 , abrangendo os municípios de Campo Verde, Dom Aquino, Itiquira, Jaciara, Juscimeira, Pedra Preta, Rondonópolis e São José do Povo (microrregiões de Rondonópolis) e parte dos municípios de Guiratinga, Poxoréu e Alto Garças (MATO GROSSO, 2010). Essa sub-bacia possui como rio principal o São Lourenço e seus principais afluentes (margem esquerda: rios Pombas, Tenente Amarala e córrego Prata e margem direita: rios Vermelho e São Pedro).

3.2 Especificações dos reagentes, solventes e padrões

- Ácido clorídrico a 37% P.A.(Vetec);
- Hidróxido de sódio P.A. (Vetec);
- Carbonato de sódio Anidro (Vetec);
- Ácido ascórbico P.A. (Synth);
- Ácido sulfúrico a 98% P.A. (Merck);
- Cloreto de cálcio P.A. (Vetec);
- Persulfato de potássio P.A. (Vetec);
- Molibdato de amônio (Synth);
- Solução padrão de fósforo de 1000 mg L^{-1} (Grupo Química GQ);
- Solução padrão de ânions (cloreto, fluoreto, nitrito, nitrato, fosfato e sulfato) de 1000 mg L^{-1} (Merck).

3.3 Equipamentos

- Espectrofotômetro de UV-VÍIS (Micronal AJX-1900);
- Cromatógrafo de troca-iônica Dionex® ICS-90 com detector de condutividade (modelo DS5);
- Balança Analítica (Shimadzu UX420H);
- Agitador de tubos (IKA lab Dancer);
- Agitador horizontal (Quimis);
- Centrífuga (Fanem Excelsa II);
- Mufla (Quimis);
- Estufa (Olidef EES1B).

3.4 Purificação da água

A água utilizada para preparar as soluções e padrões foi previamente destilada e deionizada até apresentar resistividade de $18,2 \text{ M}\Omega \text{ cm}^{-1}$ a 25° C .

3.5 Limpeza das vidrarias

As vidrarias usadas nos experimentos foram previamente descontaminadas. Inicialmente foram deixadas em banho de detergente neutro a 0,1% (isento de fosfato) durante 24 hs, posteriormente; após retirada de resíduo de detergente com água de torneira; foram colocadas em banho ácido a 5% (HCl) por 24 hs e por último; todo o resíduo de ácido; foi retirado com água deionizada.

3.6 Avaliação das propriedades físico-químicas da água das sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço e algumas baías do Pantanal matogrossense

3.6.1 Locais de amostragem e período de coleta

Foram feitas campanhas mensais de amostragem de água no período entre setembro/2011 a setembro/2012, em 15 pontos ao longo das sub-bacias dos rios Cuiabá, São Lourenço e no Pantanal matogrossense.

3.6.1.1 Sub-bacia do rio Cuiabá

A primeira região de estudo localiza-se na parte alta da sub-bacia do rio Cuiabá, onde foram selecionados três locais de amostragem (Figura 3): o primeiro no rio Cuiabazinho (P1-CBA: S 14° 41' 40,56" W 56° 14' 10,99"), o segundo rio Manso localizado a jusante da represa de Manso com uma extensão de 3680 metros (P2-MSO: S 14° 42' 0,55" W 56° 14' 13,48") e o terceiro no rio Cuiabá (P3-ROS: S 14° 49' 58,9" W 56° 24' 53,9"). Essa região possui baixa densidade demográfica e no planalto entorno há intensa atividade agrícola (LIBOS et al., 2003; MATO GROSSO, 2010). Esses locais, com exceção do último, possuem mata ciliar e encontram-se aparentemente bem preservados, como observado também por Figueiredo (2012).

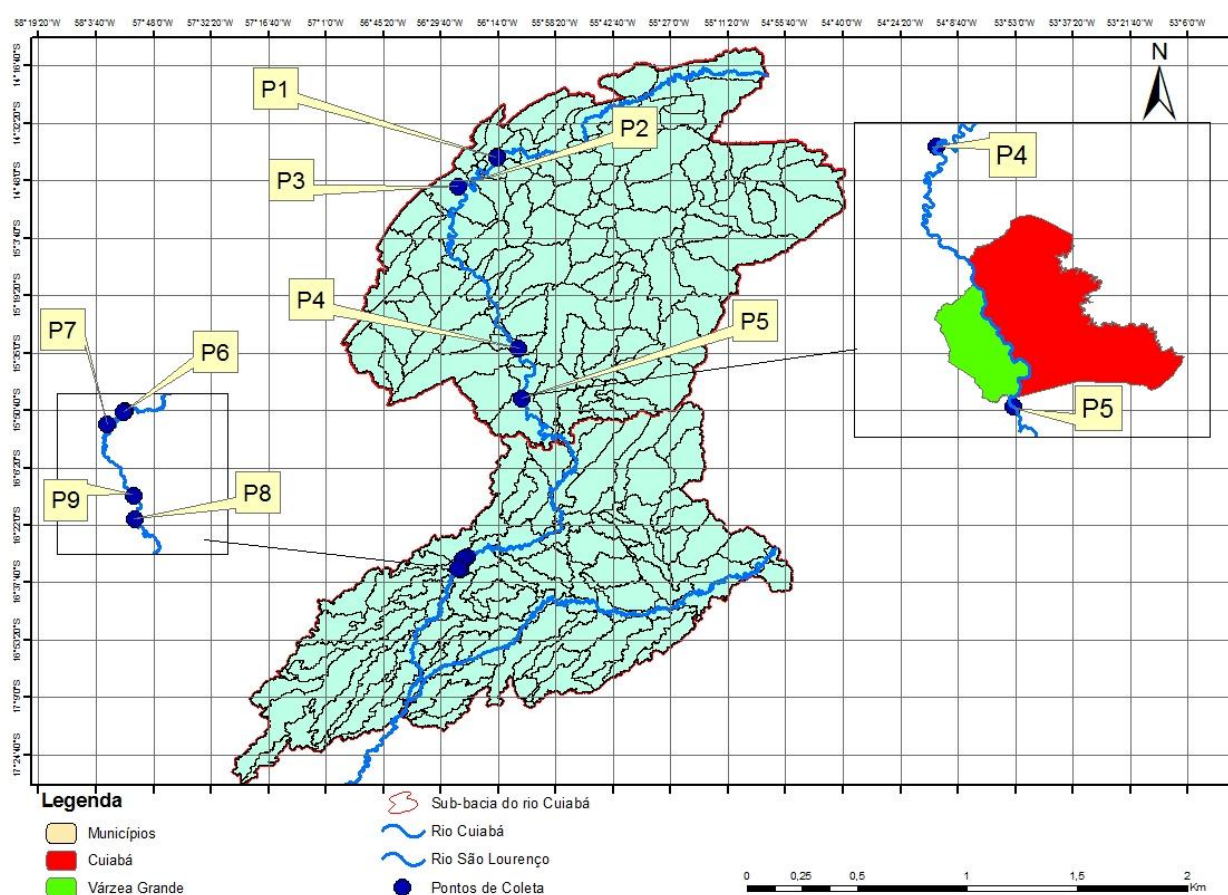


Figura 3 - Mapa de localização dos pontos de amostragem de água na sub-bacia do rio Cuiabá (Fonte: Thatyane Oliveira).

A segunda região de estudo localiza-se em área de depressão, a montante e a jusante do maior aglomerado urbano do Estado, compreendendo as duas maiores

idades do Estado de Mato Grosso, Cuiabá e Várzea Grande (Figura 3). Ambas as cidades possuem em torno de 800 mil habitantes, gerando grande pressão hídrica no rio Cuiabá, pois 94% é usado no abastecimento de água, mas somente 16,41% do esgoto doméstico recebe tratamento antes de ser lançado no rio (IBGE, 2008). As amostragens foram feitas no rio Cuiabá, a montante (P4-PCONC: S 15° 33' 54,7'' W 56° 08' 30,8'') e a jusante (P5-RIB: S 15° 47' 43,6'' W 56° 07' 38,6'') dos aglomerados urbanos. Nesses locais de amostragem, a mata ciliar não está preservada, contudo há pouca atividade agrícola (FIGUEIREDO, 2012).

A terceira região de estudo localiza-se no final da sub-bacia do rio Cuiabá, em pleno Pantanal matogrossense (Figura 3). Nessa região foram selecionados quatro locais, um no rio Cuiabá (P6-CBP: S 16° 30' 52,7'' W 56° 22' 31,8'') e três baías, denominadas de Antônio Alves (P7-B1: S 16° 31' 26,4'' W 56° 23' 56,7''), Moquem (P8-B2: S 16° 33' 47,7'' W 56° 24' 13,1'') e Corixão (P9-B3: S 16° 33' 47,7'' W 56° 25' 04,3''). A região apresentava uma rica biodiversidade, suas matas ciliares estavam parcialmente preservadas, especificamente as que se localizam no Parque Ecológico do SESC-Pantanal (FIGUEIREDO, 2012) e em todos os pontos de amostragem havia grande quantidade de macrófitas.

3.6.1.2 Sub-bacia do rio São Lourenço

Está área de estudo localiza-se em uma região com intensa atividade agrícola e contendo um aglomerado urbano de médio porte (o município de Rondonópolis com 211.718 mil habitantes). Nela foram selecionados seis locais de amostragem (Figura 4), sendo dois antes da confluência dos rios São Lourenço e Vermelho (P10-rio Tenente Amaral (TAM): S 15° 58' 58,8'' W 54° 57' 17,5'' e P11-rio São Lourenço – São Pedro da Cipa (SLOU): S 15° 59' 53,2'' W 54° 55' 19,7''); três próximos da cidade de Rondonópolis, sendo dois no Rio Vermelho a montante (P12 – RV1: S 16° 28' 07,9'' W 54° 29' 07,3'') e a jusante de Rondonópolis (P13 – RV2: S 16° 32' 06,6'' W 54° 46' 32,2'') e um ponto no rio Ponte de Pedra afluente do rio Vermelho (P14 – PPED: S 16° 32' 28,6'' W 54° 46' 53,8'') e por último um ponto no rio São Lourenço após a confluência com o rio Vermelho (P15 - RVP: S 16° 28' 36,4'' W 54° 58' 39,4''). Os locais de amostragem, de maneira geral, estão bastante impactados (ARAÚJO, 2011).

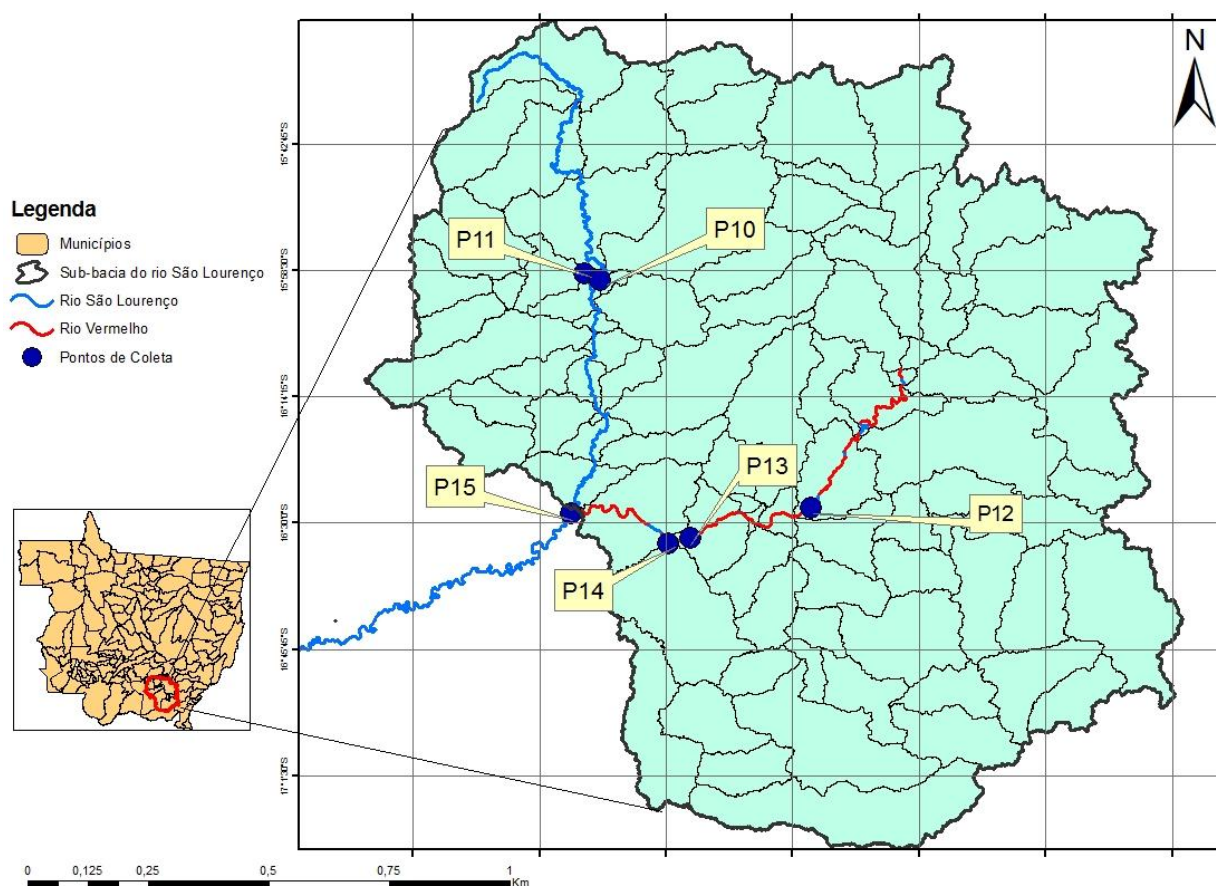


Figura 4 - Mapa de localização dos pontos de amostragem de água na sub-bacia do Rio São Lourenço (Fonte: Thatyane Oliveira).

3.6.2 Procedimentos de amostragem e preservação das amostras de água

A amostragem de água superficial (a 10 cm de profundidade) no rio foi feita em transecto (meio do rio, margem direita e margem esquerda) e misturadas em partes iguais para produzir amostras compostas (triplicata). Dessas amostras foram obtidas réplicas de aproximadamente 250 mL a 1000 mL, para cada uma das análises, e acondicionadas em frascos de polietileno de alta densidade. As triplicatas destinadas à análise de fósforo foram preservadas com H_2SO_4 P.A ($\text{pH} < 2,0$). Para as análises de clorofila-a e ânions, as amostras não foram preservadas, sendo posteriormente pré-tratadas no laboratório. Todas as amostras foram mantidas sob refrigeração (4°C) até chegar no laboratório. No laboratório, as amostras para análise de ânions foram filtradas em membrana de acetato de celulose (Millipore) de $0,20 \mu\text{m}$, e o filtrado guardado para posterior análise. As amostras para análise de clorofila-a foram filtradas em membrana de fibra de vidro (Sartorius) de $0,75 \mu\text{m}$, na ausência de luz, posteriormente guardadas em envelope de alumínio e congeladas até o momento da

análise. Todas as amostras foram mantidas sob refrigeração até o momento das análises, conforme metodologia APHA (2012).

3.6.3 Análises físico-químicas da água

Em campo, foram medidas diretamente nos corpos d'água os parâmetros pH, condutividade elétrica (CE), oxigênio dissolvido (OD), temperatura da água superficial e do ar com auxílio de equipamentos multiparâmetros (HACH modelo HQ40d) e potenciômetro (WTW modelo pH 340). No laboratório, foram determinados os seguintes parâmetros: ânions solúveis (cloreto, sulfato, nitrato, nitrito, fluoreto e fosfato), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), fósforo total e clorofila-a (APHA, 2012).

3.6.4 Determinação da concentração de ânions em água

Os ânions solúveis (fluoreto, cloreto, sulfato, nitrato, nitrito e fosfato) foram quantificados, em amostras não preservadas e filtradas, utilizando cromatógrafo de troca iônica (APHA, 2012; Dionex Application Note 141, 2006).

3.6.4.1 Condições cromatográficas

A quantificação de ânions nas amostras de água foi feita em cromatógrafo de troca-iônica Dionex® ICS-90 com detector de condutividade (modelo DS5), com amostrador automático Dionex® AS40, dotado de software Dionex® Chromeleon versão 6.5, coluna guarda IonPac® AG9HC (4 x 50 mm) e coluna analítica IonPac® AS9HC(4 x 250 mm), supressora aniônica AMMS® III (4mm). O volume de injeção foi de 50 µL com solução de Na₂CO₃ 9,0 x 10⁻³ mol L⁻¹ como eluente e fluxo de 1,0 mL min⁻¹, bem como uma solução regenerante de H₂SO₄ a 0,025 mol L⁻¹. Os limites de detecção (LOD) e quantificação (LOQ) dos ânions analisados constam na Tabela 1.

Tabela 1 – Limites de detecção (LOD) e quantificação (LOQ) dos ânions analisados

Ânions	LOD (mg L ⁻¹)	LOQ (mg L ⁻¹)
Fluoreto	0,015	0,040
Cloreto	0,007	0,020
Nitrito	0,014	0,045
Nitrato	0,015	0,050
Fosfato	0,03	0,100
Sulfato	0,008	0,020

3.6.5 Determinação de fósforo total em água

Os procedimentos de extração e determinação do fósforo total foram feitos de acordo com a metodologia de APHA (1998). A 100 mL de amostra foram adicionados 1 mL de solução de H₂SO₄ 30% (v/v) e 15 mL de persulfato de potássio e, em seguida, a mistura foi aquecida em chapa aquecedora até a redução do volume a aproximadamente 15 mL. Após esfriar, foram adicionadas duas gotas de solução de fenolftaleína a 1% e solução de hidróxido de sódio 1 mol L⁻¹ até coloração rósea, a mistura foi transferida quantitativamente para balão volumétrico de 25 mL e completada com água deionizada. Os padrões da curva de calibração foram processados juntamente com as amostras em todas as baterias de análise.

3.6.5.1 Quantificação de fósforo em água

As determinações de fósforo nos extratos foram feitas em espectrofotômetro de UV-vis (AXJ 9000, Micronal), na região do visível em 880 nm, após formação do complexo fosfomolibdico, produzido pela redução do molibdato com ácido ascórbico, de acordo com a metodologia proposta por Murphy e Riley (1962). Os limites de detecção (LOD) e quantificação (LOQ) de fósforo em água foram 2,0 e 5,0 µg L⁻¹, respectivamente.

3.6.6 Análise de clorofila-a em água

Visando avaliar a produção primária dos corpos d'água, e conseqüentemente a biomassa de fitoplâncton, foram feitas análises de clorofila-a em amostras de água das sub-bacias em estudo nos meses de setembro/2011, janeiro/2012, maio/2012 e agosto/2012. O procedimento de extração e determinação de clorofila-a em águas foi feito de acordo com APHA (2012). A extração da clorofila foi feita após maceração da membrana com o auxílio de bastão de vidro, em ambiente isento de luminosidade, utilizando-se 10 mL de acetona:H₂O 90% (v/v), até fragmentação total da membrana. Esse extrato permaneceu de 12 a 24 horas sob refrigeração, para garantir a completa extração. Após esse período, as amostras foram centrifugadas a 3000 rpm por 10 minutos. Em seguida, foi feita a determinação da clorofila-a em Espectrofotômetro UV-vís, nos comprimentos de onda de 663 e 750 nm.

3.6.7 Índice do Estado Trófico (IET) dos corpos d'água

O IET foi calculado para os meses de setembro/2011, janeiro/2012, maio/2012 e agosto/2012, de acordo com as equações propostas por Lamparelli (2004), para às variáveis clorofila-a e fósforo total. As equações usadas estão apresentadas a seguir:

Ambientes lóticos:

$$IET(CL) = 10 \times \left(6 - \left\{ \frac{-0,7 - 0,6 \times \ln[CL]}{\ln 2} \right\} \right) - 20$$

$$IET(PT) = 10 \times \left(6 - \left\{ \frac{0,42 - 0,36 \times \ln[PT]}{\ln 2} \right\} \right) - 20$$

Ambientes lênticos:

$$IET(CL) = 10 \times \left(6 - \left\{ \frac{0,92 - 0,34 \times \ln[CL]}{\ln 2} \right\} \right)$$

$$IET (PT) = 10 \times \left(6 - \left\{ \frac{1,77 - 0,42 \times \ln[PT]}{\ln 2} \right\} \right)$$

Sendo:

PT: concentração de fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$) em água superficial;

CL: concentração de clorofila ($\mu\text{g L}^{-1}$) em água superficial;

ln: logaritmo natural.

Os cálculos de IET para os locais em estudo foram feitos de acordo com as equações para ambientes lóticos, exceto para as baías Pantaneiras que podem ser classificadas como ambiente lênticos. O IET foi calculado separadamente para as variáveis, posteriormente obteve-se o IET médio a partir da média aritmética dos IET (P) e IET (CL). A classificação do estado trófico, segundo Lamparelli (2004), para os rios e baías em estudo foi realizada conforme os seguintes índices: ultraoligotrófico ($IET \leq 47$); oligotrófico ($47 < IET \leq 52$); mesotrófico ($52 < IET \leq 59$); eutrófico ($59 < IET \leq 63$); supereutrófico ($63 < IET \leq 67$) e hipereutrófico ($IET > 67$).

3.7 Fracionamento de fósforo em perfis de sedimento de fundo das sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço e algumas baías do Pantanal matogrossense

3.7.1 Locais de amostragem e preparo das amostras de perfis de sedimento

Amostras de perfis de sedimentos de canal foram coletadas em sete locais ao longo das sub-bacias e no Pantanal (Figura 5), nos meses de setembro/2011, novembro/2011, janeiro/2012 e setembro/2012 em: dois pontos, a montante e jusante de Cuiabá e Várzea Grande (P3-S1 e P5-S2); dois a montante e jusante de Rondonópolis (P12-S3 e P15-S4) e três pontos no Pantanal matogrossense, sendo um ponto no rio Cuiabá (P6-S5), e em duas baías chamadas de Antônio Alves (P7-S6) e Corixão (P9-S7).

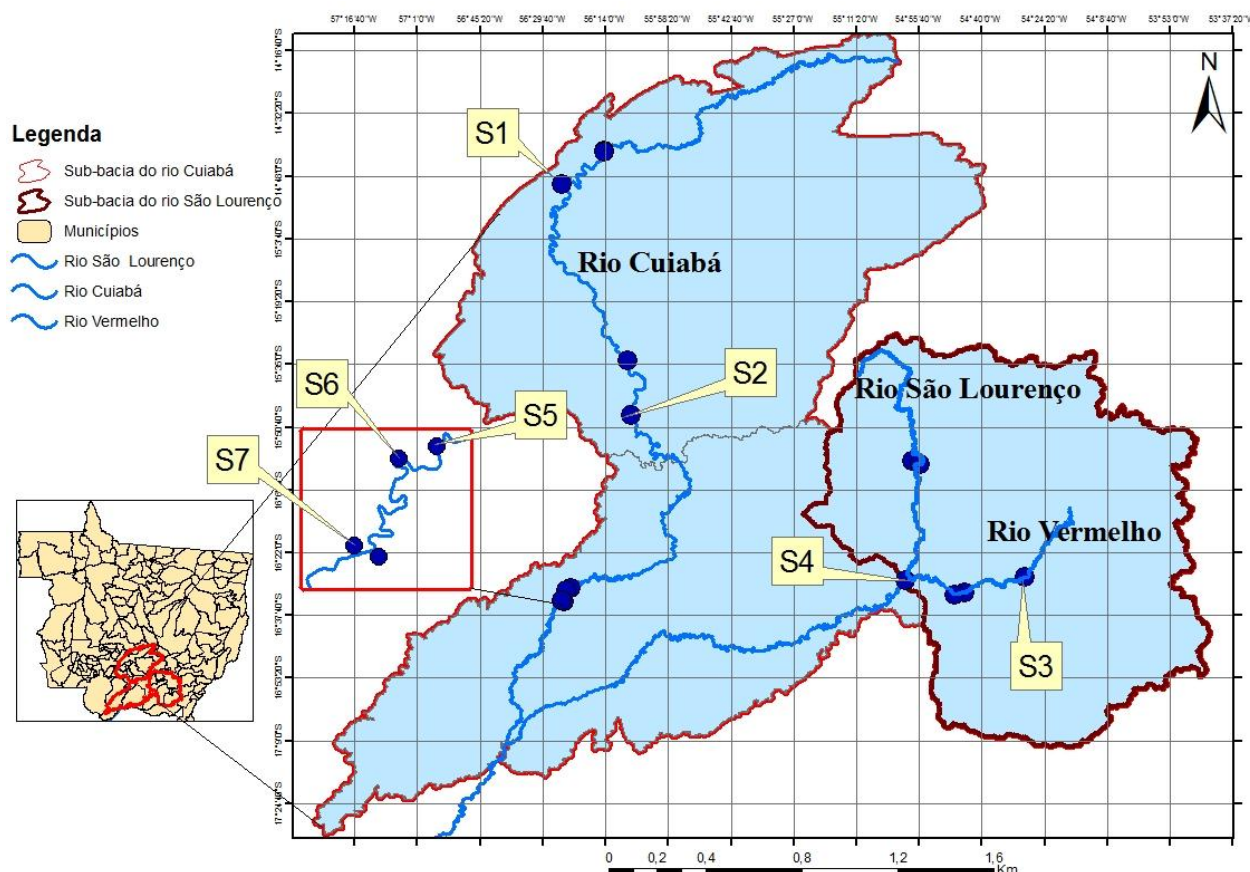


Figura 5 - Mapa de localização dos pontos de amostragem de perfis de sedimento de fundo nas sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço (Fonte: Thatyane Oliveira).

As amostras de perfis de sedimento foram coletadas em quadruplicata utilizando um coletor semi-automático tipo “core” (Figura 6), que propiciou a obtenção de amostras não deformadas de sedimento até a profundidade de 0,20 m. Os tubos de acrílico contendo as amostras de sedimento foram acondicionados em caixa de isopor com gelo e transportados para o laboratório. No laboratório, as amostras de sedimento foram retiradas dos tubos, seccionadas de 0,05 m a 0,05 m e, posteriormente, secas em estufa de circulação de ar (a 50°C). Depois de secas foram maceradas em almofariz, homogeneizadas, tamisadas em peneira de malha de 1000 µm de abertura e acondicionadas em sacos de polietileno para posterior análise de fósforo.



Figura 6 - Foto ilustrativa (exemplo) do coletor semi-automático tipo “core”.

3.7.2 Caracterização química, granulométrica e análise elementar dos perfis de sedimento

As amostras de sedimento foram caracterizadas química e granulometricamente segundo metodologia descrita por EMBRAPA (1997), com determinação de pH, teores de cálcio, magnésio, potássio trocáveis, capacidade de troca catiônica (CTC) e teores de areia, silte e argila.

As determinações da composição elementar (carbono orgânico total-COT e nitrogênio total-NT) nas amostras de sedimento foram feitas pela Central de Análises Químicas Instrumentais (CAQI), do Instituto de Química de São Carlos (USP), utilizando o analisador elementar CE Instruments, modelo EA 110.

3.7.3 Fracionamento e determinação de fósforo nos perfis de sedimento

Nos perfis de sedimentos foram feitos os procedimentos analíticos para determinar os teores totais e as formas orgânica e inorgânica de fósforo. As análises foram feitas em quadruplicatas. A extração e a determinação do fósforo total foram feitas de acordo como método descrito por Andersen (1976) e as formas de fósforo foram determinadas segundo metodologia proposta por Williams et al. (1976).

3.7.3.1 Fracionamento de fósforo inorgânico

a) Fósforo ligado aos óxidos/hidróxidos de ferro/alumínio (Fósforo Inorgânico não Apatítico- PINA)

Em tubos para centrifuga, foram pesados 0,5000 g de amostra de sedimento, adicionados 20,0 mL da solução de NaOH 1,0 mol L⁻¹ e submetidos a agitação durante 16 horas. Posteriormente, as subamostras foram centrifugadas por cinco minutos a 3.000 rpm. Por último, a 10,0 mL do extrato foram adicionados 4,0 mL de solução de HCl 3,5 mol L⁻¹, a mistura foi deixada para decantar por 16 horas, foi centrifugada a 3.000 rpm e o fósforo foi quantificado em uma alíquota do sobrenadante.

b) Fósforo ligado aos compostos de cálcio (Fósforo Inorgânico Apatítico- PA)

Nos tubos contendo o sedimento remanescente do procedimento anterior foram adicionados 12,0 mL da solução de NaCl 1 mol L⁻¹, depois foram agitados por cinco minutos e centrifugados, descartando-se o sobrenadante. Ao sedimento já lavado, foram adicionados 20,0 mL de HCl 1 mol L⁻¹ e em seguida foi submetido à agitação por 16 horas. Depois desse tempo, a amostra foi centrifugada, de acordo com o relatado no item a, obtendo assim, o extrato para a determinação do fósforo ligado aos compostos de cálcio.

c) Fósforo Inorgânico - (PI)

A concentração de fósforo na fração (PI) foi determinada a partir da somatória das formas PINA e PA.

3.7.3.2 Fósforo ligado a compostos orgânicos (Fósforo orgânico-PO)

A 0,5000 g de sedimento foram adicionados 20,0 mL de HCl 1 mol L⁻¹, agitou-se por 16 horas, centrifugou-se, rejeitando-se o sobrenadante. O resíduo foi lavado com 12,0 mL de água destilada, agitou-se por cinco minutos, centrifugou-se, descartou-se o

sobrenadante, e o resíduo remanescente foi calcinado a 550 °C por uma hora. Ao resíduo calcinado adicionou-se 20,0 mL de HCl 1 mol L⁻¹, agitou-se por 16 horas e centrifugou-se para obtenção do extrato para determinação de fósforo ligado a compostos orgânicos.

3.7.3.3 Fósforo total em sedimento

Alíquotas de 0,5000 g de sedimento foram pesadas em cadinhos de porcelana, juntamente com 0,50 g de Na₂CO₃ anidro, e calcinadas em mufla à temperatura de 500 °C, durante uma hora. Após atingir a temperatura ambiente, o conteúdo dos cadinhos foi transferido quantitativamente para béqueres de 100 mL, adicionaram-se 25 mL de solução de HCl 1 mol L⁻¹, posteriormente, aqueceu até a ebulição, mantendo-se o aquecimento por 15 minutos. O extrato obtido, após atingir a temperatura ambiente, foi transferido para balão volumétrico e avolumado para 50 mL.

3.7.3.4 Quantificação de fósforo nas formas inorgânicas, orgânicas e total nos extratos

As determinações de fósforo nos extratos foram realizadas em espectrofotômetro de UV-vis (AXJ 9000, Micronal), na região do visível em 880 nm, após formação do complexo fosfomolibdico, produzido pela redução do molibdato com ácido ascórbico, de acordo com a metodologia proposto por Murphy e Riley (1962).

4 RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 Avaliação das propriedades físico-químicas da água das sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço e algumas baías do Pantanal matogrossense

De acordo com a Secretaria de Estado de Meio Ambiente (SEMA) de Mato Grosso (MATO GROSSO, 2006), os corpos d'água das sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço pertencem à classe 2 conforme a Resolução CONAMA 357 de março de 2005, sendo essa classificação utilizada na interpretação dos resultados. Os corpos d'água enquadrados nesta classe são destinados ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; à proteção das comunidades aquáticas; à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer; à aquicultura e à atividade de pesca. Além de fatores antropogênicos, a variabilidade química dos rios das sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço, que suprem o Pantanal, é controlada também por fator litológico (HAMILTON et al., 1997; REZENDE FILHO et al., 2012).

O pH reflete vários processos químicos e biológicos que ocorrem em água natural (SAAD, 1978), sendo muito influenciado pelo metabolismo da comunidade fluvial (PERONA et al., 1999). Na sub-bacia do rio Cuiabá, os valores de pH durante o período amostral estão de acordo com a resolução CONAMA 357, variando de 6,6 a 8,7 (Figura 7a). Os valores maiores e a pequena variação do pH nessa sub-bacia pode estar associada à formação geológica, pois essa região, principalmente na parte alta, é formada parcialmente por material calcário (ZEILHOFER et al., 2006; REZENDE FILHO et al., 2012). Esse fato foi ratificado pelos valores elevados de condutividade no ponto CBA localizado em uma região pouco impactada na parte alta da bacia, variando de 160,37 $\mu\text{S cm}^{-1}$ a 285,33 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Figura 7b), no período de seca.

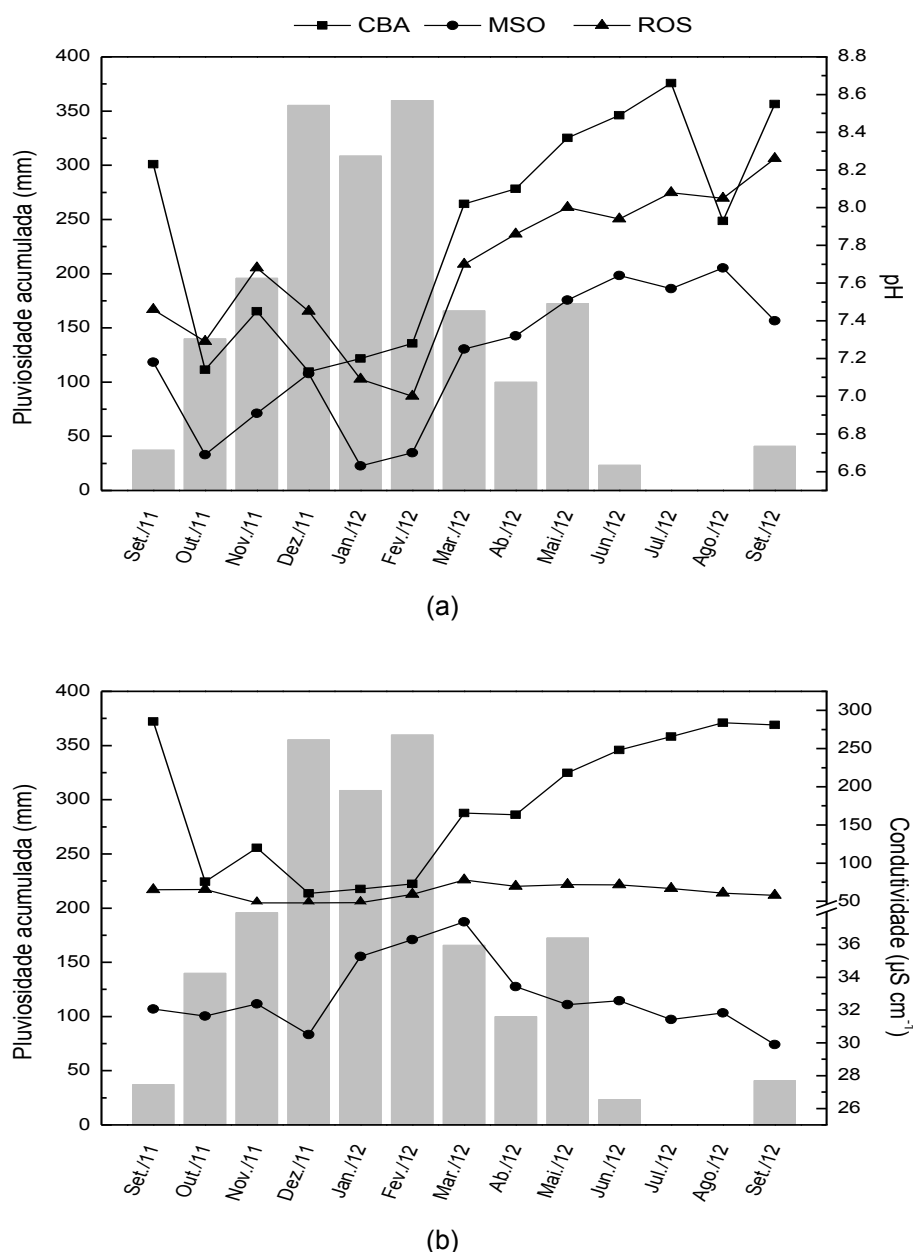


Figura 7 – Pluviosidade mensal (barra cinza) e: pH (ponto) (a) e condutividade (ponto) (b) de amostras de água coletadas em rios da região do curso alto da sub-bacia do Rio Cuiabá (CBA, MSO e ROS).

Os valores de pH a montante (PCONC) e a jusante (RIB) de Cuiabá/Várzea Grande, variaram de 7,2 a 8,0 no PCONC e de 6,9 a 7,9 no RIB (Figura 8 a). Estes valores elevados de pH a jusante indicam forte influência litológica e não a ausência de despejo de efluentes não tratados (ZEILHOFER et al., 2006). Isso é ratificado pelos menores valores de OD em relação aos valores a montante (PCONC) nos dois períodos sazonais (Figura 8 b), pois, de acordo com Singh et al. (2004), locais a jusante da entrada de efluente tendem a ter OD menor e pH mais ácido devido à hidrólise da

grande quantidade de material orgânico dissolvido incorporada ao corpo d'água. Este fato foi também relatado por Liu et al. (2013) na bacia do Rio Liao/China, cujo pH com caráter ácido foi detectado somente em dois pontos que recebem diretamente efluentes domésticos/industrial, num total de 80 locais estudados na bacia.

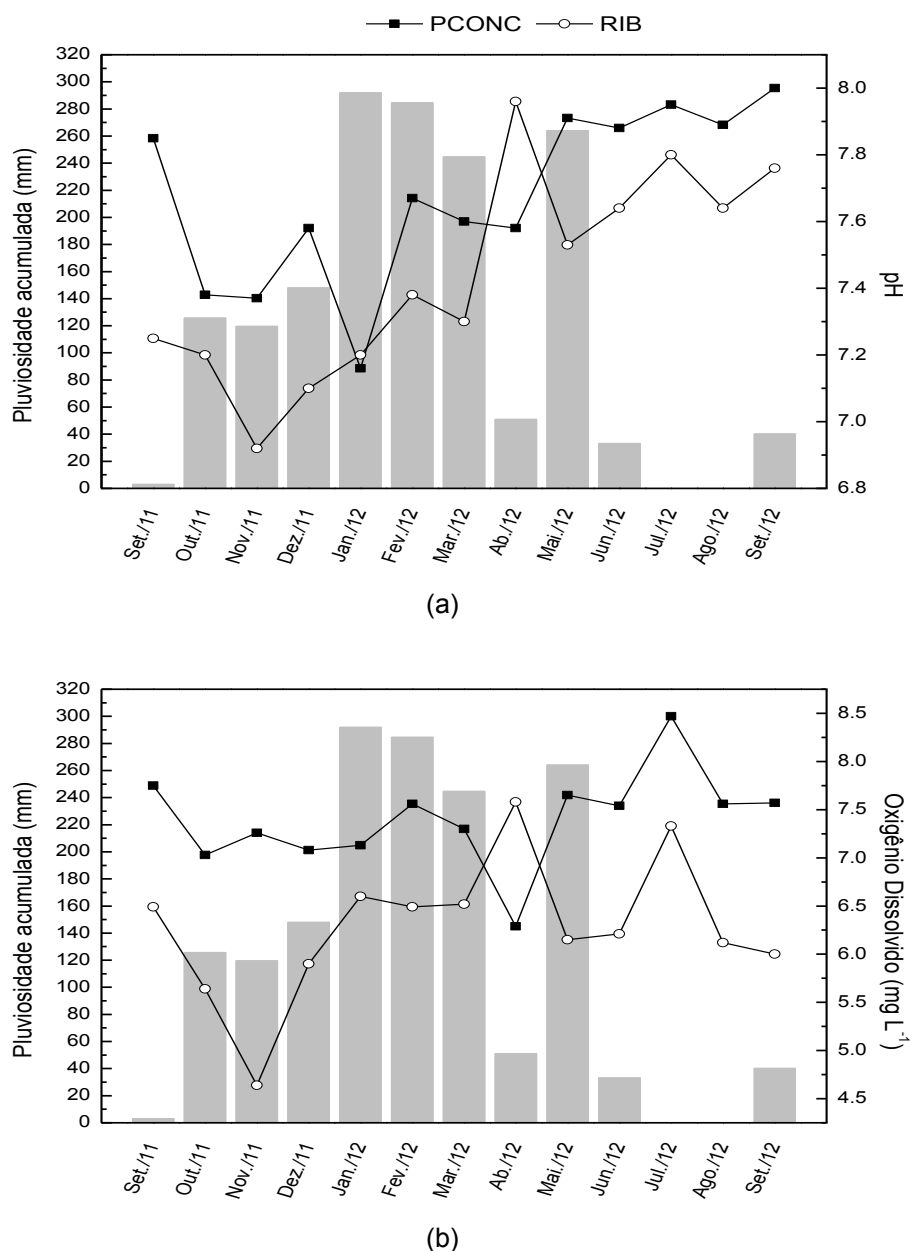


Figura 8 – Pluviosidade mensal (barra cinza) e: pH (ponto) (a) e oxigênio dissolvido (ponto) (mg L⁻¹) (b) de amostras de água coletadas em rio a montante (PCONC) e a jusante (RIB) de Cuiabá/Várzea Grande na sub-bacia do rio Cuiabá.

De um modo geral, nos pontos de amostragem localizados na sub-bacia do rio São Lourenço (Figura 9 a), os valores de pH apresentaram caráter mais ácido que os encontrados nos pontos de amostragem da sub-bacia do rio Cuiabá. O ponto PPED foi

o único que apresentou pH da água abaixo do recomendado, variando sazonalmente e, em especial no período de cheia, de 5,1 a 5,5. Esses valores baixos de pH não podem ser considerados indicativos de área impactada, porque o valores de OD (Figura 9 b) variaram pouco e estão acima do recomendado pela resolução CONAMA 357, mas podem estar relacionados às características dos solos predominantemente ácidos que circundam a sub-bacia (ZEILHOFER et al., 2006).

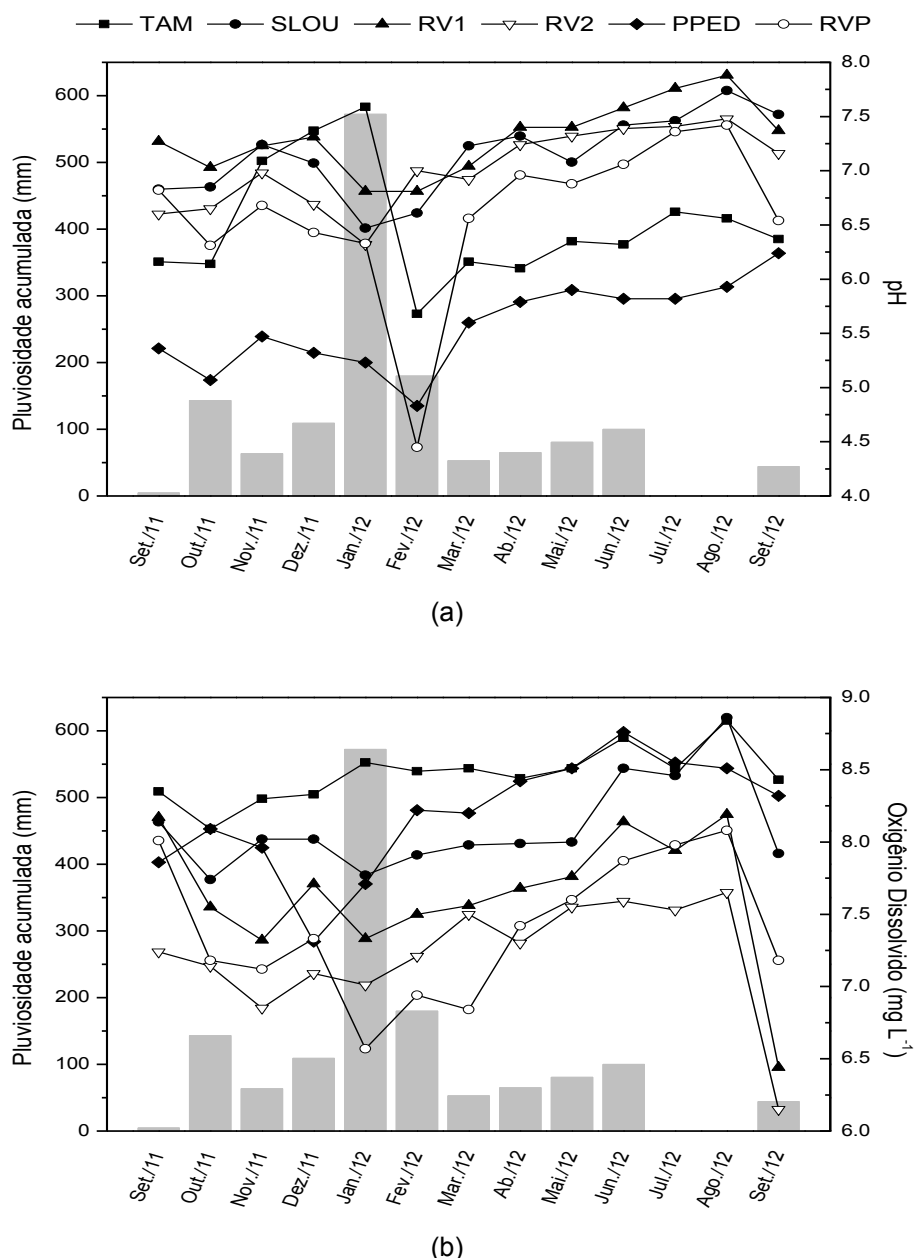
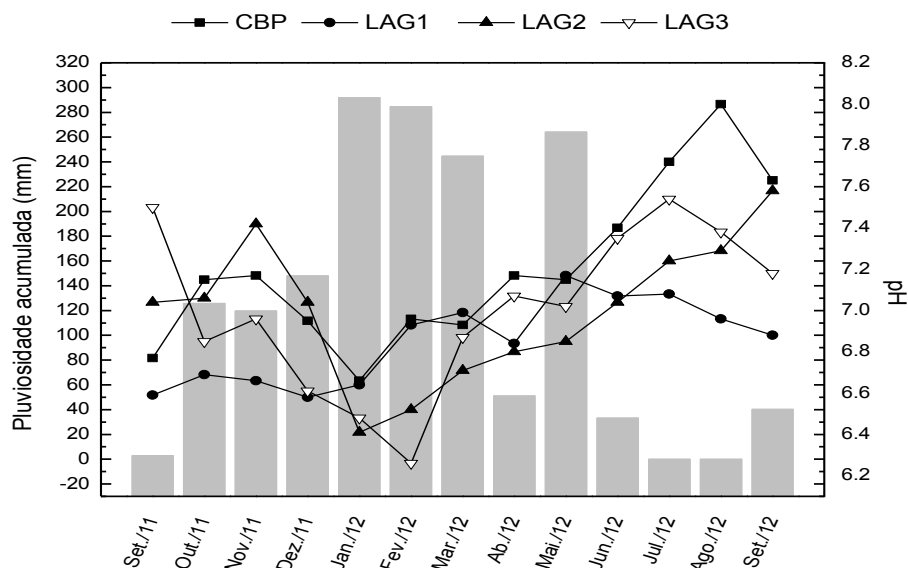
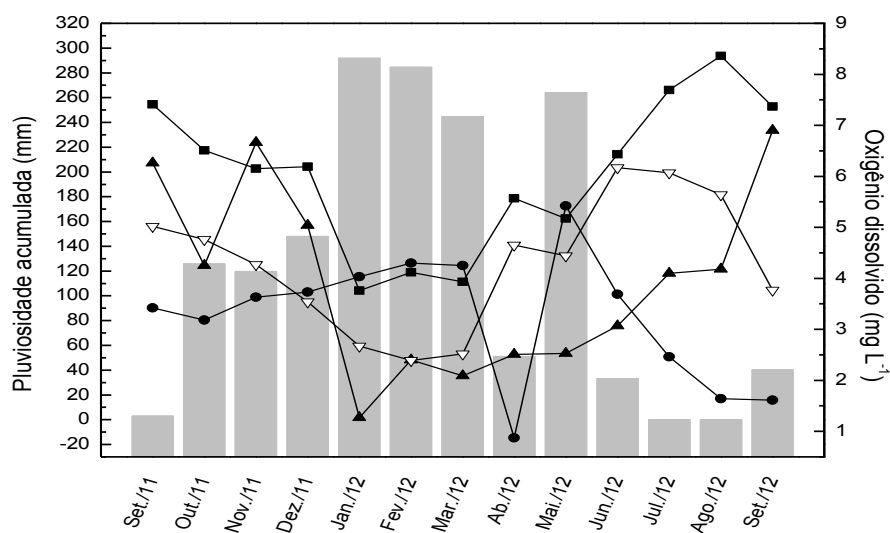


Figura 9 – Pluviosidade mensal (barra cinza) e: pH (ponto) (a) e oxigênio dissolvido (ponto) (mg L⁻¹) (b) de amostras de água coletadas em rios da sub-bacia do rio São Lourenço.

No Pantanal, o pH variou sazonalmente, ocorrendo valores menores no período chuvoso e maiores no período seco (Figura 10 a). Esse aumento é provavelmente devido à abundância de fitoplâncton, atribuída a condições ambientais favoráveis como diminuição da corrente (vazão) e aumento relativo da temperatura da água (SAAD, 1978).



(a)



(b)

Figura 10 – Pluviosidade mensal (barra cinza) e: pH (ponto) (a) e oxigênio dissolvido (ponto) (mg L^{-1}) (b) de amostras de água coletadas em rio e baías do Pantanal matogrossense (sub-bacia do rio Cuiabá).

Tendência sazonal semelhante, exceto para as amostras do ponto LAG1, foi observada para os teores de OD (Figura 10 b). De maneira geral, valores de OD baixo (CONAMA 357/2005), principalmente no período de cheia (BLEICH et al., 2009),

causam grande mortandade de peixes. Este fenômeno é bem reportado e é conhecido como “Dequada”, sendo desencadeado no início do período chuvoso por processos de decomposição da grande quantidade de matéria orgânica submersa que provoca uma série de transformações nas características limnológicas dos corpos d’água (CALHEIROS; FERREIRA, 1996; HAMILTON et al., 1997), ou seja, o consumo de OD pela micro e macro fauna no processo de degradação de matéria orgânica (MELO et al., 2009). Mato Grosso (2010) também encontrou valores do OD abaixo do recomendado na mesma região de estudo, principalmente no período de chuva.

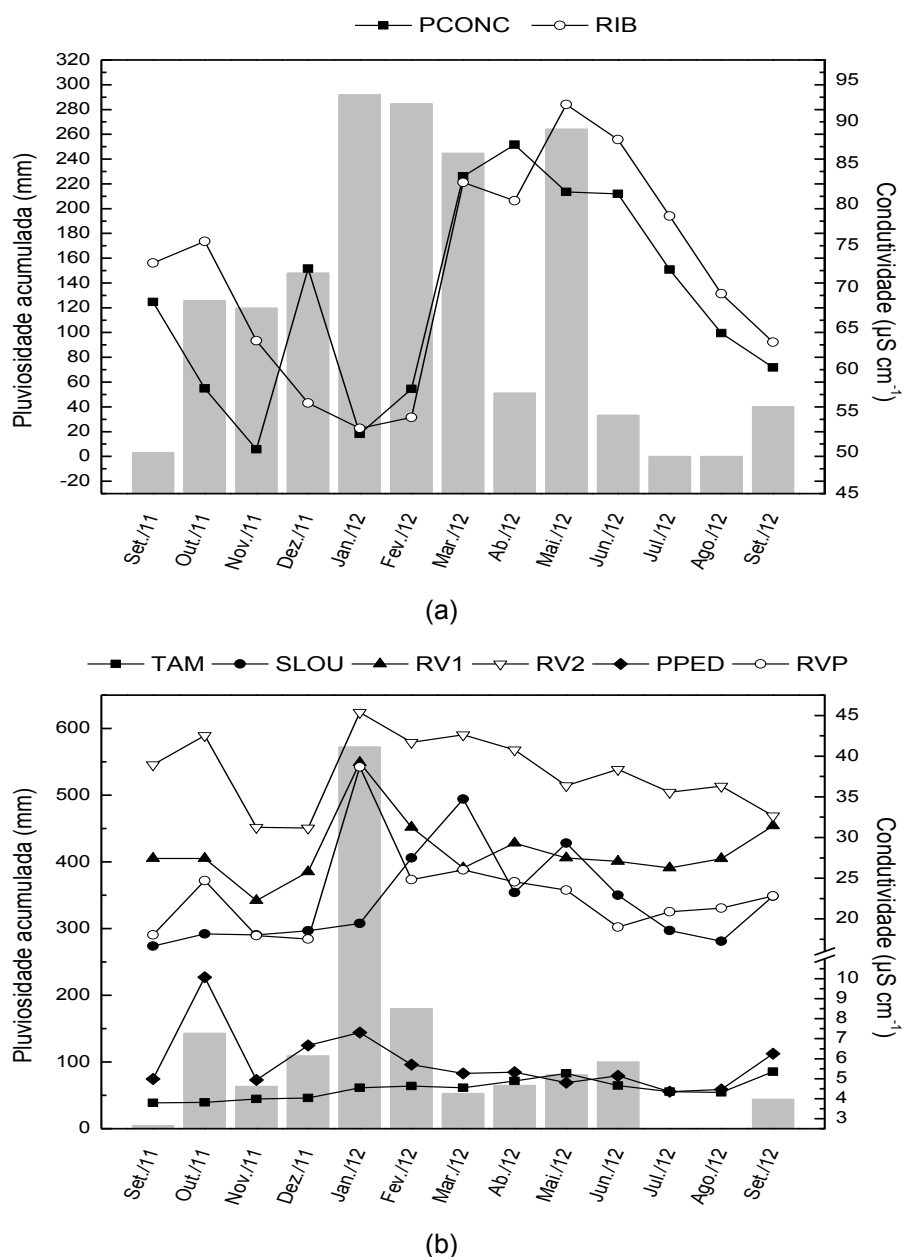


Figura 11 – Pluviosidade mensal (barra cinza) e condutividade (ponto) ($\mu\text{S cm}^{-1}$) de amostras de água coletadas em rios a montante (PCONC) e jusante (RIB) de

Cuiabá/Várzea Grande na sub-bacia do Rio Cuiabá (a) e na sub-bacia do Rio São Lourenço (TAM, SLOU, RV1, RV2, PPED e RVP) (b).

Nos meses de maior pluviosidade não se observou diferenças entre os valores de condutividade das amostras de água a jusante (RIB) e a montante de Cuiabá (PCONC) (Figura 11 a), contudo valores mais elevados no RIB, no período de seca, confirmaram a influência de fontes pontuais (efluente doméstico) de poluição (ALI et al., 2011). Esta tendência foi também observada por Mato Grosso (2010) a jusante de Cuiabá/Várzea Grande e no município de Santo Antônio do Leverger-MT. Segundo este autor, o índice de qualidade da água (IQA) permitiu classificá-la como média e influenciada principalmente pelo aumento da quantidade de *Escherichia coli* e resíduo sólido total.

Nos pontos RV1 e RV2 da sub-bacia do Rio São Lourenço (montante e jusante da cidade de Rondonópolis e áreas agrícolas), os valores de condutividade das amostras de água foram maiores a jusante nos dois períodos sazonais (Figura 11 b), indicando influência de fontes difusas devido ao escoamento superficial, ou seja, aumento do transporte de íons de áreas rurais para o corpo d'água receptor (MELO et al., 2009) e, também contribuição de fonte pontual devido aos valores mais elevados no período de seca a jusante do núcleo urbano, decorrente provavelmente do lançamento de efluentes doméstico e industrial não tratados.

O aumento na demanda bioquímica de oxigênio (DBO) no ponto RIB (jusante de Cuiabá e Várzea Grande) em relação ao PCONC na sub-bacia do Rio Cuiabá (Figura 12), principalmente no período de seca, pode estar relacionado ao lançamento de efluentes doméstico e industrial neste corpo d'água. Esse fato também foi observado por Zeilhofer et al. (2006), que atribuíram a isto os altos níveis de descarga orgânica/biológica devido ao lançamento de efluentes domésticos não tratados devido a ineficiência na infraestrutura de tratamento. Fato contrário foi relatado por Mato Grosso (2006) que constatou valores baixos e não significativos de DBO em pontos a jusante de Cuiabá/Várzea Grande, atribuindo esses resultados à capacidade do rio de diluir a carga orgânica devido a sua grande vazão. Os valores de DBO obtidos ainda estão de acordo com CONAMA 357, mas foram maiores a jusante no período da seca, evidenciando a influência de fonte pontual na região de estudo.

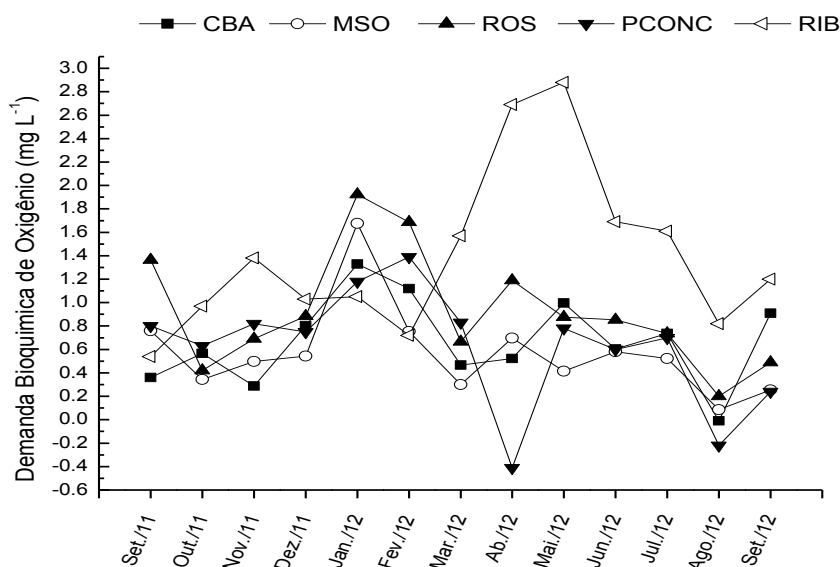


Figura 12 - Demanda bioquímica de oxigênio (mg L^{-1}) de amostras de água coletadas em rios da sub-bacia do rio Cuiabá.

Os teores de ânions encontrados na área de estudo foram baixos e de acordo com os valores estabelecidos na Resolução CONAMA 357/05 e Organização Mundial da Saúde (WHO, 2004) (Figuras 13 e 14). Os teores de fluoreto, nitrito e fosfato, em muitos pontos, mas não em todos, estiveram abaixo do limite de detecção do método. Observou-se variação sazonal e espacial dos teores dos ânions sulfato, cloreto e nitrato.

Os ânions fluoreto e nitrito foram detectados em alguns pontos e períodos sazonais. No ponto CBA, a montante da região metropolitana de Cuiabá, nos dois períodos sazonais, o fluoreto foi detectado em teores variando de $0,04$ a $0,15 \text{ mg L}^{-1}$. Nos pontos PCONC (região metropolitana e a montante de Cuiabá/Várzea Grande), RIB (jusante de Cuiabá), RV1 e RV2 (montante e jusante de Rondonópolis), foi detectado apenas no período chuvoso. Também no ponto CBA, o nitrito foi detectado em teores variando de $0,04$ a $0,09 \text{ mg L}^{-1}$, no período chuvoso. A ocorrência de fluoreto está relacionada a fator litológico da região; a de nitrito, a fontes difusas resultantes de escoamento superficial de resíduos de fertilizantes de áreas agrícolas (MELO et al., 2009).

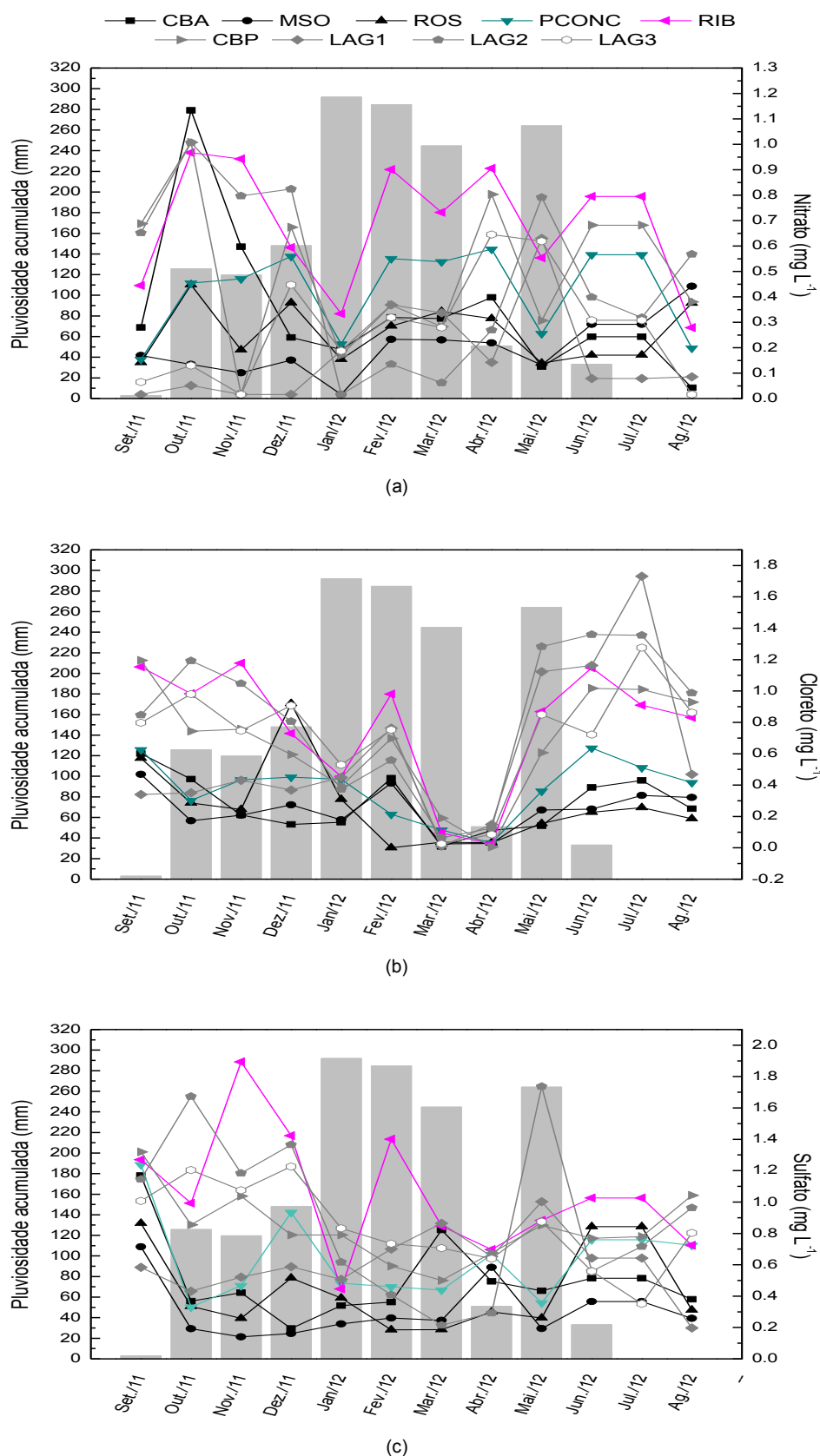


Figura 13 - Nitrato (a), cloreto (b) e sulfato (c) (mg L⁻¹) em amostras de água coletadas em rios da sub-bacia do rio Cuiabá e Pantanal matogrossense.

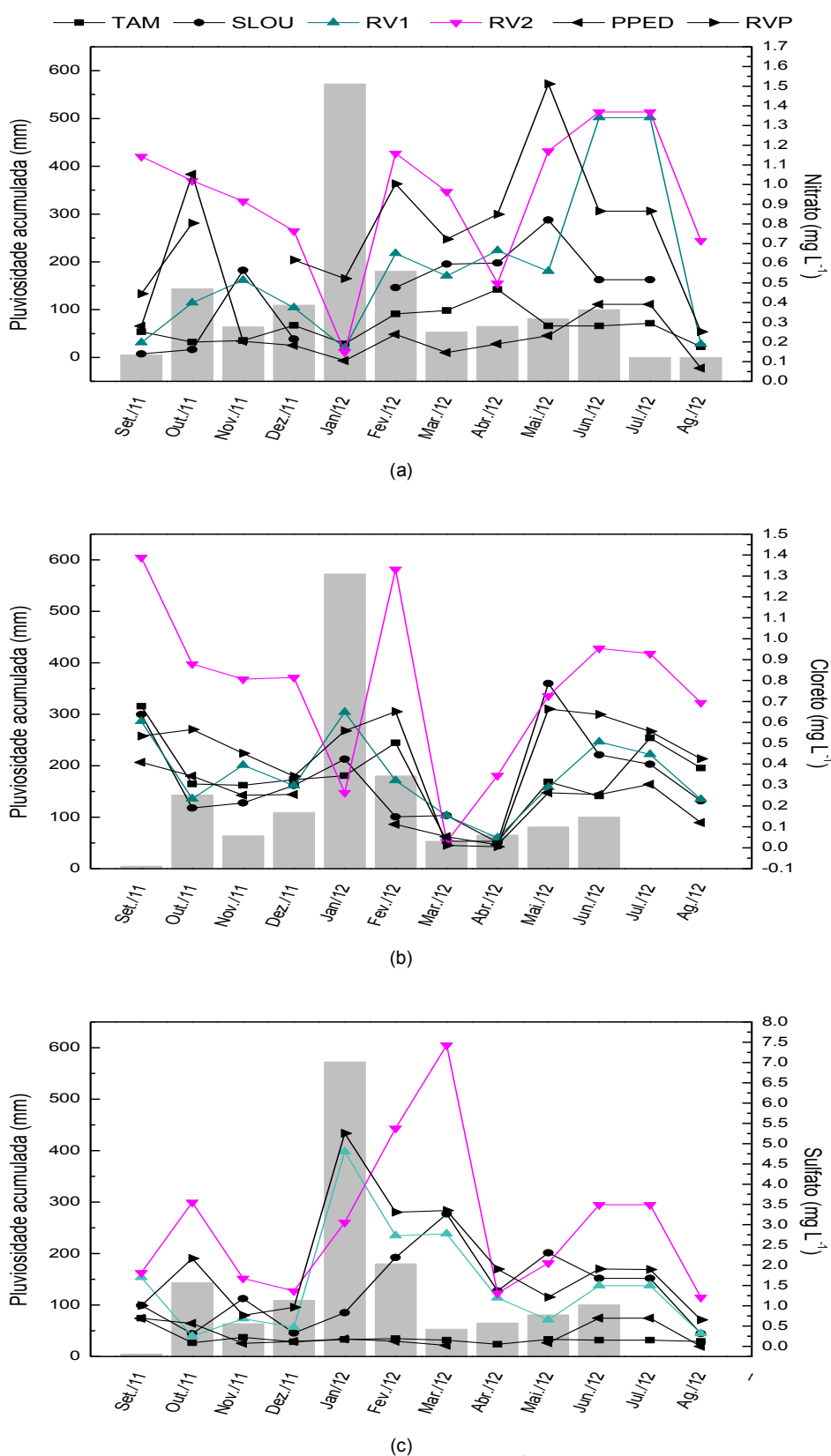


Figura 14 - Nitrato (a), cloreto (b) e sulfato (c) (mg L^{-1}) em amostras de água coletadas em rios da sub-bacia do rio São Lourenço.

Nos pontos a montante e a jusante de áreas urbanas e agrícolas também foram detectados nitrito e nitrato, contudo maiores concentrações foram observadas a jusante, evidenciando forte influência de fontes pontuais e difusas no aporte desses ânions. No ponto PCONC, os teores de nitrito variaram de 0,06 a 0,08 mg L⁻¹ no período seco e de 0,04 a 1,13 mg L⁻¹ para o nitrato nos dois períodos (Figura 14 a). Não houve efeito sazonal, corroborando com isso a influência de duas fontes antrópicas. No ponto a jusante (RIB) houve maior efeito de fonte pontual, pois os teores de nitrito, nitrato, sulfato e cloreto foram maiores no período seco. Esse fato também foi observado para os pontos localizados no Pantanal matogrossense (CBP, LAG1, LAG2 e LAG3), indicando possivelmente a influencia da sub-bacia do rio Cuiabá nesses parâmetros, bem como das áreas do entorno do Pantanal.

Os resultados de ânions em amostras de água no ponto RV2, a jusante de áreas agrícolas e de um conglomerado urbano de médio porte, evidenciam a influência de fonte difusa — os teores de sulfato foram maiores no período de cheia (Figura 14 c), quando os rios recebem grande quantidade de água superficial escoada de áreas agrícolas submetidas à fertilização (REZENDE FILHO et al., 2012) —, e também de fonte pontual, uma vez que os teores de nitrato, cloreto (Figura 14 a e b) e nitrito (0,08 a 0,12 mg L⁻¹) foram maiores no período seco.

4.1.1 Análise de Componentes Principais (PCA) das propriedades físico-químicos da água

As análises estatísticas das propriedades físico-químicos das amostras de água dos pontos na cabeceira da sub-bacia do rio Cuiabá (CBA, ROS, MSO) mostraram que essa região possui forte influência dos parâmetros índice pluviométrico, pH, OD, Condutividade, turbidez, DBO e temperatura. O índice pluviométrico está fortemente relacionado ao parâmetro DBO e temperatura (Figura 15-1a). Isso pode estar relacionado ao arraste de matéria orgânica provocado pelas chuvas o que produz um aumento da DBO no corpo d'água. O pH na região esteve relacionado aos teores de OD, sulfato, condutividade e turbidez. Pelo fator 2 (Figura 15), o parâmetro condutividade se relacionou com as concentrações dos ânions sulfato, cloreto, nitrato. Nessa região, quanto maior o teor desses ânions, maior foi a condutividade. Resultados semelhantes foram obtidos por Perona et al. (1999) em água de rio da Espanha,

constatando que o aumento do íon sulfato influenciou fortemente a condutividade e também o pH.

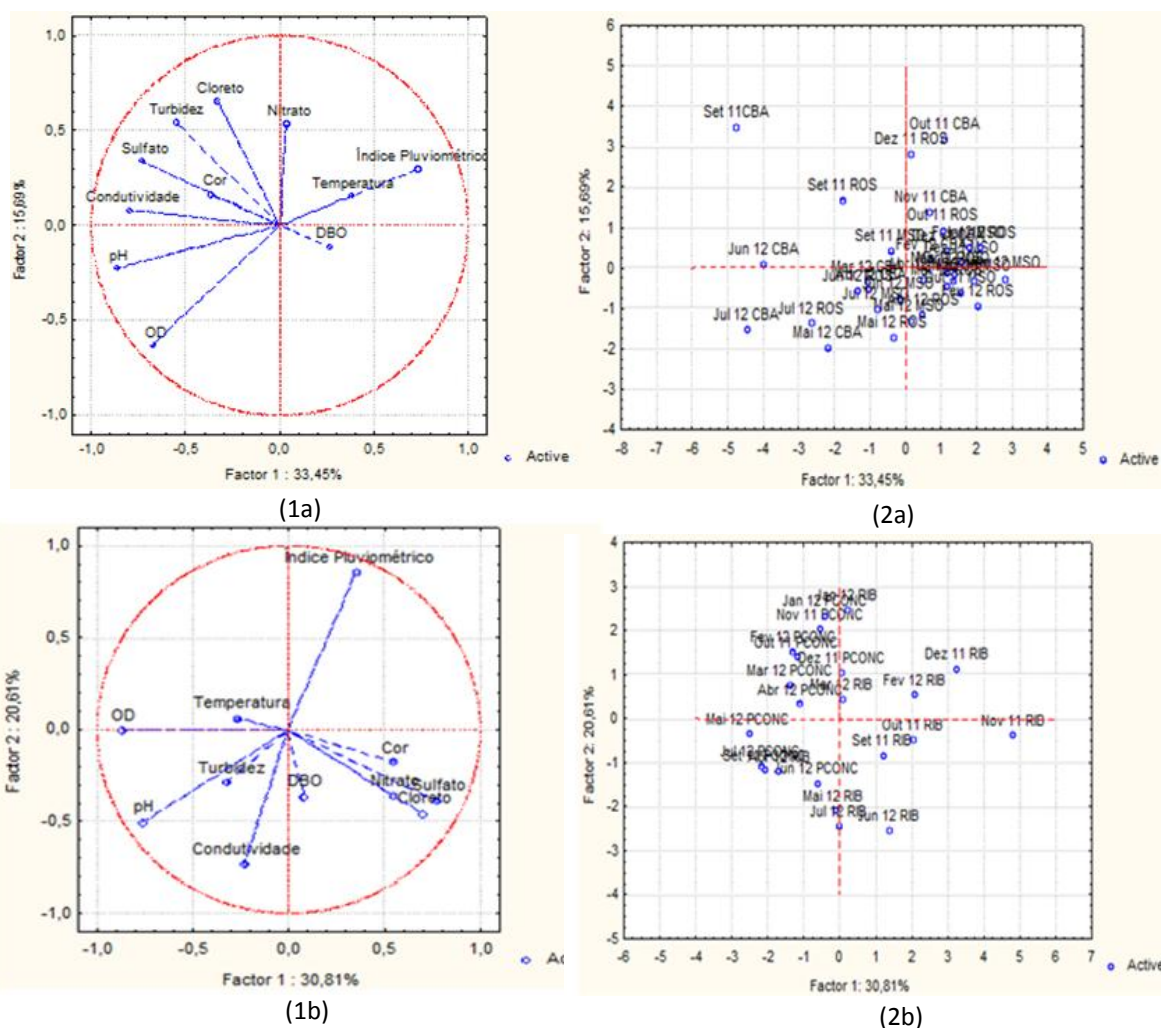


Figura 15 - Análise de Componentes Principais (PCA) dos parâmetros físico-químicos de amostras de água coletadas em rios (1a e 1b) e diferentes meses de coleta (2a e 2b) para os pontos na cabeceira da sub-bacia (CBA, ROS, MSO – 1a e 2a) e pontos a montante e a jusante a Cuiabá/Várzea Grande na sub-bacia do Rio Cuiabá (PCONC, RIB – 1b e 2b).

Os teores de nitrato estiveram fortemente relacionados com a temperatura e com o índice pluviométrico da região. Quanto maior a quantidade de chuvas e a temperatura, maiores os teores de nitrato nas águas dos locais de amostragem (Figura 15-1a). Esta relação entre nitrato e índice pluviométrico indica forte contribuição de fonte difusa principalmente na região do rio Manso que drena áreas de agricultura intensiva (LIBOS et al., 2003). Isso também foi observado por Zeilhofer et al. (2006) que obtiveram teores mais elevados de nutrientes e DBO a jusante do Rio Manso.

Analisando conjuntamente as PCAs dos parâmetros (Figura 15-1a) com as PCAs dos meses dos anos (Figura 15-2a) pode-se verificar que o índice pluviométrico e a temperatura influenciaram significativamente os teores de ânions em amostra de água nos pontos amostrados. Amostras coletadas em Setembro, Outubro, Novembro e Dezembro apresentaram forte influência do índice pluviométrico e da temperatura, independente do local de coleta, mostrando que as chuvas e a temperatura elevam os teores de cloreto, sulfato e nitrato, aumentando a intensidade da cor, condutividade e turbidez, nesses meses e na região da sub-bacia.

Pela análise estatística, para os pontos próximos de região urbana na sub-bacia do rio Cuiabá (Figura 15-1b), pode-se observar claramente a diferença entre os pontos à montante (PCONC) e à jusante (RIB), pela componente principal 1 (PC1). Assim, pode-se observar a influência dos aglomerados urbanos nos resultados obtidos, pois houve separação pela componente principal 1 entre os pontos amostrados. Maiores concentrações de sulfato, nitrato, cloreto, DBO, e maior intensidade de cor à jusante do que à montante, evidenciaram influência de lançamento de efluentes nos rios estudados (fontes pontuais) (MELO et al., 2009). Fato também observado por Zeilhofer et al. (2006) que obteve aumento de DBO e nitrogênio total em região do rio Cuiabá que recebe efluente doméstico e alta quantidade de efluente industrial da cidade de Várzea Grande.

Essa forte contribuição de fontes pontuais na região é ratificada pela componente principal 2, na qual se observa diferença entre as épocas de coleta (Figura 15-2b), separando basicamente em duas épocas distintas. A primeira, de Novembro a Março, possuindo maior influência da temperatura e do índice pluviométrico concomitantemente com a diminuição dos teores de sulfato, nitrato, cloreto, pH, condutividade, intensidade de cor, DBO, turbidez. A segunda, de Maio a Setembro, apresentando maiores contribuições dos parâmetros DBO, sulfato, nitrato, cloreto e intensidade de cor.

A PCA dos parâmetros analisados da sub-bacia do rio São Lourenço (Figura 16-1a), indicou que os teores de OD estão inversamente relacionados com os parâmetros cor, turbidez, pH, cloreto, nitrato, sulfato, condutividade e DBO, ou seja, pode-se inferir que quanto maior for o OD menor serão os teores desses parâmetros.

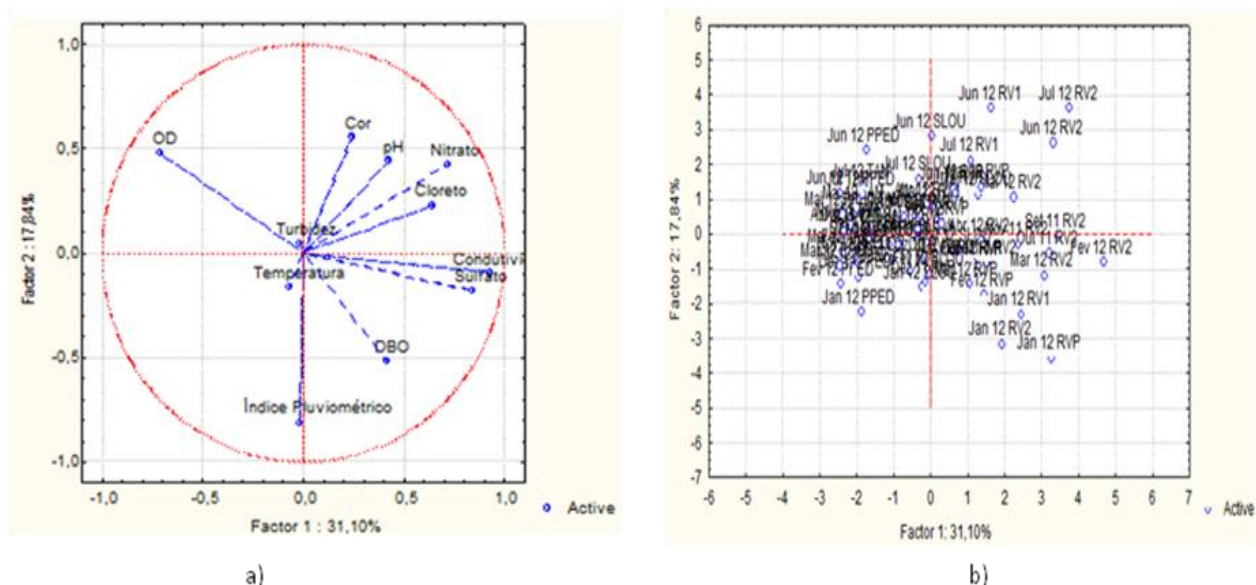


Figura 16 - Análise de Componentes Principais (PCA) dos parâmetros físico-químicos de amostras de água coletadas em rios (a) e diferentes meses de coleta (b) para os pontos na sub-bacia do Rio São Lourenço (TAM, SLOU, RV1, RV2, PPED, RVP).

Pela componente principal 2 (Fator 2) pode-se observar que quanto maior o índice pluviométrico maiores os teores de sulfato, DBO e mais elevada a condutividade (Figura 16-1a), revelando com isso a forte influência de fontes difusas nessa região, ou seja, este componente representa a flutuação da descarga ao longo do rio decorrente do processo de lavagem do solo (BENGRAINE; MARHABA, 2003) sob agricultura intensiva no período de cheia, carreando para os corpos d'água material orgânico e sedimento, bem como resíduo de fertilizantes.

A PCA para os meses estudados mostraram influência sazonal nas amostras avaliadas, isto é, nos meses de Dezembro a Março pode-se observar maior índice pluviométrico e DBO. Os pontos RV1 e RV2 a montante e a jusante de núcleo urbano, respectivamente, mostraram que os meses de coleta influenciam nas propriedades avaliadas, mas não mostraram diferença significativa entre os pontos, ou seja, tanto a montante como a jusante a influência das propriedades é semelhante.

As amostras de água coletadas no Pantanal matogrossense possuem forte influência sazonal, mas independência em relação ao ponto de coleta (Figura 17). As amostras coletadas de Março a Julho apresentaram menor influência dos índices pluviométricos e da temperatura e maior do parâmetro turbidez. As amostras coletadas de Setembro a Fevereiro mostraram maior influência do índice pluviométrico e da temperatura e dos teores de sulfato, DBO, OD, cloreto e nitrato. Rezende Filho et al.

(2012) também obtiveram maiores teores de sulfato em amostras de água do Pantanal, durante a época de cheia, atribuindo a este fato a incorporação de água de escoamento superficial de áreas agrícolas, contendo sulfato solúvel provenientes de fertilizantes.

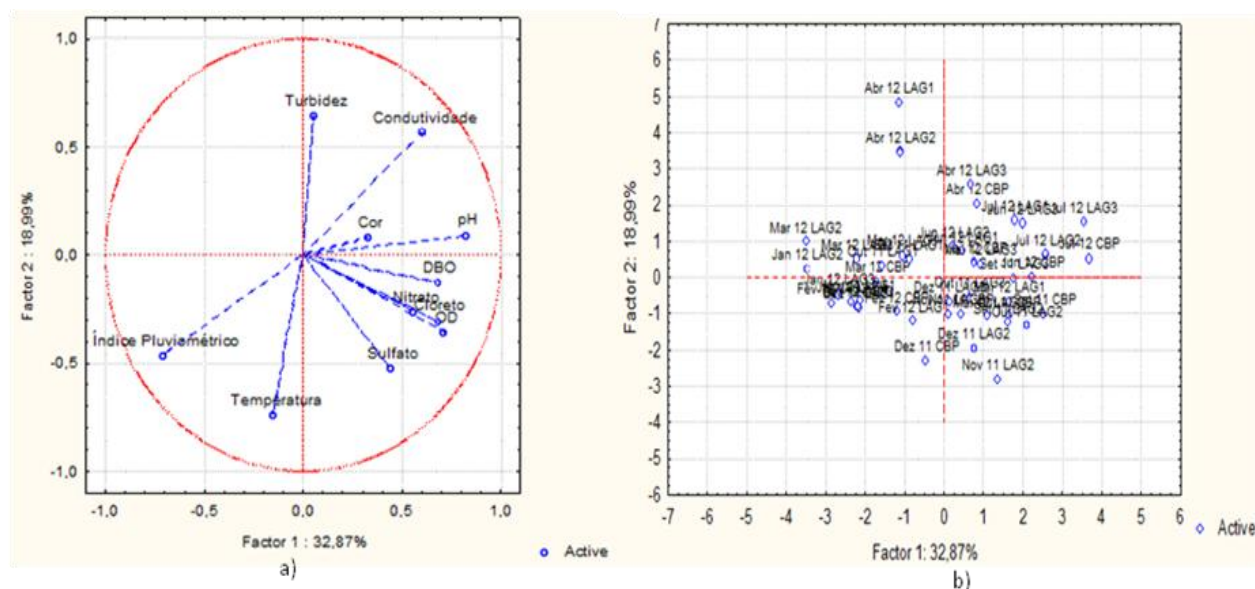


Figura 17 - Análise de Componentes Principais (PCA) dos parâmetros físico-químicos de amostras de água coletadas em rios (a) e diferentes meses de coleta (b) para os pontos no Pantanal matogrossense (CBP, LAG1, LAG2, LAG3).

4.1.2 Fósforo total em água

Esse parâmetro fornece informação relevante para a compreensão do grau de impacto das áreas urbanas e agrícolas nessas sub-bacias de extrema importância para vida e dinâmica no Pantanal.

Para melhor compreender essa dinâmica foi necessário discutir os dados obtidos por região. A primeira região situa-se no curso alto e médio da sub-bacia do rio Cuiabá, compreendendo os pontos CBA (rio Cuiabazinho) e MSO (rio Manso), sendo estes os principais formadores do rio Cuiabá, e o ponto ROS (na cidade de Rosário) no rio Cuiabá logo abaixo e próximo da pequena cidade de Nobres (Figura 18). Nos dois primeiros pontos, os teores de fósforo total estiveram abaixo do limite de detecção ($< 5,0 \mu\text{g L}^{-1}$) refletindo o baixo impacto das atividades antrópicas no início da sub-bacia. No ROS foi detectado em torno de $12,02 \pm 0,59 \mu\text{g L}^{-1}$ de fósforo nos meses de setembro e outubro/2011, valores abaixo do permitido para águas de classe 2 conforme resolução CONAMA 357 ($100 \mu\text{g L}^{-1}$).

Os outros pontos PCONC e RIB situam-se no rio Cuiabá, à montante e à jusante das cidades de Cuiabá e de Várzea Grande, ambas consideradas as maiores cidades em população de Mato Grosso, nas quais somente em torno de 16% do esgoto é tratado antes de ser lançado nesse corpo d'água (IBGE, 2010). Por isso, observaram-se maiores concentrações de fósforo a jusante, variando de $33,51 \pm 0,75$ a $49,62 \pm 4,24 \mu\text{g L}^{-1}$ (Figura 18). Também pode se observar que os teores decresceram de setembro a dezembro/2011, ou seja, houve maiores teores nos meses de setembro e outubro que compreendem o período de seca e início de chuvas.

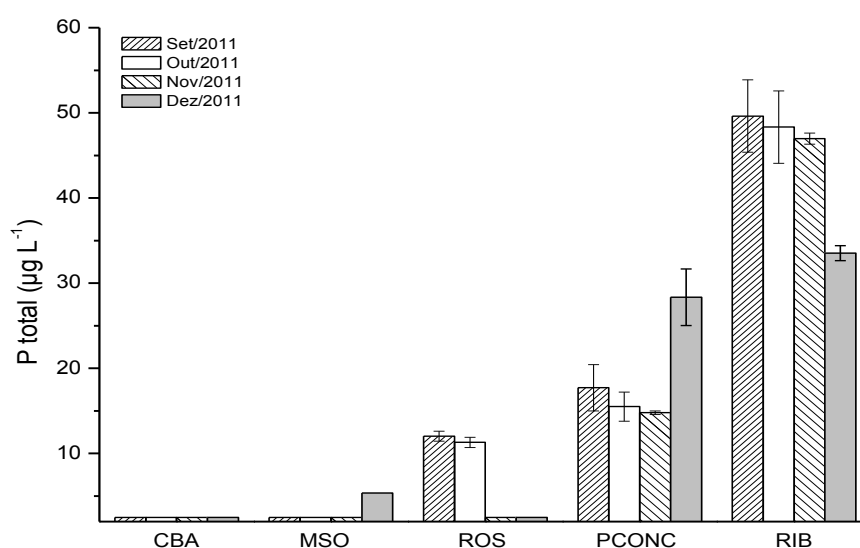


Figura 18 - Fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$) em amostras de água coletadas em rios do curso alto do Rio Cuiabá (CBA, MSO e ROS) e a montante e jusante da cidade de Cuiabá e de Várzea Grande (PCONC e RIB).

Os pontos TAM, SLOU, RV1, RV2, PPED e RVP (Figura 19) estão situados na sub-bacia do rio São Lourenço, que deságua na sub-bacia do rio Cuiabá que por sua vez é um dos principais tributários do Pantanal matogrossense. Essa região se destaca pela intensa atividade agrícola, principalmente com o cultivo altamente tecnificado de soja e algodão. Apesar disso, nos pontos TAM, SLOU e PPED foram encontradas baixas concentrações de fósforo total, variando de $8,13 \pm 0,67$ a $29,23 \pm 0,83 \mu\text{g L}^{-1}$, e indicando baixa influência da atividade antrópica e devido ausência de urbanização significativa na região (Figura 19).

Entretanto, no ponto RV2 (Figura 19) foram obtidos teores de fósforo próximos do valor limite recomendado pela resolução CONAMA 357, que é de $100 \mu\text{g L}^{-1}$, e os

teores variaram de $68,58 \pm 3,86$ a $98,50 \pm 4,48 \mu\text{g L}^{-1}$. Os teores mais elevados foram detectados nas amostras coletadas nos meses de seca (setembro e outubro/2011). Os teores de fósforo foram mais elevados a jusante (RV2) da cidade de Rondonópolis (terceira maior cidade de Mato Grosso) refletem a grande pressão antrópica decorrente do lançamento de efluentes não tratados e incorporação de fosfatos provenientes das grandes extensões de terras agrícolas nessa região. A mesma tendência foi observada no ponto RVP situado rio abaixo, a cerca de 30 km do ponto RV2.

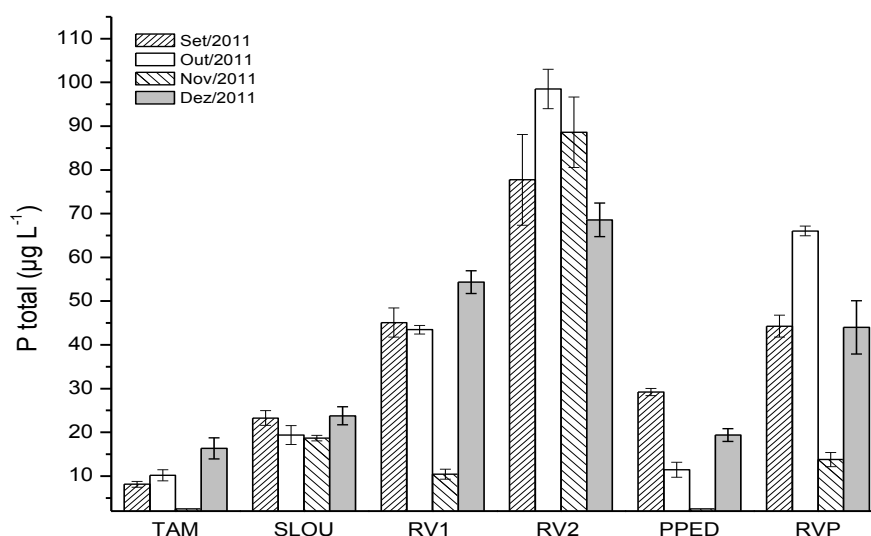


Figura 19 - Fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$) em amostras de água coletadas em rios da sub-bacia do Rio São Lourenço (TAM, SLOU, RV1, RV2, PPED e RVP).

Os pontos CBP, LAG1, LAG2 e LAG3 (Figura 20) apresentaram, principalmente nas baías, teores acima do recomendado pela resolução CONAMA 357 somente nos meses de seca (setembro e outubro/2011), variando de $31,0 \pm 1,0$ a $77,4 \pm 10,3 \mu\text{g L}^{-1}$. Nesse caso, há indícios da fragilidade desses sistemas, por estar ocorrendo aporte e acúmulo de fósforo nesse meio. O ponto LAG3 apresentou maiores teores de fósforo, e nesse ambiente há abundância de macrófitas nos corpos d'água, devido à alta concentração de nutrientes.

As análises estatísticas descritivas das concentrações de fósforo total, correspondente a um ano de estudo, de amostras de água coletadas em rios das sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço, e em algumas baías do Pantanal matogrossense, encontram-se nas Tabelas 2 e 3, sendo separados em períodos de seca ($n=6$) e cheia ($n=7$), respectivamente.

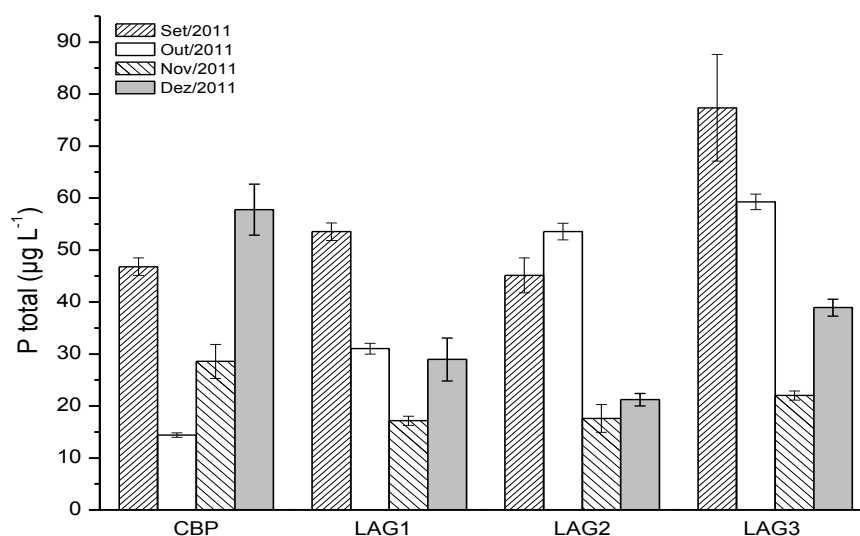


Figura 20 - Fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$) em amostras de água coletadas em rio e baías do Pantanal matogrossense (CBP, LAG1, LAG2 e LAG3).

De acordo com Lang e colaboradores (2013), sub-bacia com intensa influência de agricultura intensiva possuem concentrações elevadas de fósforo em água de escoamento superficial no período de eventos de chuva. Contudo, no presente trabalho não houve diferença nítida do efeito de fontes difusas (área agrícola) na concentração de fósforo na água de rio no período de cheia, principalmente nos pontos localizados na parte alta do rio Cuiabá e na sub-bacia do rio São Lourenço. Este fato pode ser justificado pela vazão elevada desses rios no período de chuva que favoreceu com isso o efeito de diluição nesses corpos d'água (MATO GROSSO, 2006).

Tabela 2 - Análise estatística descritiva de fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$) na época de seca (n=6)

	Média	Desvpad	Mínimo	Mediana	Máximo
	$\mu\text{g P L}^{-1}$				
	Época de seca				
CBA	8,58	3,51	5,00	8,88	14,49
MSO	10,98	10,39	5,00	7,87	31,98
ROS	16,26	16,55	6,24	11,75	49,58
PCONC	16,38	2,37	13,37	17,57	18,69
RIB	36,03	13,63	19,54	38,92	49,62
TAM	10,88	2,98	6,75	11,80	13,42
SLOU	31,64	24,46	10,99	21,31	62,63
RV1	26,54	14,32	12,04	21,93	45,11
RV2	74,91	25,33	43,45	85,44	98,50
PPED	15,22	8,79	4,39	13,69	29,23
RVP	71,19	80,98	5,17	51,69	229,88
CBP	32,35	16,07	14,42	27,64	56,63
LAG1	30,04	17,25	14,71	23,88	53,52
LAG2	57,33	56,76	23,13	36,11	170,43
LAG3	37,55	26,10	12,12	32,22	77,37

O lançamento de efluentes domésticos não tratados não é a única fonte de fósforo na sub-bacia do rio Cuiabá, principalmente a jusante (RIB) do maior aglomerado urbano do estado, pois, as concentrações de fósforo também foram maiores no período de cheia (Tabela 3). Segundo Lima (2001) e Libos et al. (2003), esta região sofre forte influência também de fontes difusas, como a presença de terras agrícolas na região nordeste na parte mais alta da sub-bacia. Outro fato que pode ter contribuído para essas concentrações maiores a jusante deve-se ao escoamento de água superficial de áreas urbanas, que inclui deposição atmosférica, resíduos industriais e domésticos, e excreção de animais (WITHERS; JARVIE, 2008).

Tabela 3 - Análise estatística descritiva de fósforo total ($\mu\text{g L}^{-1}$) na época de cheia (n=7)

	Média	Desvpad	Mínimo	Mediana	Máximo
	$\mu\text{g P L}^{-1}$				
	Época de Cheia				
CBA	11,12	11,36	4,82	7,17	36,33
MSO	9,73	6,56	5,00	7,03	19,42
ROS	14,30	6,60	4,98	15,61	19,63
PCONC	17,04	9,67	5,03	14,78	32,04
RIB	39,48	10,25	23,90	37,35	55,66
TAM	7,64	4,04	5,00	5,81	16,33
SLOU	31,34	27,16	14,76	20,18	90,55
RV1	37,60	16,42	10,44	42,09	54,35
RV2	42,17	26,31	17,05	28,06	88,61
PPED	9,68	5,59	3,31	10,85	19,37
RVP	25,01	11,81	13,78	20,91	43,98
CBP	32,96	17,27	15,43	28,57	57,76
LAG1	18,56	5,55	11,38	17,73	28,94
LAG2	24,19	16,97	4,86	21,21	58,63
LAG3	22,96	10,25	5,56	22,01	38,92

4.1.3 Clorofila-a em água

A quantidade de clorofila-a está diretamente relacionado à biomassa de fitoplâncton, e também a produção primária do corpo d'água. Assim, a quantificação deste parâmetro é de grande relevância por fornecer informações para melhor entendimento da produção primária e funcionamento de ecossistemas aquáticos (NUSH, 1980; PEDRAZZI et al., 2013), principalmente nos corpos d'água do presente estudo que são de elevada importância para o equilíbrio ecológico da planície Pantaneira. Os valores das concentrações de clorofila-a nos locais em estudo foram baixos; e estes variaram de 0,682 a 4,579 $\mu\text{g L}^{-1}$ na sub-bacia do rio Cuiabá; de 0,488 a 3,053 $\mu\text{g L}^{-1}$ na sub-bacia do rio São Lourenço e de 0,194 a 10,094 $\mu\text{g L}^{-1}$ na planície Pantaneira (Tabela 4). Estes valores estão de acordo ao recomendado para corpos d'água de classe 2 (CONAMA 357/2005), e são semelhantes aos obtidos por Bucci e Oliveira (2014), na represa Dr. João Penido, em Juiz de Fora-MG.

A produção primária, expressa usualmente em concentração de clorofila-a, está diretamente correlacionada com a concentração de fósforo total de corpos d'água, conforme resultados obtidos por Pedrazzi et al. (2013) na represa de Itupararanga na bacia do Alto Sorocaba-SP. Segundo esses autores, o estado trófico atual, devido a concentração elevada de fósforo, é consequência do severo impacto ambiental resultante do lançamento de efluentes domésticos não tratados no rio Sorocaba, principal fornecedor de água para essa represa. Este fato pode ser uma das justificativas para as concentrações maiores de clorofila-a nas amostras de água a jusante (RIB) do maior aglomerado urbano do Estado, pois em torno de 83,2% dos efluentes domésticos nessa região são lançados no rio Cuiabá sem nenhum tratamento prévio (ZEILHOFER et al., 2006; IBGE, 2010).

Tabela 4 – Análise estatística descritiva de Clorofila-a em água ($\mu\text{g L}^{-1}$) dos locais em estudo (n=4)

	Média	Desvpad	Mínimo	Mediana	Máximo
	$\mu\text{g L}^{-1}$				
CBA	1,48	0,75	0,68	1,42	2,39
MSO	1,99	1,31	0,82	1,68	3,81
ROS	1,74	0,45	1,34	1,63	2,36
PCONC	1,80	1,09	1,08	1,34	3,43
RIB	3,24	1,12	2,01	3,19	4,58
TAM	0,65	0,18	0,48	0,61	0,85
SLOU	0,74	0,55	0,30	0,55	1,54
RV1	1,50	0,74	0,73	1,37	2,52
RV2	1,69	1,11	0,20	1,92	2,73
PPED	0,95	0,66	0,48	0,95	1,42
RVP	2,15	0,65	1,53	2,01	3,05
CBP	4,40	3,82	1,90	2,81	10,09
LAG1	2,45	1,72	0,19	2,84	3,95
LAG2	3,34	1,50	1,36	3,54	4,94
LAG3	2,20	0,75	1,22	2,31	2,96

Devido à característica mais lânticas e receber água enriquecida de nutrientes por causa de fontes pontuais e difusas oriundas da parte alta da sub-bacia do rio Cuiabá, esperava-se concentrações maiores de clorofila-a nos corpos d'água do Pantanal matogrossense, principalmente nas baías em estudo. Contudo este fato não

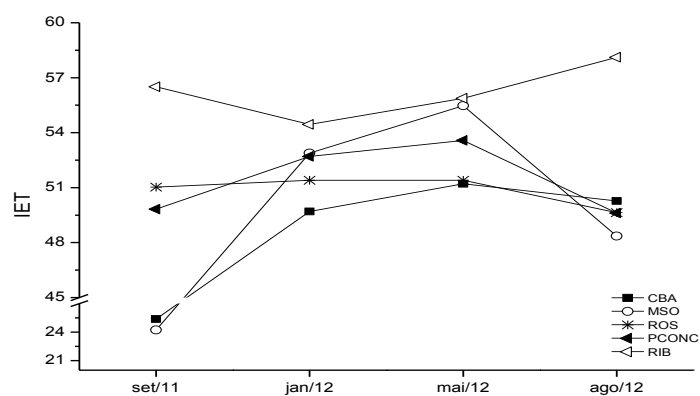
foi observado mesmo no período seco possivelmente devido à influência do curso d'água do rio Cuiabá favorecendo maior turbulência das águas nessas baías, pois segundo Lamparelli (2004), Moschini-Carlos et al. (2000) e Bucci e Oliveira (2014), além dos fatores químicos (disponibilidade de nutrientes), outros fatores (físicos) afetam a produtividade de fitoplâncton, como a velocidade da água e taxa de sedimentação, devido ao efeito que exercem na transparência da água e na turbulência do ambiente. Para Tundisi e Matsumura-Tundisi (2008), as condições físicas e químicas são variáveis interdependentes que controlam, limitam e promovem o crescimento de organismos fotoautotróficos em ecossistemas aquáticos.

4.1.4 Índice do Estado Trófico dos corpos d'água

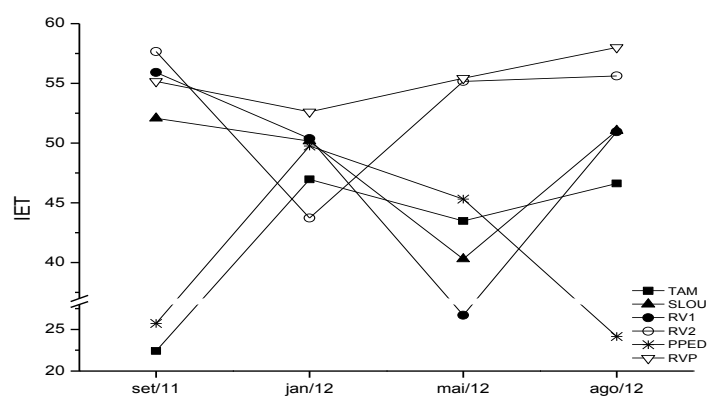
A variabilidade temporal dos valores de IET médio para os locais em estudo encontram-se na Figura 21.

Em alguns pontos localizados no curso alto do rio Cuiabá — CBA, MSO, PCON (Figura 21 a) — e em dois TAM e PPED na sub-bacia do Rio São Lourenço (Figura 21 b), houve variação temporal dos valores de IET, possivelmente devido à influência de fontes difusas (escoamento superficial de água de áreas com vegetação nativa ou agrícolas), que favorece maior aporte de nutrientes para os corpos d'água no período de cheia (LANG et al., 2013). Nos pontos sob maior influência de fontes pontuais, de maneira geral, ocorreram valores maiores de IET no período de seca, pois segundo Pedrazzi et al. (2013), o lançamento nos rios de efluentes domésticos não tratados resulta no aumento de fósforo total, principalmente no período de seca.

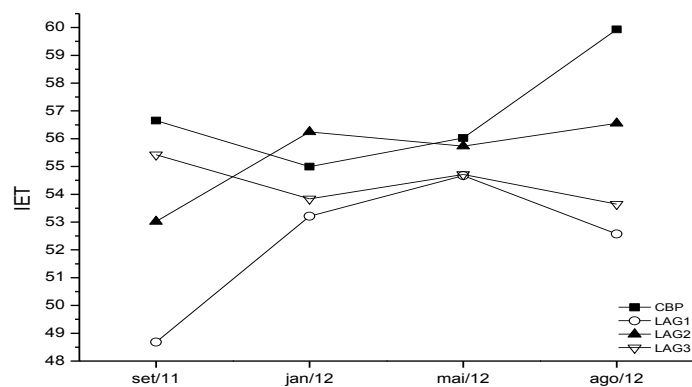
Nos pontos do Pantanal, não se observa tendência de efeito temporal nos valores de IET, com isso não sendo possível constatar influência de fontes difusas e pontuais em função do período sazonal, possivelmente devido à diferença na dinâmica da água nesse ambiente quando comparada aos das sub-bacias. Fia et al. (2008), também não observaram diferenças na variação do IET em função da estação do ano em afluentes da Lagoa Mirim, no Rio Grande do Sul, contudo, atribuiu a isto o comportamento instável do IET devido as características do entorno dos cursos d'água.



(a)



(b)



(c)

Figura 21 - Variabilidade temporal do Índice do Estado Tráfico (IET) médio dos pontos localizados nas sub-bacias dos rios Cuiabá (a), São Lourenço (b) e no Pantanal matogrossense (c).

Nas sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço, predominou a classificação do IET entre ultraoligotrófico ($IET < 47$) a oligotrófico ($47 < IET < 52$), exceto nos pontos PCONC (período de cheia) e RIB e, nos pontos SLOU, RV2 e CBP nas duas sub-bacias, respectivamente, que de maneira geral foram classificados em mesotróficos. O IET do ponto a jusante de Cuiabá/Várzea Grande (RIB) foi predominantemente mesotrófico, contudo obteve-se classificação próxima de eutrófico ($IET = 58,11$) no mês de agosto/2012 (seca), ratificando a influência de fonte pontual (efluentes domésticos não tratados) nestes valores maiores de IET (PEDRAZZI et al., 2013; BUCCI e OLIVEIRA, 2014).

Apesar das concentrações maiores de fósforo total no período seco, a classificação do IET dos pontos localizados no Pantanal matogrossense foi predominantemente mesotrófico, exceto para o ponto CBP ($IET = 59,93$), no mês de agosto/2012, classificado como eutrófico. Estes valores de IET foram influenciados pelas concentrações baixas de clorofila-a, embora esse ambiente tenha concentração elevada de nutrientes, fato este confirmado pela grande densidade de macrófitas, principalmente nas baías. Mercante e Tucci-Moura (1999) relataram a fragilidade do uso somente do índice de clorofila-a para estimar o IET, desconsiderando as mudanças na biomassa das macrófitas, principalmente em ambiente lântico.

4.2 Fracionamento de fósforo em perfis de sedimento de fundo das sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço e algumas baías do Pantanal Matogrossense

4.2.1 Propriedades químicas e granulométricas dos perfis de sedimentos

Os pHs dos perfis de sedimentos variaram de 4,47 a 7,76 na sub-bacia do rio Cuiabá/Pantanal (S1, S2, S5, S6 e S7) e de 5,05 a 6,13 na sub-bacia do rio São Lourenço (S3 e S4) (Figura 22).

As amostras de sedimento dos pontos localizados na sub-bacia do rio Cuiabá possuem pH com caráter levemente ácido (S1 e S5) a levemente alcalino (S6), já os pontos S2 (jusante de Cuiabá) e S7 (lagoa-Pantanal) têm caráter ácido. Os sedimentos dos pontos S3 e S4 possuem caráter ácido a levemente ácido, respectivamente. Esses valores mais baixos de pH podem facilitar a fixação de fosfato aos óxidos de ferro/alumínio, tornando-o menos prontamente disponível para a biota, contudo o

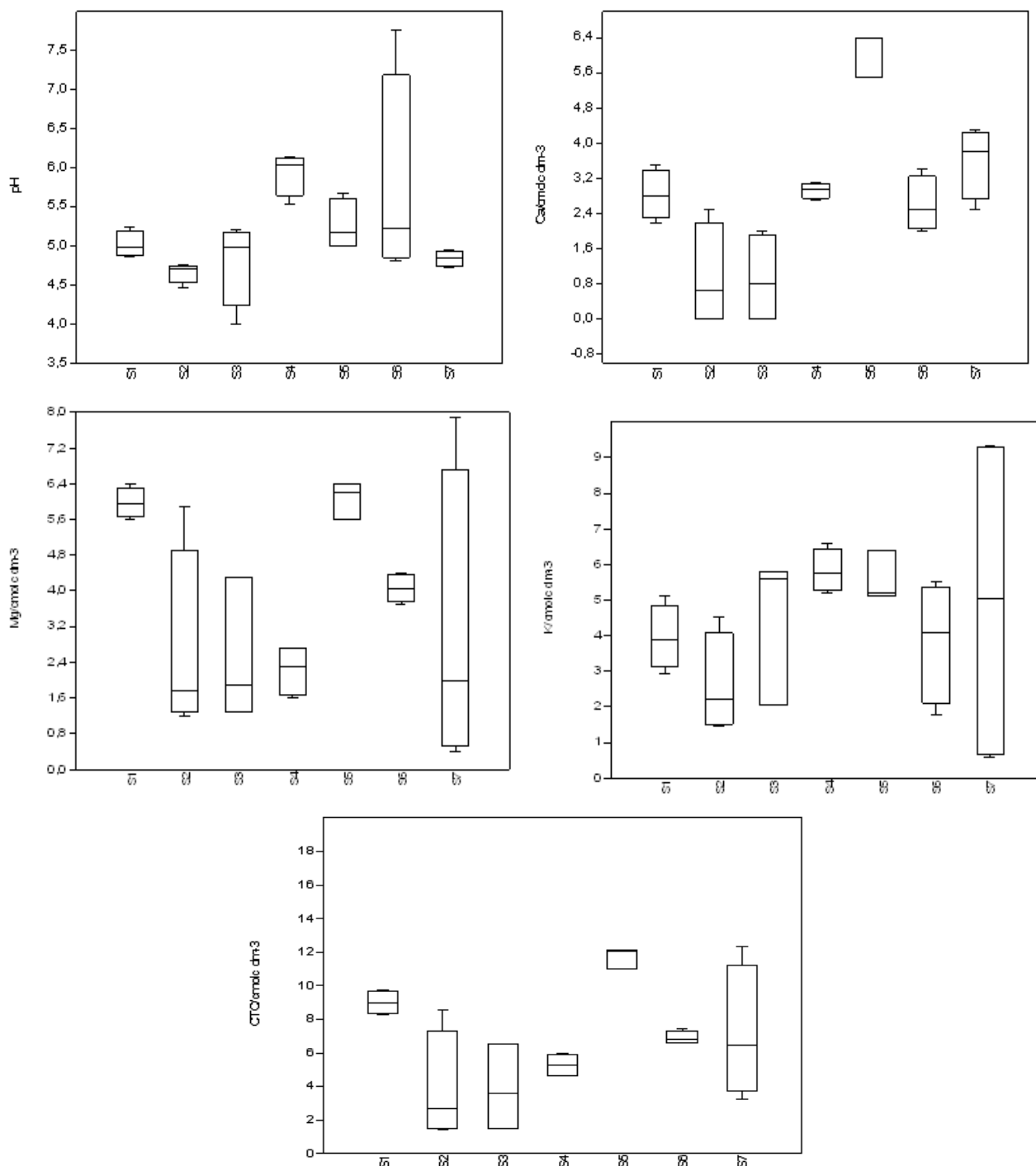


Figura 22 - Box-plot das propriedades químicas (pH, Ca, Mg, K e CTC) dos perfis de sedimento das sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço e de alguns pontos no Pantanal Matogrossense.

processo é extremamente vulnerável as variações redox do meio (PEDRO et al., 2013). De maneira geral, os sedimentos em estudo possuem valores de pH com caráter levemente ácido e baixa amplitude em profundidade (Figura 22). Resultados semelhantes foram encontrados nos reservatórios de Três Marias no rio São Francisco

e Tucuruí no rio Tocantins-Brasil, cujos pH's foram de 5,1 e 5,2, respectivamente (FONSECA et al., 2011).

As amostras de sedimento do ponto no início da sub-bacia do Rio Cuiabá (S1) e os do Pantanal (S5, S6 e S7) possuem teores semelhantes de cátions trocáveis e CTC (Figura 22), contudo o S7 apresentou maior amplitude nos valores em profundidade. Isto evidencia forte influência da sub-bacia no aporte de sedimento para a planície Pantaneira.

A identificação do tipo de textura de sedimentos lacustres é importante para entender a influência desse fator em outras propriedades nesse compartimento, pois material mais fino tem maior área superficial específica para adsorção de poluentes (LEE-HYUNG et al., 2003). As amostras de sedimentos possuem, de maneira geral, textura variando de arenosa a areia-argilosa, exceto para as do Pantanal (S5, S6 e S7) tendendo a argila-arenosa e argila-siltosa nos dois períodos sazonais (Figura 23 a e b). De acordo com Golterman (2004) e Wang et al. (2006), a fixação de fósforo relaciona-se diretamente com o tipo de granulometria do sedimento, diminuindo com o aumento do tamanho das partículas. Então, o tipo de textura predominante nos sedimentos do Pantanal pode indicar maiores teores de fósforo fixado.

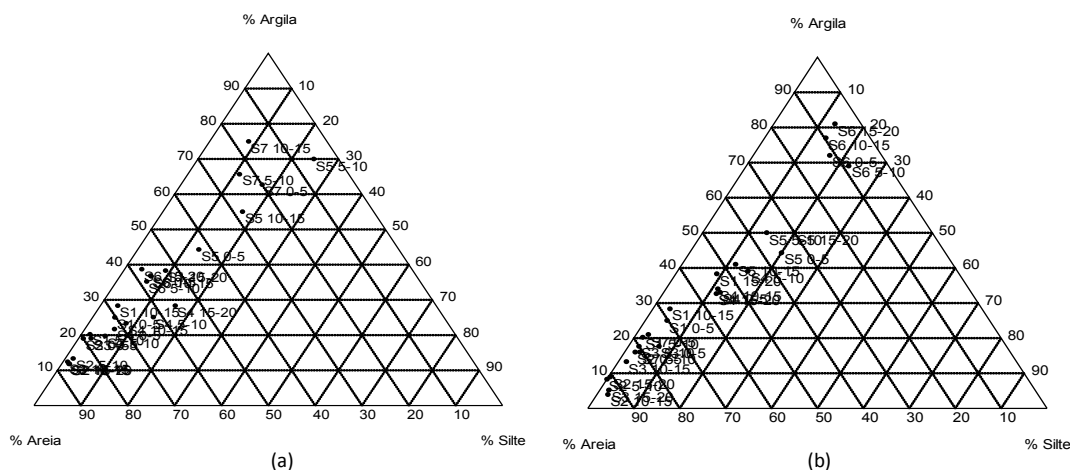


Figura 23 - Granulometria dos perfis de sedimento das sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço e alguns pontos do Pantanal Matogrossense nas épocas de seca (a) e cheia (b).

A granulometria do sedimento de fundo reflete as características do tipo de solo que predomina na bacia de drenagem, e também a propriedade hidrodinâmica do corpo d'água, principalmente em rios (FROEHNER; MARTINS, 2008) e, isto é evidenciado

nos sedimentos dos pontos (S1-S4) localizados nas sub-bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço que possuem solos basicamente Litólicos e Podzólicos com característica arenosa, principalmente na primeira sub-bacia (SALOMÃO, 1999).

Os teores de carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT) e relação carbono e nitrogênio (C/N) constam na Figura 24. Os pontos S1 e S2, a montante e a jusante de Cuiabá/Várzea Grande, possuem teores de COT no perfil do sedimento variando de 0,13 a 0,40% e 0,71 a 1,14%, respectivamente, e NT de 0,03 a 0,05% no S2. Nos pontos S3 e S4 da sub-bacia do rio São Lourenço, os teores de COT e NT foram maiores que os da sub-bacia do rio Cuiabá, variando de 0,77 a 0,99% e 0,04 a 0,06% no S3 e de 0,94 a 1,96% e 0,06 a 0,12% no S4. Os teores a jusante (S4), tanto de COT quanto NT, foram maiores do que a montante (S3) de Rondonópolis.

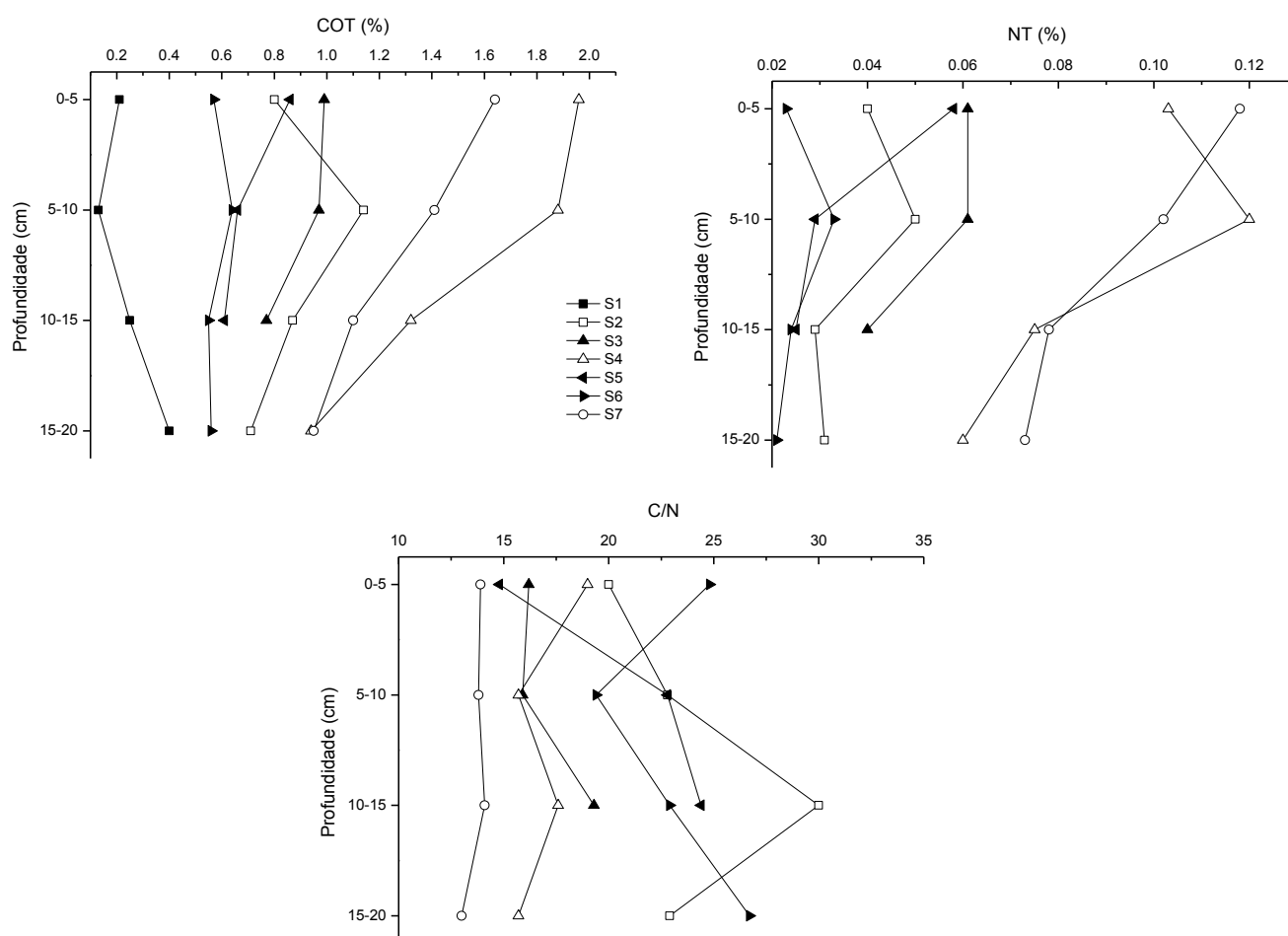


Figura 24 - Teores (%) de carbono orgânico total (COT), nitrogênio total (NT) e relação C/N em perfis de sedimento.

Estes teores maiores de COT e NT nos pontos S2 e S4 devem ser, principalmente, aos efeitos de fonte pontual, oriundos do lançamento de efluentes domésticos no rio Cuiabá, em S2, e de fonte difusa, devido influência de área agrícola em S4. Resultados semelhantes foram obtidos por Carreira et al. (2002) que constaram teores maiores de COT e NT em sedimentos da Baía de Guanabara-RJ sob influência de efluentes domésticos/industrial e de áreas agrícolas.

Nos sedimentos dos pontos S5, S6 e S7, no Pantanal mato-grossense, foram obtidos os seguintes teores de COT: 0,61 a 0,86%, 0,56 a 0,64% e 0,95 a 1,64%; e de NT: 0,03 a 0,058%, 0,02 a 0,03% e 0,073 a 0,118%, respectivamente. No lago Taihu na China, Yan e colaboradores (2014) encontraram valores de COT e NT, semelhante ao observado no S5 e S6, variando de 0,44 a 1,01% e 0,02 a 0,08%, respectivamente. Contudo, em uma região do lago visivelmente em estágio inicial de eutrofização, os teores variaram de 0,70 a 1,76% e 0,06 a 0,23% para COT e NT, respectivamente, semelhante ao observado no sedimento do ponto S7. No lago eutrofizado Hongfeng, China, Zhu et al. (2013) encontraram valores maiores de COT e NT, variando de 1,27 a 3,30% e 0,42 a 0,81%, respectivamente.

A matéria orgânica sedimentar oriunda de fontes aquática ou terrestre pode ser distinguida pela relação C/N. Os sedimentos de origem terrestre tem uma relação C/N em torno de 14 a 20, enquanto que fitoplâncton, sendo este a maior fonte de matéria orgânica autóctone em lagos, apresentam relação entre 5 a 9 (RUBAN et al., 1999). Os maiores valores de relação C/N (variando de 20,0-30,0), em todas as profundidades, foram obtidos no sedimento do ponto a jusante de área urbana (S2), ratificando a contribuição de fonte terrestre no aporte de matéria orgânica no corpo d'água (RUMOLO et al., 2011; YUAN et al., 2014), e que nesse caso deve-se ao lançamento de efluentes domésticos não tratados.

Contribuição semelhante foi observada no sedimento do ponto a jusante de área agrícola (S4) na profundidade superficial (0-5 cm), cuja relação C/N foi de 19,0, caracterizando influência de fonte territorial, devido o carreamento de material orgânico oriundo de grandes extensões de terras agrícolas.

Nos sedimentos dos pontos S5 (0-5 cm) e S7 (todas as profundidades) do Pantanal matogrossense, de maneira geral, predominou material orgânico de origem aquática, com valores de relação C/N $\leq 15,0$. No ponto S7, os valores C/N variaram de 13,0-14,0, diminuindo em profundidade. Por ser uma baía, possivelmente esses

valores menores de C/N se devem a presença de resíduos de fitoplâncton e macrófitas no sedimento de fundo. Esse fato também foi constatado por Yuan et al. (2014) em uma lago na China, cujo os valores baixos de C/N (8,5 a 11,4) ratificaram a maior produção primária do corpo d'água. Em lago eutrofizado, Zhu et al. (2013) encontraram valores C/N menores do que 5,0, ratificando a contribuição de material autóctone nesse ambiente.

4.2.2 Fósforo ligado aos óxidos-hidróxidos de ferro e alumínio (P-Fe/Al)

A fração P-Al/Fe é considerada uma importante indicadora do nível de poluição bem como fonte importante de fósforo para o evento de crescimento acelerado de algas em corpos d'água (ZAN et al., 2011; WANG et al., 2013; YUAN et al., 2014). O fósforo ligado aos óxidos de Fe/Al foi a forma predominante na fração inorgânica nos sedimentos de fundo dos rios e lagos em estudo, semelhantemente ao observado em outros trabalhos (WANG et al., 2009; MATIJEVIC et al., 2009).

No rio Cuiabá, a montante de área urbana (S1), os teores de P-Fe/Al nos perfis de sedimento variaram de 40,60 a 124,75 mg kg⁻¹ na época seca e de 20,80 a 65,44 mg kg⁻¹ na cheia, e estes teores aumentaram em profundidade (Figura 25 a e b), fato também observado nas frações P-Ca, P-orgânico e P-total, evidenciando que esses teores maiores em profundidade se devem a influência de fonte natural (material de origem) devido a formação geológica dessa área da sub-bacia.

No sedimento do ponto a jusante de área urbana (S2), os teores de P-Fe/Al variaram de 31,54 a 109,81 mg kg⁻¹ na época seca, e de 5,95 a 38,57 mg kg⁻¹ na cheia, e em ambos os períodos os teores diminuíram em profundidade. Nas profundidades 0-5 cm e 5-10 cm, os teores no sedimento do ponto S2, na seca, foram 41,15% e 51,11% maiores, respectivamente, aos obtidos a montante (S1) e na cheia foi 35,7% maior somente na profundidade 0-5 cm. Isso reflete a influência antrópica no aporte de fósforo, principalmente oriundo de fonte pontual, pois os teores foram maiores na época seca e nas duas camadas superficiais. A principal fonte nesse caso deve ser o lançamento de efluentes domésticos não tratados no rio Cuiabá.

Houve influência sazonal na fração P-Fe/Al tanto a montante (S1) quanto a jusante (S2) de área urbana (ANOVA, $p < 0,05$), pois os teores no sedimento foram

menores na época de cheia em todas as profundidades, indicando influência de fatores, como efeito de difusão aliado às características hidrodinâmicas do corpo d'água.

Na sub-bacia do rio São Lourenço, a montante (S3) e a jusante (S4) de áreas agrícolas, os teores de P-Fe/Al variaram de 20,18 a 103,39 mg kg⁻¹ e 171,59 a 261,36 mg kg⁻¹, na época seca e, de 20,27 a 67,13 mg kg⁻¹ e de 92,64 a 152,74 mg kg⁻¹ na época de cheia, respectivamente, e esses teores diminuíram em profundidade evidenciando aporte de fósforo (Figura 25 a e b).

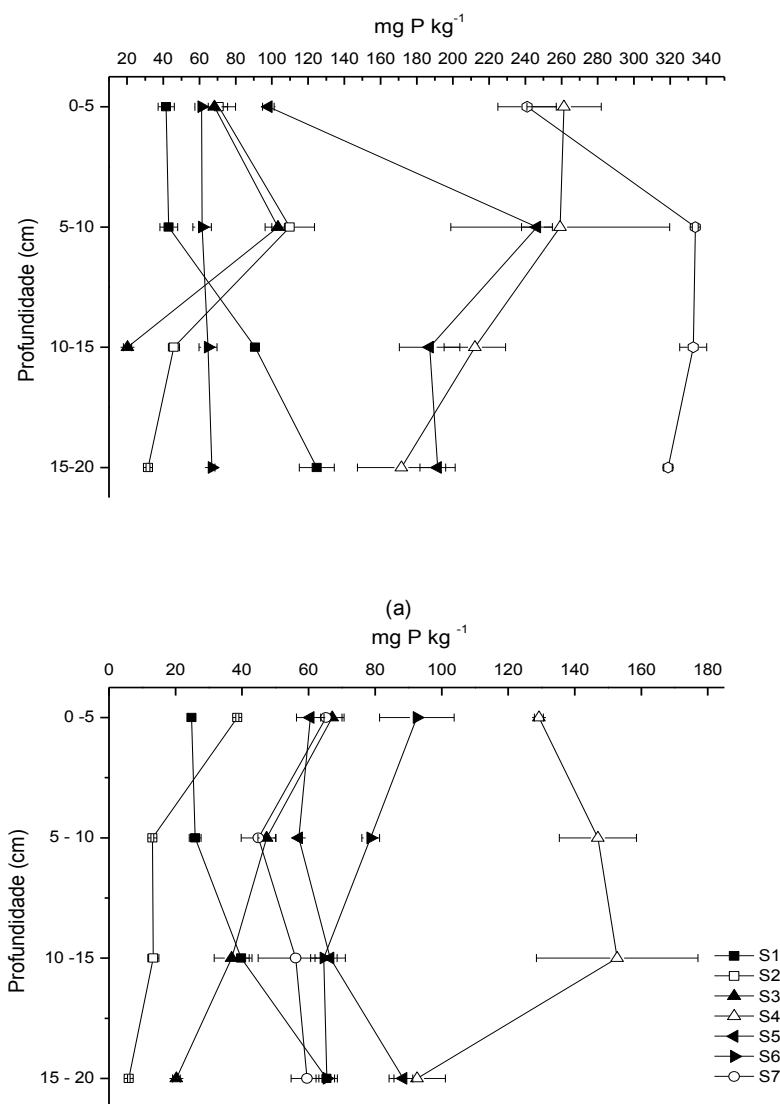


Figura 25 - Fósforo (mg kg⁻¹) ligado aos óxidos de ferro/alumínio (P-Fe/Al) em perfis de sedimento das sub-bacias do rio Cuiabá, rio São Lourenço e Pantanal matogrossense na época de seca (a) e cheia (b) (n = 4 ± desvio padrão).

A incorporação de fósforo no sedimento do rio São Lourenço se deve principalmente a fonte difusa (áreas agrícolas) (ZHU et al., 2013), pois os teores de P-Fe/Al foram bem maiores a jusante (S4) nas duas épocas. Isso se deve ao fato do fosfato dissolvido presente na água de escoamento superficial de áreas agrícolas ser prontamente adsorvido aos óxidos de Fe/Al em condições oxídicas (RYDIN et al., 2011), refletindo com isso a importância desses óxidos na dinâmica de fósforo em sedimento de fundo de corpo d'água (FONSECA et al., 2011).

Contudo, os teores de P-Fe/Al no S4 foram bem maiores na época de seca em relação a cheia semelhantemente ao observado no ponto S5 (rio Cuiabá-Pantanal) e S7 (lagoa) do Pantanal Matogrossense, fato possivelmente favorecido pela maior atividade microbiológica na mineralização da matéria orgânica, com isso disponibilizando fósforo desse material para a pronta adsorção aos óxidos de Fe e Al (AHLGREN et al., 2006; HILLE et al., 2005; RYDIN et al. 2011; FONSECA et al., 2011) — presentes nesse sedimento em teores que variaram de 27,72 a 18,87%, sendo maiores na camada superficial — e evidenciado pelas menores porcentagens de P na fração orgânica na época de seca em relação a cheia em todas as profundidades.

Os sedimentos das lagoas em estudo do Pantanal Matogrossense possuem dinâmica de fósforo na fração P-Fe/Al diferente, especialmente na época seca (Figura 24 a). Os teores de P-Fe/Al nos sedimentos das lagoas Antônio Alves (S6) e Corixão (S7) variam de 61,13 a 66,79 mg kg⁻¹ e 240,99 a 334,53 mg kg⁻¹ na época seca e, de 65,45 a 92,54 mg kg⁻¹ e 44,95 a 65,25 mg kg⁻¹ na cheia, respectivamente (Figura 24 a e b). No caso do sedimento do ponto S6, observou-se teores muito próximos de P-Fe/Al nas duas épocas sazonais, exceto nas profundidades de 0-5 cm e de 5-10 cm na época de cheia, contrariando o observado em outros pontos da sub-bacia cujo valores foram maiores na seca.

Isto possivelmente se deve à grande quantidade de macrófitas nesta lagoa (S6), o que requer quantidade elevada de fosfato da água e sedimento, corroborando resultados de Yuan et al. (2014), ou seja, possivelmente o P ligado aos óxidos de Fe/Al do sedimento foi disponibilizado para o crescimento de macrófitas em condições anóxicas na interface água-sedimento, na época seca (ZAN et al., 2011). Este processo é favorecido porque em condições anaeróbicas (ou anóxicas), os óxidos e hidróxidos de ferro (ex: pirita, goethita) podem ser reduzidos, e com isso disponibilizando íons

ferro, e também fosfato para o corpo d'água (JENSEN; ANDERSEN, 1992; HUPFER; LEWANDOWSKI, 2008).

4.2.3 Fósforo ligado aos compostos de cálcio (P-Ca)

O fósforo inorgânico associado aos compostos de cálcio (P-Ca) foi a menor fração presente nos sedimentos dos rios das sub-bacias em estudo e do Pantanal Matogrossense. Esta fração relaciona-se consideravelmente com a geologia local e possui relativa estabilidade sendo classificada como fração pouco disponível e inerte (JIANG et al., 2011; YUAN et al., 2014). Nos sedimentos a montante (S1) de Cuiabá/Várzea Grande, os teores de P-Ca variaram pouco nas duas épocas sazonais (Figura 26 a e b) e aumentaram em profundidade. Estes teores maiores de P-Ca em profundidade deve-se provavelmente a presença de material calcário nesta região da sub-bacia, como também reportado por Zan et al. (2011) que constatou predomínio de P-Ca em sedimento do lago Chaohu, China, em uma região com predomínio de calcário.

Outro fator que contribuiu para que não ocorresse um aumento considerável dos teores de P nessa fração foi a maior afinidade dos fosfatos pelos óxidos de Fe/Al em relação aos compostos de cálcio (REDDY et al., 1999; ZHOU et al., 2005; HUANG et al., 2011), especificamente a jusante (S2), onde o fósforo/fosfato era proveniente de efluentes domésticos. Os teores de P-Ca foram maiores nas camadas superficiais de 0-5 cm ($44,47 \pm 3,95 \text{ mg kg}^{-1}$) e de 5-10 cm ($34,65 \pm 4,49 \text{ mg kg}^{-1}$) na época seca e somente de 0-5 cm ($34,92 \pm 7,92 \text{ mg kg}^{-1}$) na cheia, a jusante (S2) (Figura 26 a e b), evidenciando, que talvez, este pequeno aporte nessa fração seja devido, principalmente, a fonte pontual. Estes resultados foram menores que os obtidos por Zhu et al. (2013), em corpos d'água eutrofizados na China, que encontraram teores de P-Ca variando de 8,89 a 293,80 mg kg^{-1} , contudo esta fração não pode ser usada para avaliar o estado trófico porque não é prontamente utilizada pelas algas (DORICH et al., 1984).

A montante (S3) e a jusante (S4) de Rondonópolis, os teores de P-Ca nos sedimentos variaram de $15,51 \pm 0,13$ a $26,29 \pm 3,31 \text{ mg kg}^{-1}$ e $27,21 \pm 1,35$ a $42,94 \pm 3,99 \text{ mg kg}^{-1}$ na seca e, de $12,8 \pm 0,24$ a $30,72 \pm 1,50 \text{ mg kg}^{-1}$ e de $71,40 \pm 3,93$ a $80,98 \pm 1,62 \text{ mg kg}^{-1}$, respectivamente, na cheia (Figura 26 a e b).

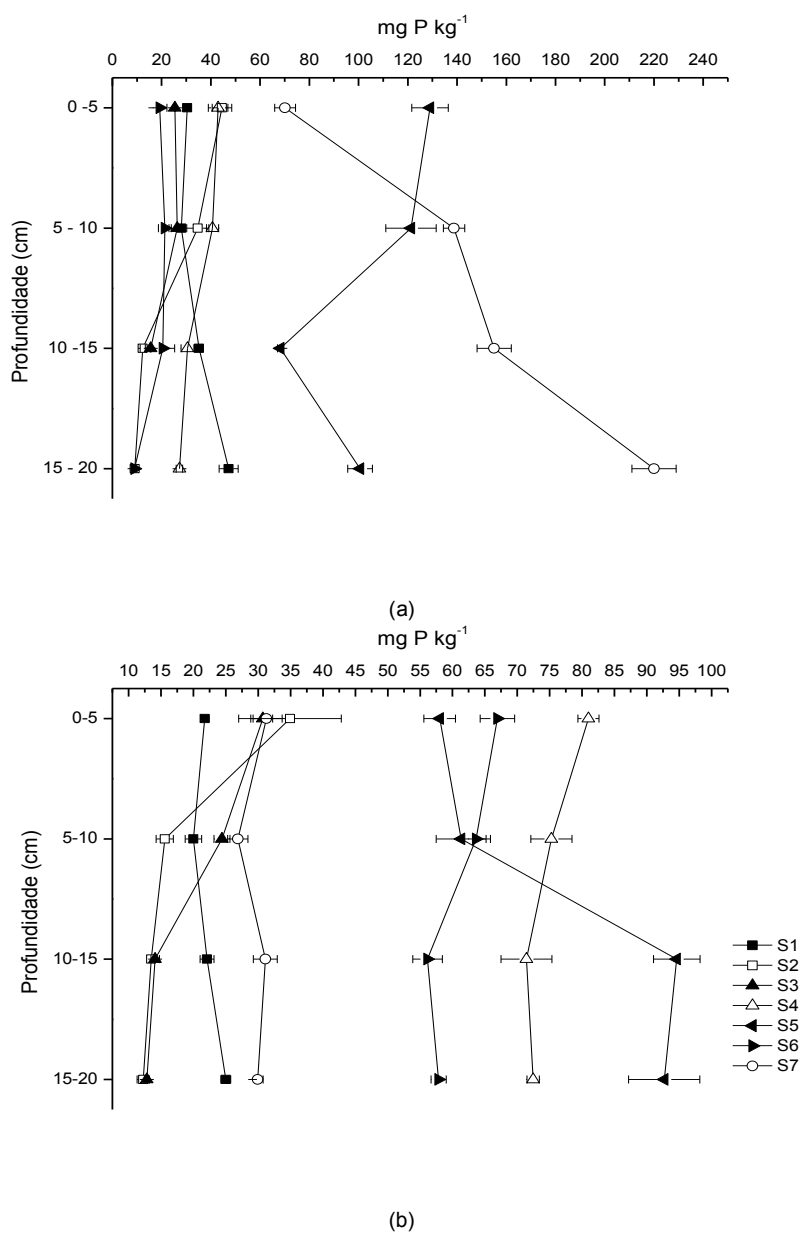


Figura 26 - Fósforo (mg P kg^{-1}) ligado aos compostos de cálcio (P-Ca) em perfis de sedimento das sub-bacias do rio Cuiabá, rio São Lourenço e Pantanal matogrossense na época seca (a) e cheia (b) ($n = 4 \pm \text{desvio padrão}$).

A dinâmica na fração P-Ca foi diferente nos sedimentos dos pontos S3 e S4 comparado aos pontos S1 e S2 (sub-bacia do Rio Cuiabá). Os teores diminuíram, de maneira geral em profundidade, no sedimento a montante (S3) do município de Rondonópolis, além disso, não foi observada influência sazonal. Contudo, no ponto a jusante (S4), os teores foram maiores do que a montante (S3) na seca; reflexo de anos de incorporação de fósforo; e, principalmente na época de cheia, cujos teores foram quase duas vezes maiores. Os teores maiores no sedimento a jusante se devem provavelmente ao carreamento superficial de partículas de solo contendo o composto fosfato de cálcio proveniente da fosfatagem e calagem de áreas agrícolas, que compõem a área de drenagem desta sub-bacia. Estes resultados evidenciam a forte influência de fonte difusa (áreas agrícolas) no aporte de fósforo neste corpo d'água.

Os sedimentos dos pontos (S5, S6 e S7) localizados no Pantanal Matogrossense possuem teores de fósforo na fração P-Ca maiores que os obtidos nos pontos das sub-bacias do rio Cuiabá (S1 e S2) e do rio São Lourenço (S3 e S4). Em relação aos demais locais apresentaram maior quantidade de fósforo em uma fração pouco ativa, com exceção do ponto S6 na época seca. Os teores de P-Ca no sedimento do ponto S5, localizado no curso do rio Cuiabá, variaram verticalmente e sazonalmente; na seca de $68,27 \pm 1,18$ a $129,03 \pm 7,40$ mg kg⁻¹ e de $58,02 \pm 2,45$ a $92,67 \pm 5,52$ mg kg⁻¹ na cheia. Estes teores maiores em relação aos outros pontos da sub-bacia pode estar relacionado ao transporte de sedimento contendo P-Ca de áreas; ricas em calcário; localizadas no alto curso do rio Cuiabá, e sua deposição nesse ambiente. E esta deposição foi favorecida na época de seca por causa da menor vazão, aliada ao menor gradiente hidráulico nessa região (GIRARD et al., 2003). Segundo Han et al. (2011), teores maiores de P-Ca pode ser atribuído a geologia (calcário) da bacia, que favorecerá a coprecipitação ou a precipitação direta entre calcita e fósforo, formando compostos relativamente estáveis.

Comparando os teores de P-Ca presentes nos sedimentos das baías S6 e S7, da planície Pantaneira, observa-se diferença sazonal no acúmulo de fósforo. No caso da baía Antônio Alves (S6), os teores foram maiores na época cheia e variaram de $57,85 \pm 1,16$ a $66,93 \pm 2,68$ mg kg⁻¹. Tendência contrária foi observada na lagoa Corixão (S7), cujos teores de P-Ca foram maiores na época seca ($70,12 \pm 4,20$ a $220,04 \pm 8,97$ mg kg⁻¹), de modo semelhante ao observado nas frações P-Fe/Al, P-

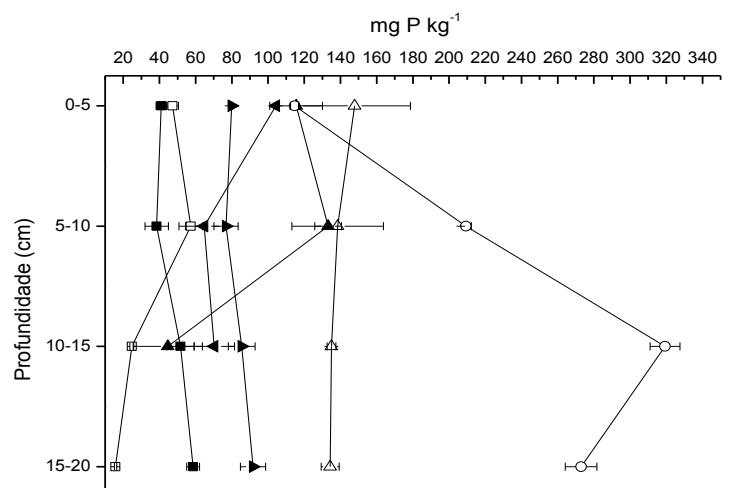
org e P-total. Essa diferença, provavelmente, deve-se a diferença granulométrica dos sedimentos entre as épocas sazonais avaliadas, pois o teor médio de argila no sedimento do ponto S6 variou de $368,75 \text{ mg kg}^{-1}$ na seca para $747,9 \text{ mg kg}^{-1}$ na cheia; e no ponto S7 variou de $811,39 \text{ mg kg}^{-1}$ na seca para $260,4 \text{ mg kg}^{-1}$ na cheia.

Esta diferença nas características granulométricas em função da época sazonal pode estar relacionada à hidrodinâmica particular de cada um desses corpos d'água.

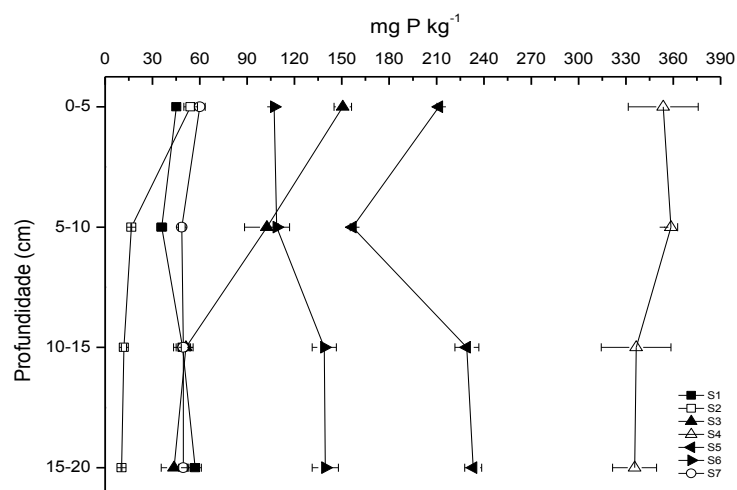
4.2.4 Fósforo orgânico (P-org)

O fósforo na fração orgânica evidencia muito bem a influência de fontes antrópicas nos corpos d'água, principalmente, nas sub-bacias estudadas (rios Cuiabá e São Lourenço), indicando que sedimentos têm diferentes concentrações e distribuição de fósforo na fração P-org devido à influência da bacia de drenagem e fontes de poluição (ZAN et al., 2011). Os teores mais elevados do P-org nos sedimentos a jusante (S4) do que a montante (S3) da área agrícola da região de Rondonópolis em ambas as épocas sazonais (seca e cheia) (Figura 27 a e b), ratificam este fato segundo Jiang et al. (2011), pois essa fração é característica de regiões sob influência de cultivos agrícolas e fertilização. Essa influência foi confirmada pelos teores bem mais elevados na cheia, indicando a contribuição de fontes difusas no aporte de fósforo para essa fração. Os teores de P-org nos sedimentos dos pontos S3 e S4 variaram de $44,60 \pm 19,06$ a $115,50 \pm 14,62 \text{ mg kg}^{-1}$ e $134,33 \pm 5,01$ a $147,79 \pm 15,81 \text{ mg kg}^{-1}$ na época seca e, de $43,75 \pm 8,16$ a $150,58 \pm 5,51 \text{ mg kg}^{-1}$ e $335,53 \pm 13,93$ a $358,50 \pm 4,27 \text{ mg kg}^{-1}$ na cheia.

Os teores de P-org variaram pouco entre os sedimentos dos pontos a montante (S1) e a jusante (S2) de Cuiabá/Várzea Grande, contudo se observou teores distintos em profundidade (Figura 27). No caso do sedimento a montante (S1), os teores aumentaram em profundidade e diferiram pouco entre as épocas sazonais estudadas variando de $38,48 \pm 6,44$ a $58,58 \pm 3,60 \text{ mg kg}^{-1}$ e de $35,89 \pm 3,11$ a $57,08 \pm 3,92 \text{ mg kg}^{-1}$ nas épocas seca e cheia, respectivamente, evidenciando influência natural no aporte de fósforo nesse ponto.



(a)



(b)

Figura 27 - Fósforo (mg P kg^{-1}) ligado aos compostos orgânicos (P-org) em perfis de sedimento das sub-bacias do Rio Cuiabá, Rio São Lourenço e Pantanal matogrossense nas épocas de seca (a) e cheia (b) ($n = 4 \pm \text{desvio padrão}$).

Contrariando o observado em S1, no sedimento do ponto a jusante S2, os teores de fósforo nos sedimentos diminuíram em profundidade, e não houve aumento na época de cheia. Contudo foi maior, em relação ao S1, na camada superficial (0-5 cm) na seca, e isto deve-se provavelmente a contribuição de fonte pontual no aporte de fósforo na forma P-org, a longo prazo. Os teores de P-org no

sedimento do ponto S2 variaram de $15,74 \pm 0,60$ a $57,32 \pm 6,48 \text{ mg kg}^{-1}$ e de $10,37 \pm 0,29$ a $54,17 \pm 4,36 \text{ mg kg}^{-1}$ nas épocas de seca e cheia, respectivamente.

No Pantanal, os teores de P-org nos sedimentos variaram entre os locais estudados e épocas sazonais. Os sedimentos dos pontos no rio Cuiabá (S5) e na baía Antônio Alves (S6) apresentaram teores de P-org maiores na época cheia, evidenciando influência de fontes difusas que pode ter favorecido o aumento de material orgânico nesses corpos d'água, corroborando os valores de C/N (>15) (Figura 24), que evidenciam material orgânico de origem, principalmente, alóctone (YUAN et al., 2014).

A baía Corixão (S7) possui uma dinâmica diferente de P-org, pois os teores nessa fração foram maiores e crescentes em profundidade na época seca e, menores na cheia. Devido ao baixo valor de C/N (Figura 24), presume-se que o material orgânico seja de origem autóctone, sendo com isso de rápida mineralização. Assim sendo, na época seca, devido às características mais anoxídicas, houve a deposição de resíduos orgânicos de algas e macrófitas no sedimento de fundo. Esse material foi mineralizado em condições favoráveis a maior atividade microbiana, durante a época cheia. Abdel-Satar e Sayed (2010) também constataram teores menores de P-org no verão, em sedimento do lago El-Fayum, Egito, atribuindo a isto, provavelmente, o aumento da taxa de decomposição da matéria orgânica nesta época. Segundo Hou et al. (2009), isto pode ser devido à rápida mineralização microbiana na época do verão, em relação as outras estações do ano.

4.2.5 Porcentagens de fósforo nas frações P-Fe/Al, P-Ca e P-org nos perfis de sedimento

Nos sedimentos dos pontos a montante (S1) e a jusante (S2) de Cuiabá/Várzea Grande foram obtidas maiores porcentagens de P-Fe/Al (31,24 a 56,20%) e de P-org (26,39 a 35,10%) na época seca (Figura 27), e de maneira geral os valores de P-Fe/Al foram maiores a jusante (S2), principalmente nas camadas superficiais (Figura 28). O lançamento de efluentes domésticos ricos em fosfato dissolvido e particulado, provavelmente, favoreceu a incorporação deste elemento nessas frações. Maiores proporção destas frações de fósforo foram também

reportados por Wang et al. (2010), em sedimento de fundo dos rios Hun e Taizi, China, que receberam grande quantidade efluentes doméstico e industrial.

Na época de cheia, as percentagens de fósforo nas frações P-Fe/Al e P-Ca diminuíram, possivelmente, em virtude da modificação das propriedades químicas (redox), no caso da fração P-Fe/Al (REDDY et al., 1999; ZHOU et al., 2005), e hidrodinâmica desses corpos d'água. Esta diferença de concentração nas frações de fósforo em sedimento coletados no período seco e chuvoso foi constatado, também, por Marins e colaboradores (2011) no estuário do Rio Jaguaribe, Ceará-Brasil, atribuindo essa diferença a dinâmica hidrológica e taxa de sedimentação diferente entre os dois períodos sazonais.

Nos sedimentos dos pontos localizados na sub-bacia do rio São Lourenço (S3 e S4), também, foram obtidas maiores porcentagens de fósforo nas formas P-Fe/Al e P-org na época seca, sendo estas maiores a jusante (S4) e variando de 31,60 a 53,32% para P-Fe/Al e de 24,74 a 30,16% para P-org. Esses valores, a jusante, refletem a incorporação de material (mineral e orgânico) de áreas agrícolas, e isso é fortemente evidenciado pelas maiores percentagens de P-org na época de cheia, sendo possivelmente de origem alóctone ($C/N > 15,0$).

Nos sedimentos do Pantanal, as porcentagens das formas de fósforo variaram conforme o local em estudo, apresentando maiores variações sazonais nas baías (S6 e S7). O sedimento do ponto localizado no Rio Cuiabá (S5) apresentou porcentagem de fósforo semelhante nas frações P-Fe/Al, P-Ca e P-org na época seca, e maiores P-org (44,0 a 57,43%) na cheia, sendo este último característico de aporte de fósforo de origem difusa oriundos da bacia de drenagem.

Nos sedimentos das baías Antônio Alves (S6) e Corixão (S7) houve predomínio de fósforo nas frações P-Fe/Al e P-org nas duas épocas sazonais. Contudo no ponto S6 houve diminuição de P-org de 40,22 a 48,10% na seca para 20,69 a 27,15% na cheia. Semelhantemente ao observado nos sedimentos da lagoa Corixão (S7), cujo forma P-Fe/Al variou sazonalmente, com percentagens menores (27,02 a 37,10%) na cheia.

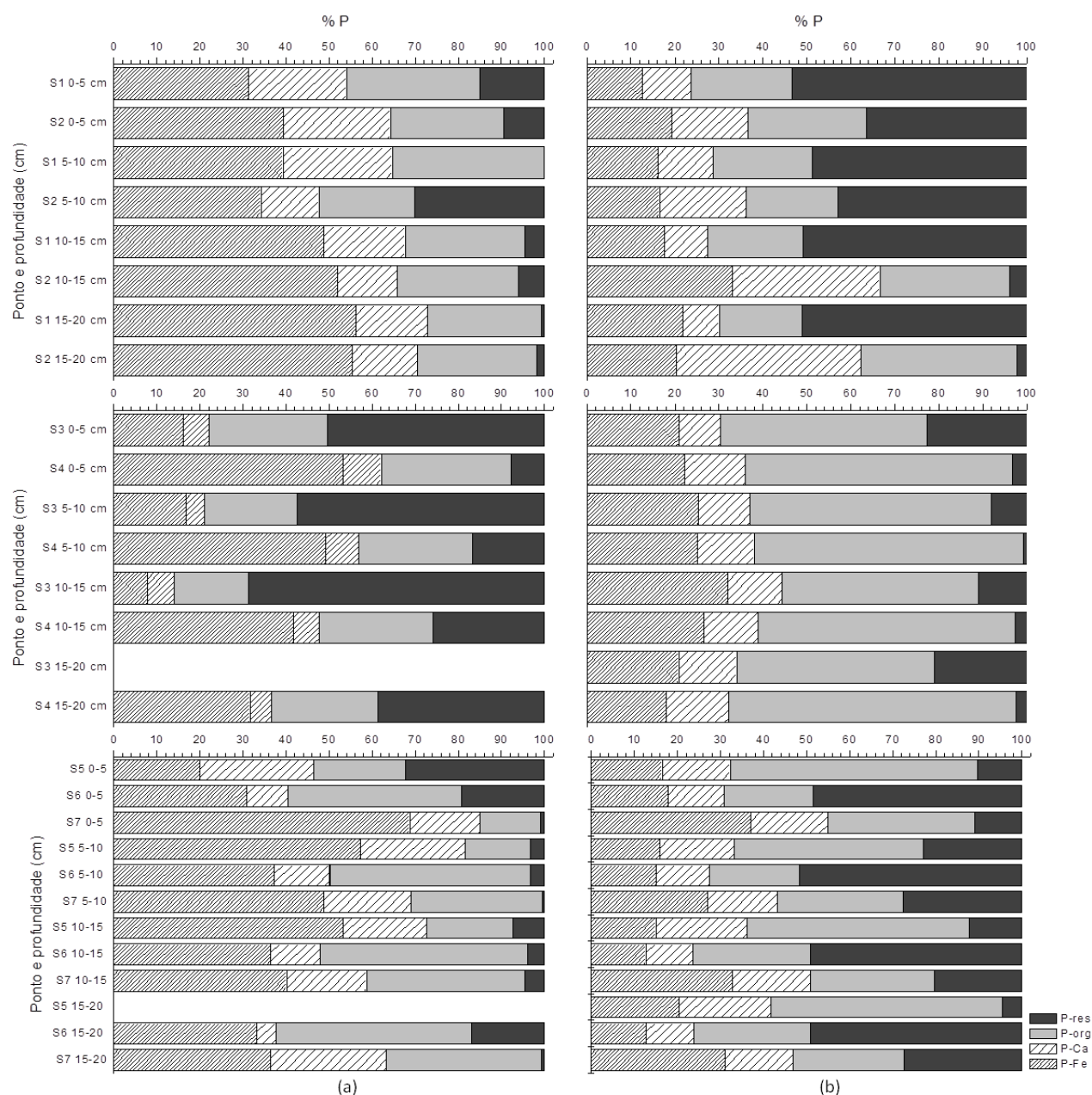


Figura 28 - Porcentagem (%) de fósforo nas frações P-Fe/Al, P-Ca e P-org nos perfis de sedimento nas épocas de seca (a) e cheia (b).

4.2.6 Fósforo total em perfis de sedimento de fundo

Na sub-bacia do rio Cuiabá, os teores de fósforo total (P-total) nos sedimentos, no ponto S1, variaram de $109,62 \pm 4,28$ a $221,97 \pm 13,47$ na seca e $159,87 \pm 4,91$ a $300,85 \pm 23,77$ mg kg⁻¹ na cheia, e estes teores aumentaram em profundidade, além de apresentarem significativas diferenças (ANOVA, $p < 0,05$)

entre as duas épocas sazonais, sendo estatisticamente maior na cheia (Figura 29). Essa diferença reflete a influência de fontes difusas ou natural no aporte de fósforo, pois esse local situa-se em uma região rural, predominantemente composta por vegetação natural, e com baixa densidade demográfica (LIBOS et al., 2003; MATO GROSSO, 2010).

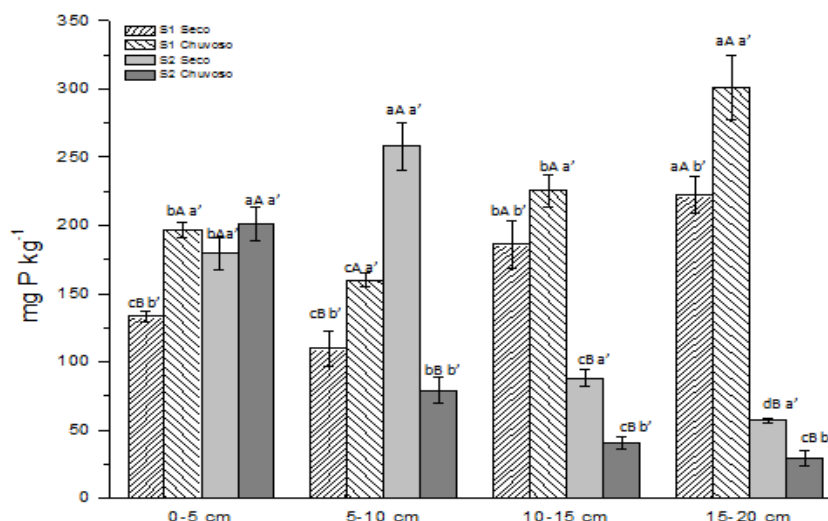


Figura 29 - Fósforo total (mg kg^{-1}) em perfis de sedimento da sub-bacia do rio Cuiabá nas épocas de seca e cheia.

^amédias, para mesmo ponto, período e profundidade diferente, seguidas de letra minúscula e iguais não diferem entre si a 5% de significância; ^Amédias, para mesma profundidade, período e entre pontos diferentes, seguidas de letra maiúscula e iguais não diferem entre si a 5% de significância; ^{a'}médias, para mesmo ponto, profundidade e períodos diferentes, seguidas de letra minúscula (a') e iguais não diferem entre si a 5% de significância).

Segundo Owens e Walling (2002), fósforo inorgânico dissolvido é uma das formas de fósforo presente em efluentes não tratados, e isto favorece a maior adsorção de fósforo às partículas de sedimento, acarretando, com isso, maiores teores de fósforo total a jusante de aglomerado urbano. Além disso, os efluentes constituem uma importante fonte de fósforo particulado para os corpos d'água. A incorporação de fósforo destas diversas formas provenientes de efluentes não tratados pode ser constatado nos sedimentos do ponto S2, a jusante do S1 e das cidades de Cuiabá/Várzea Grande, cujos teores de P-total foram estatisticamente (ANOVA, $p < 0,05$) maiores nas camadas superficiais do sedimento (0-5 e 5-10 cm), cujo, teores foram $179,23 \pm 11,45$ e $257,89 \pm 17,81 \text{ mg kg}^{-1}$ na época seca (Figura 24).

Este ponto a jusante sofre maior influência de fonte pontual (efluentes não tratados) do que a difusa (área agrícola), pois os teores de fósforo total foram iguais ou menores aos valores dos sedimentos a montante (S1), na época de cheia. E isto

é atribuído ao efeito de diluição pela mistura de partículas de sedimento suspenso contendo baixos teores de fósforo total na época de cheia (OWENS; WALLING, 2002; MARTÍNEZ-CARRERAS et al., 2012).

Os teores de P-total foram maiores nos sedimentos da sub-bacia do rio São Lourenço (Figura 30), e variaram de $490,09 \pm 36,70$ a $584,96 \pm 20,39$ mg kg^{-1} , quando comparado com os da sub-bacia do Rio Cuiabá (Figura 30), evidenciando que fonte difusa, principalmente de áreas agrícolas, pode estar contribuindo significativamente para o aporte de P neste corpo d'água. E este fato foi ratificado pelos valores, de maneira geral, significativamente maiores a jusante (S4), principalmente na época de cheia (Figura 30). Resultados semelhantes foram constatados por Liu et al. (2013) na Bacia do Rio Liao, China, em uma região predominantemente agrícola; cujo mediana dos valores de P-total em oitenta locais amostrados foi de $419,5$ mg kg^{-1} .

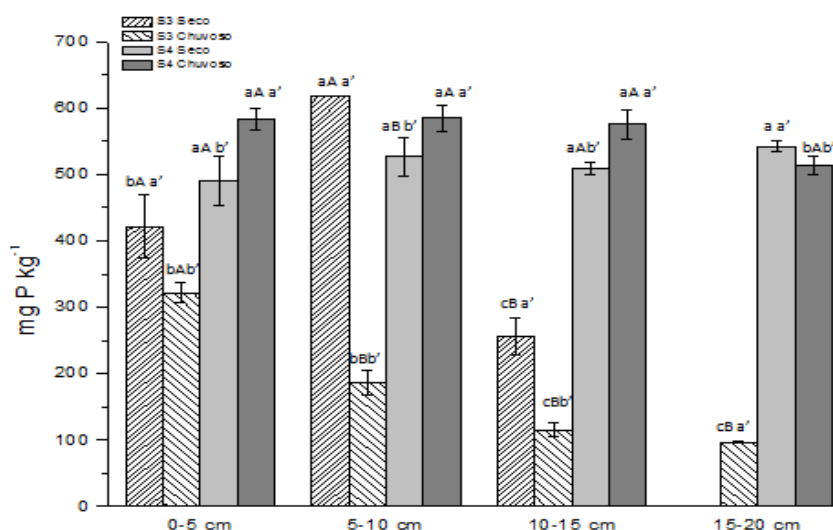


Figura 30 - Fósforo total (mg kg^{-1}) em perfis de sedimento da sub-bacia do rio São Lourenço nas épocas de cheia e seca.

^amédias, para mesmo ponto, período e profundidade diferente, seguidas de letra minúscula e iguais não diferem entre si a 5% de significância; ^Amédias, para mesma profundidade, período e entre pontos diferentes, seguidas de letra maiúscula e iguais não diferem entre si a 5% de significância; ^{a'}médias, para mesmo ponto, profundidade e períodos diferentes, seguidas de letra minúscula (a') e iguais não diferem entre si a 5% de significância).

De maneira geral, os teores de P-total no sedimento de fundo dos pontos estudados no Pantanal (S5, S6 e S7) foram maiores que os dos pontos a montante (S1) e a jusante (S2) de Cuiabá/Várzea Grande, nas duas épocas sazonais (Figura 31). E isto indica, possivelmente, baixa incorporação de fósforo; proveniente de lançamento de efluentes não tratados; no sedimento de fundo a jusante (S2) devido, provavelmente, o fato de ser um corpo d'água lótico e maior vazão ($828 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$ em

período mais chuvoso) (ZEILHOFER et al., 2006), dificulta a decantação de partículas finas de sedimento suspenso contendo fósforo.

Estes corpos d'água no Pantanal possuem gradiente hidráulico baixo (GIRARD et al., 2011) que facilita a decantação de partículas finas (PONCE, 1995; HAMILTON et al., 1996; HAMILTON et al., 1997) oriundas, principalmente, da região sob influência de fonte pontual (efluentes não tratados) na região mais alta da sub-bacia do rio Cuiabá. E isto é ratificado pela textura mais argilosa dos sedimentos nesta planície (Figura 23 - granulometria), e em contrapartida os sedimentos a jusante de Cuiabá/Várzea Grande possuem característica arenosa.

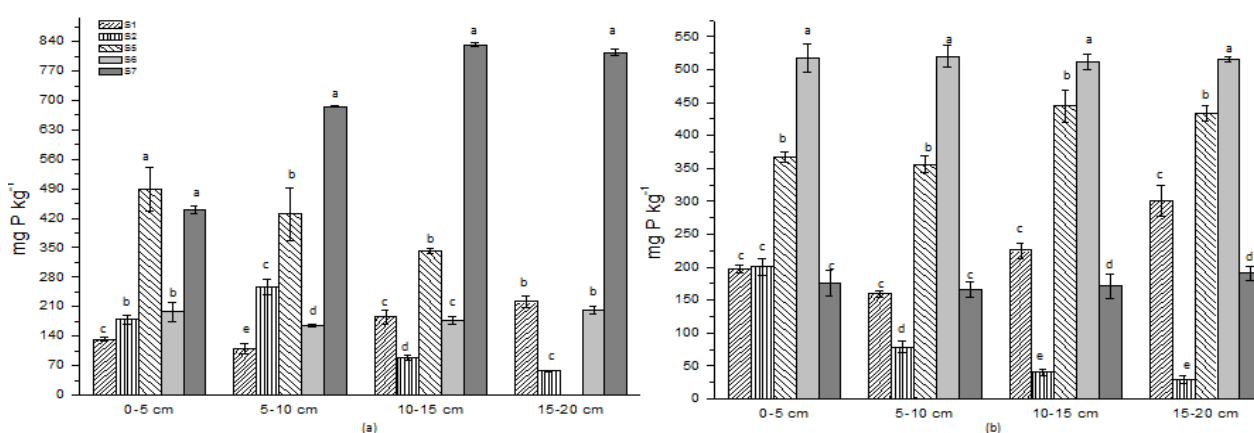


Figura 31 - Fósforo total (mg P kg^{-1}) na sub-bacia do rio Cuiabá (a montante e a jusante de Cuiabá (S1 e S2)) e no Pantanal (S5, S6 e S7) nas épocas seca (a) e cheia (b).

(^amédias, para mesmo ponto, período e profundidade diferente, seguidas de letra minúscula e iguais não diferem entre si a 5% de significância; ^Amédias, para mesma profundidade, período e entre pontos diferentes, seguidas de letra maiúscula e iguais não diferem entre si a 5% de significância; ^amédias, para mesmo ponto, profundidade e períodos diferentes, seguidas de letra minúscula (^a) e iguais não diferem entre si a 5% de significância).

Os teores de P-total nos sedimentos dos pontos S5 e S6 aumentaram na época de cheia (Figura 31 b) indicando que, além da influência de fonte pontual (efluentes domésticos não tratados), o fósforo provém também de fontes difusas presentes em torno do Pantanal e de outras sub-bacias, pois a planície do Pantanal é grande receptora de água das regiões de Planalto.

Na Tabela 5 consta concentrações de fósforo total em sedimento de fundo de corpos d'água sob influências de diversas fontes de contaminação, e em sua maioria são classificados como eutróficos. Comparando esses resultados com os obtidos no presente trabalho, principalmente para os locais a jusante de áreas urbanas e agrícolas, constata-se valores menores, contudo isso, provavelmente, deve-se as características hidrodinâmicas dos corpos d'água e, também, a estágios iniciais de poluição.

Tabela 5 – Fósforo total (mg kg^{-1}) em sedimento de fundo de corpos d'água sob influência de diversas fontes antrópicas

Local	Uso e ocupação ¹	N	P total (mg kg^{-1})	Referência
Rio Aire, UK	Muito U/I	3	3400-5900	OWES; WALLING (2002)
Calder, UK	U/I	1	4364	
Swale, UK	R/A	7	500-1500	
Lago Taihu, China	Muito U/I	2	700-1500	YUAN et al. (2014)
Lago Hongfeng, China	U/I	7	444-2475	ZHU et al. (2013)
Rio Daliao, China	A/U/I	6	479-1202	LIN et al. (2009)
Rio Liao, China	R/A	80	419,5 ^a	LIU et al. (2013)

¹ Muito U/I: muito urbanizada/Industrializada; U/I: Urbanizada/Industrializada; R/A: Rural/Agrícola; A/U/I: Agrícola/urbanizada/indústria; ^a valor da mediana

4.2.7 Correlações entre as formas de fósforo e as propriedades químicas e granulométricas dos perfis de sedimento de fundo

As concentrações de fósforo nas formas P-Fe/Al, P-Ca, P-inorg e P-org apresentaram correlação positiva e significativa com a de P-total nos sedimentos de fundo da sub-bacia do rio Cuiabá e Pantanal Matogrossense (Tabelas 6 e 8). Estes resultados indicam que estas formas químicas podem ser usadas para avaliar o nível de poluição por fósforo nesses corpos d'água (JIANG et al., 2011).

A forma P-Ca nos sedimentos da sub-bacia do rio Cuiabá reflete a influência do tipo de material de origem (calcário) presente nessa região, e isto é evidenciado pela correlação positiva entre esta fração e os teores de Ca, Mg e K, bem como a CTC (Tabela 6), além da correlação negativa com C/PT, ou seja, indicando relação positiva entre P-Ca e P-total. A correlação significativa entre a fração P-Ca e Ca ($r=0,772$; $p<0,05$) ratifica a elevada contribuição da sub-bacia nos teores de fósforo nesta fração; devido à presença de jazida de calcário no curso alto do rio Cuiabá. Segundo Han et al. (2011), essa correlação é muito influenciada pela fonte de origem do P-Ca do que pelo processo sedimentar recente.

As propriedades e as formas de fósforo no sedimento de fundo da sub-bacia do rio São Lourenço evidenciam a influência de áreas agrícolas nesses corpos d'água. E isto é constatado pela correlação positiva de P-Fe/Al e P-Ca com P-org, C

e N (Tabela 7), sendo estes três últimos geralmente mais elevados devido à incorporação de água superficial de áreas agrícolas. Evans et al. (2014) que constaram forte correlação ($r > 0,84$) entre nitrogênio orgânico na água e porcentagem de área destinada a agricultura ao longo do rio Calapooia (Ontario, USA). Outros parâmetros que evidenciam essa incorporação são as correlações positivas entre P-total, argila, Ca, K, CTC e a fração P-org, além da relação C/N elevada (> 15), sendo estes característicos de corpos d'água que recebem bastante contribuição alóctone (ou fontes difusas).

No Pantanal Matogrossense, de maneira geral, as formas de fósforo nos sedimentos, exceto o P-Ca e P-residual, apresentaram correlação significativa e positiva com NT, principalmente a fração P-Fe/Al ($r = 0,78$, $p < 0,01$) (Tabela 8). E isso, provavelmente, deve-se ao efeito que nitrogênio/ NO_3^- exerce na disponibilidade de P em sedimentos anóxicos, pois o ferro permanece oxidado e com isso aumenta a capacidade de sorção de PO_4^{3-} nestes sedimentos (YUAN et al., 2014). É provavelmente por isso que esses ambientes ainda não atingiram o estado eutrofizado, mesmo apresentando teores elevados de P total no sedimento de fundo. Contudo, esses teores tanto em sedimento de fundo como na água necessitam ser avaliados temporalmente, pois o fósforo no sedimento encontra-se principalmente em frações dinâmicas e potencialmente biodisponível (P-Fe/Al e P-org).

Sedimentos com características granulométricas diferentes refletem diferenças na composição química e na estabilidade de decomposição microbial, consequentemente, também, possuem diferentes capacidades de adsorção de fósforo. O nível de poluição é maior na fração mais fina do sedimento, e essa diferença na distribuição de partículas resulta em diferenças significativas no ciclo biogeoquímico do sedimento (HUO et al., 2011; ZHU et al., 2013). Estes fatores são importantes na dinâmica do fósforo nos sedimentos da sub-bacia do rio São Lourenço e Pantanal Matogrossense, cujas frações de fósforo, bem como o P total, correlacionaram significativamente com o teor de argila (partículas finas), ratificando a importância dessas partículas na retenção e os teores maiores de fósforo observados nestes locais em estudo. Este fato também foi reportado em outros estudos (GIREESHKUMAR et al., 2013; ANDRIEUX-LOYER, AMINOT, 2001; LIU et al., 2002; ZHOU et al. 2005), confirmando a importância de partículas finas (argila e silte) na fixação de fósforo em sedimentos.

Tabela 6 - Coeficientes de correlações de Pearson entre as espécies de fósforo e as propriedades químicas e granulométricas dos perfis de sedimento dos pontos à montante e jusante de Cuiabá/Várzea Grande (sub-bacia do rio Cuiabá)

	P-Al/Fe	P-Ca	P-in.	P-org	P-total	P-res	Silte_	Argila	Areia	pH	Ca	Mg	K	CTC	Pdisp	C	NT	C/N	C/PT	N/PT
P-Al/Fe	1																			
P-Ca	0,664	1																		
P-in.	0,975*	0,814**	1																	
P-org	0,851*	0,898*	0,929*	1																
P-total	0,861*	0,807**	0,910*	0,954*	1															
P-res	0,226	0,313	0,268	0,458	0,639	1														
Silte_	0,644	0,304	0,591	0,484	0,375	-0,235	1													
Argila	0,689	0,571	0,706**	0,634	0,450	-0,308	0,901*	1												
Areia	-0,691	-0,521	-0,692	-0,611	-0,441	0,297	-0,940*	-0,995*	1											
pH	0,306	0,529	0,396	0,550	0,343	-0,045	0,655	0,746**	-0,739**	1										
Ca	0,369	0,772**	0,517	0,662	0,441	-0,045	0,553	0,761**	-0,727**	0,866*	1									
Mg	0,401	0,743**	0,533	0,587	0,335	-0,309	0,542	0,823**	-0,774**	0,782**	0,933*	1								
K	0,364	0,812**	0,525	0,645	0,476	0,046	0,468	0,672	-0,638	0,826**	0,927*	0,869*	1							
CTC	0,422	0,773**	0,558	0,640	0,398	-0,212	0,569	0,826**	-0,782**	0,824**	0,970*	0,992*	0,902*	1						
Pdisp	0,749**	0,297	0,671	0,490	0,612	0,264	0,317	0,213	-0,241	-0,113	-0,115	-0,081	-0,064	-0,073	1					
C	0,046	-0,142	-0,006	-0,075	0,209	0,610	-0,465	-0,641	0,613	-0,666	-0,649	-0,730**	-0,459	-0,706**	0,526	1				
NT	-0,109	-0,104	-0,116	-0,140	0,125	0,602	-0,639	-0,742**	0,732**	-0,721**	-0,606	-0,689	-0,415	-0,669	0,328	0,958*	1			
C/N	-0,303	-0,453	-0,371	-0,465	-0,211	0,306	-0,646	-0,823**	0,797**	-0,802**	-0,832*	-0,838*	-0,644	-0,850*	0,294	0,905*	0,896*	1		
C/PT	-0,491	-0,793**	-0,617	-0,793**	-0,586	-0,100	-0,476	-0,721**	0,678	-0,827**	-0,910*	-0,858*	-0,785**	-0,894*	0,006	0,604	0,596	0,833*	1	
N/PT	-0,473	-0,682	-0,571	-0,730**	-0,508	-0,005	-0,556	-0,760**	0,727**	-0,881*	-0,872*	-0,837*	-0,731**	-0,867*	-0,015	0,665	0,700	0,856*	0,977*	1

* correlação significativa ao nível de 1% ($p < 0,01$); ** correlação significativa ao nível de 5% ($p < 0,05$)

Tabela 7 - Coeficientes de correlações de Pearson entre as espécies de fósforo e as propriedades químicas e granulométricas dos perfis de sedimento dos pontos da sub-bacia do rio São Lourenço

	P-Al/Fe	P-Ca	P-in.	P-org	P-total	P-res	Silte_	Argila	Areia	pH	Ca	Mg	K	CTC	Pdisp	C	NT	C/N	C/PT	N/PT
P-Al/Fe	1																			
P-Ca	0,934*	1																		
P-in.	0,999*	0,945*	1																	
P-org	0,791**	0,799**	0,796**	1																
P-total	0,559	0,531	0,560	0,882*	1															
P-res	-0,652	-0,632	-0,654	-0,156	0,255	1														
Silte_	0,661	0,474	0,647	0,601	0,599	-0,188	1													
Argila	0,740**	0,598	0,731**	0,813**	0,737**	-0,190	0,934*	1												
Areia	-0,711**	-0,543	-0,700	-0,716**	-0,677	0,192	-0,984*	-0,982*	1											
pH	0,867*	0,781**	0,864*	0,665	0,437	-0,610	0,852*	0,849*	-0,865*	1										
Ca	0,869*	0,766**	0,864*	0,930*	0,805**	-0,288	0,819**	0,950*	-0,898*	0,828**	1									
Mg	0,055	0,115	0,061	0,445	0,777**	0,659	0,300	0,305	-0,308	0,015	0,302	1								
K	0,574	0,557	0,575	0,908*	0,880*	0,096	0,702	0,879*	-0,802**	0,602	0,880*	0,541	1							
CTC	0,584	0,552	0,585	0,854*	0,980*	0,216	0,706	0,789**	-0,759**	0,536	0,816**	0,797**	0,882*	1						
Pdisp	0,941*	0,877*	0,940*	0,842*	0,574	-0,594	0,693	0,831*	-0,773**	0,863*	0,925*	0,004	0,720**	0,587	1					
C	0,885*	0,959*	0,897*	0,609	0,310	-0,766**	0,324	0,404	-0,369	0,696	0,593	-0,064	0,314	0,335	0,788**	1				
NT	0,888*	0,956*	0,900*	0,667	0,424	-0,661	0,458	0,519	-0,496	0,742**	0,671	0,081	0,453	0,471	0,830**	0,966*	1			
C/N	-0,106	-0,107	-0,106	-0,491	-0,667	-0,473	-0,567	-0,607	0,596	-0,254	-0,490	-0,677	-0,781**	-0,718**	-0,288	0,100	-0,139	1		
C/PT	0,493	0,588	0,504	0,000	-0,346	-0,897*	-0,100	-0,126	0,115	0,369	0,025	-0,532	-0,308	-0,308	0,355	0,779**	0,662	0,575	1	
N/PT	0,586	0,674	0,597	0,111	-0,204	-0,869*	0,078	0,035	-0,058	0,485	0,164	-0,398	-0,139	-0,138	0,480	0,842*	0,796**	0,332	0,957*	1

* correlação significativa ao nível de 1% ($p < 0,01$); ** correlação significativa ao nível de 5% ($p < 0,05$)

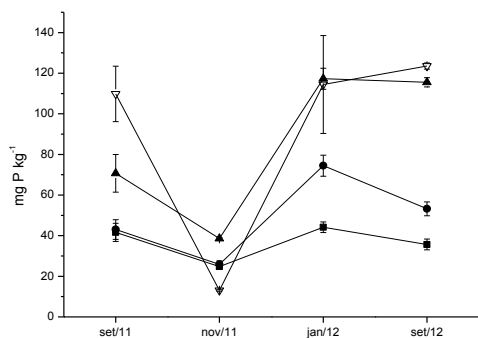
Tabela 8 - Coeficientes de correlações de Pearson entre as espécies de fósforo e as propriedades químicas e granulométricas dos perfis de sedimento de alguns pontos no Pantanal Matogrossense

	P-Al/Fe	P-Ca	P-inorg	P-org	P-total	P-res	Silte_	Argila	Areia	pH	Ca	Mg	K	CTC	Pdisp	C	NT	C/N	C/PT	N/PT
P-Al/Fe	1																			
P-Ca	0,761*	1																		
P-inorg	0,968*	0,900*	1																	
P-org	0,748*	0,797*	0,812*	1																
P-total	0,860*	0,953*	0,948*	0,901*	1															
P-res	-0,403	0,128	-0,221	-0,143	0,022	1														
Silte_	0,433	0,242	0,385	-0,199	0,167	-0,149	1													
Argila	0,938*	0,815*	0,947*	0,677**	0,851*	-0,270	0,540	1												
Areia	-0,885*	-0,728**	-0,878*	-0,485	-0,735*	0,262	-0,736*	-0,967*	1											
pH	-0,424	-0,350	-0,421	-0,410	-0,424	0,091	-0,009	-0,348	0,283	1										
Ca	0,180	0,372	0,265	-0,197	0,194	0,336	0,768*	0,297	-0,470	-0,097	1									
Mg	-0,253	0,112	-0,127	-0,312	-0,158	0,189	0,292	-0,010	-0,080	0,220	0,533	1								
K	0,210	0,216	0,225	0,174	0,319	0,424	0,045	0,163	-0,145	-0,081	0,056	-0,560	1							
CTC	-0,064	0,268	0,061	-0,281	0,004	0,269	0,549	0,150	-0,286	0,097	0,814*	0,923*	-0,361	1						
Pdisp	0,794*	0,531	0,740*	0,508	0,553	-0,665**	0,403	0,696**	-0,682**	-0,417	0,218	0,049	-0,329	0,163	1					
C	0,772*	0,486	0,707**	0,594	0,612**	-0,444	0,241	0,552	-0,517	-0,496	0,099	-0,482	0,079	-0,262	0,760*	1				
NT	0,781*	0,585	0,752*	0,682**	0,691**	-0,376	0,178	0,576	-0,517	-0,502	0,101	-0,437	0,084	-0,230	0,751*	0,988*	1			
C/N	-0,683**	-0,773*	-0,759*	-0,763*	-0,794*	0,079	-0,087	-0,560	0,477	0,423	-0,187	0,266	-0,200	0,083	-0,551	-0,804*	-0,880*	1		
C/PT	-0,493	-0,775*	-0,633**	-0,481	-0,722*	-0,443	-0,285	-0,668**	0,624**	0,097	-0,420	-0,263	-0,355	-0,388	-0,137	0,007	-0,066	0,247	1	
N/PT	0,015	-0,281	-0,100	-0,055	-0,216	-0,548	-0,051	-0,229	0,200	-0,174	-0,173	-0,379	-0,266	-0,344	0,313	0,565	0,518	-0,347	0,801*	1

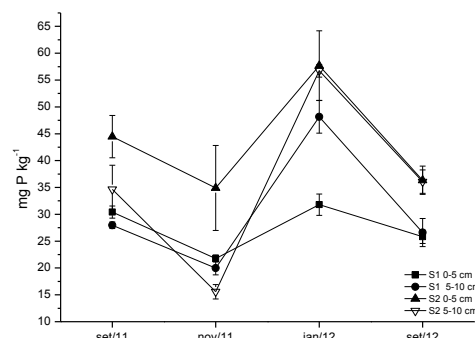
* correlação significativa ao nível de 1% ($p < 0,01$); ** correlação significativa ao nível de 5% ($p < 0,05$)

4.2.8 Variabilidade temporal e espacial das formas químicas de fósforo

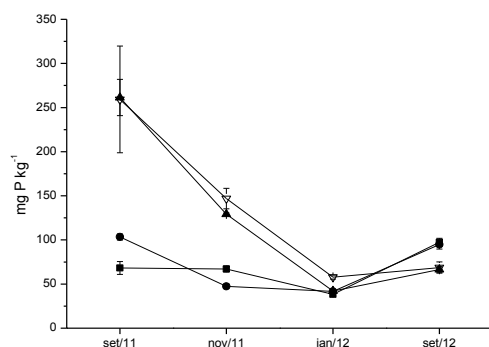
A variabilidade temporal e espacial dos teores de P-Fe/Al e P-Ca nos perfis de sedimento da sub-bacia do rio Cuiabá, do rio São Lourenço e Pantanal encontram-se na Figura 32.



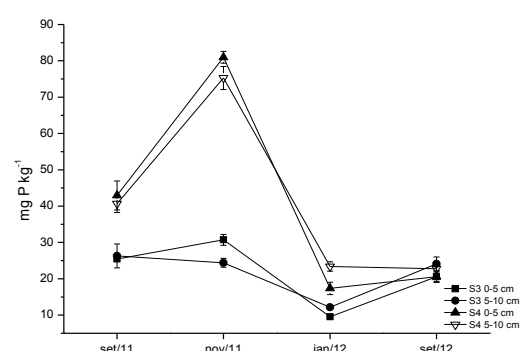
(1a)



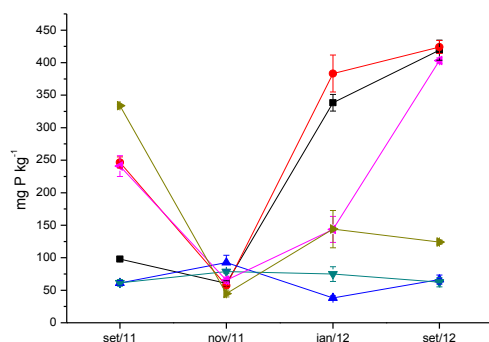
(1b)



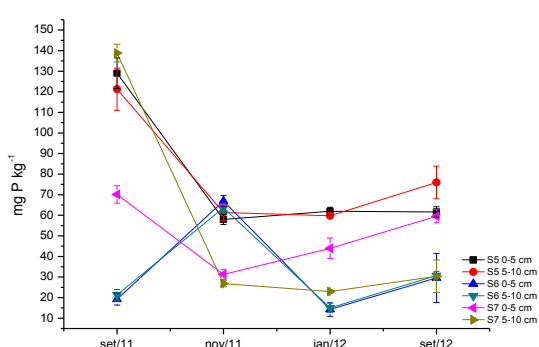
(2a)



(2b)



(3a)



(3b)

Figura 32 - Variabilidade temporal e espacial dos teores de P-Fe/Al (a) e P-Ca (b) em sedimentos de fundo das sub-bacias dos Rios Cuiabá (1), São Lourenço (2) e Pantanal Matogrossense (3), nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm.

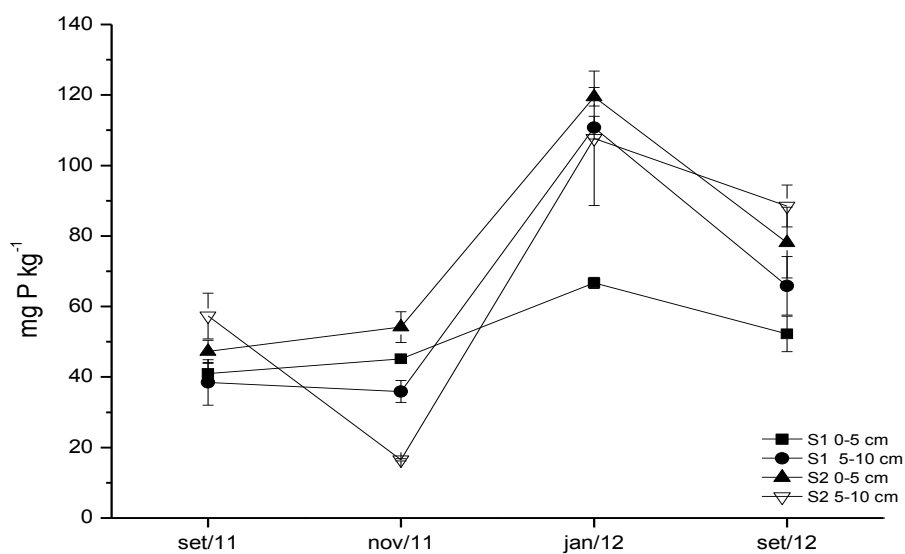
De maneira geral, houve efeito sazonal nos teores das formas de P-Fe/Al e P-Ca (Figura 32) nas sub-bacias estudadas e no Pantanal Matogrossense. Os teores de P-Fe/Al (Figuras 32-1a, 2a e 3a) diminuíram consideravelmente no mês do início da época de cheia (novembro/2011) nos locais estudados. Isto, provavelmente, ocorreu devido à diminuição do potencial redox na coluna d'água subjacente ao sedimento de fundo provocado pelas primeiras chuvas do período.

Essa diminuição ocorreu por causa da incorporação de grande quantidade de material orgânico que favorece o consumo de oxigênio dissolvido da água intersticial e próximo ao sedimento, fato também relatado por Calheiros e Ferreira (1996) no Pantanal sul matogrossense. Posteriormente, os teores aumentaram no segundo mês da época de cheia, exceto na sub-bacia do rio São Lourenço (Figura 32-2a), possivelmente por causa do aumento de oxigênio e, em seguida, estabilizando no mês de seca (setembro/2012).

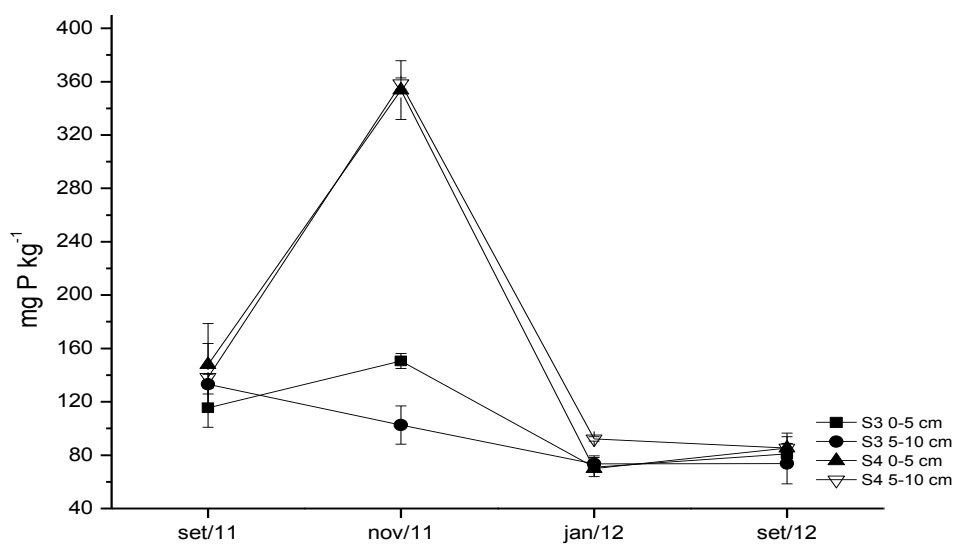
Na sub-bacia do rio São Lourenço, os teores de P-Ca aumentaram consideravelmente no mês de novembro/2011 (Figura 32-2b), provavelmente devido a incorporação de sedimento contendo fosfato de cálcio proveniente do escoamento superficial de água de áreas agrícolas adjacentes a essa sub-bacia. Nos próximos meses (janeiro/2012 e setembro/2012) os teores diminuíram, possivelmente, devido ao efeito de diluição.

Os teores de P-org nos sedimentos, nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm, variaram sazonalmente nos locais estudados (Figura 33 a e b; Figura 34). Na sub-bacia do rio Cuiabá houve diminuição de P-org em sedimento no mês de novembro/2011 com aumento e estabilização nos meses de janeiro/2012 e setembro/2012 (Figura 33 a), evidenciando possivelmente maior mineralização da matéria orgânica no primeiro mês da época de cheia.

Tendência diferente foi observada nos sedimentos dos pontos da sub-bacia do rio São Lourenço (Figura 33 b), com teores maiores de P-org no início das chuvas (novembro/2011), principalmente a jusante (S4), devido provavelmente a incorporação de material orgânico de origem autóctone (áreas agrícolas), ratificando influência de fonte difusa no aporte de fósforo. Steinman et al. (2009) também obtiveram teores elevados de fósforo total em sedimento da sub-bacia de Black Creek no Michigan-USA, atribuindo a esse fato a influência do uso da terra, predominantemente agrícola, na maior incorporação de fósforo nesta região.



(a)



(b)

Figura 33 - Variabilidade temporal e espacial dos teores de P-org em sedimentos de fundo das sub-bacias dos rios Cuiabá (a) e São Lourenço (b), nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm.

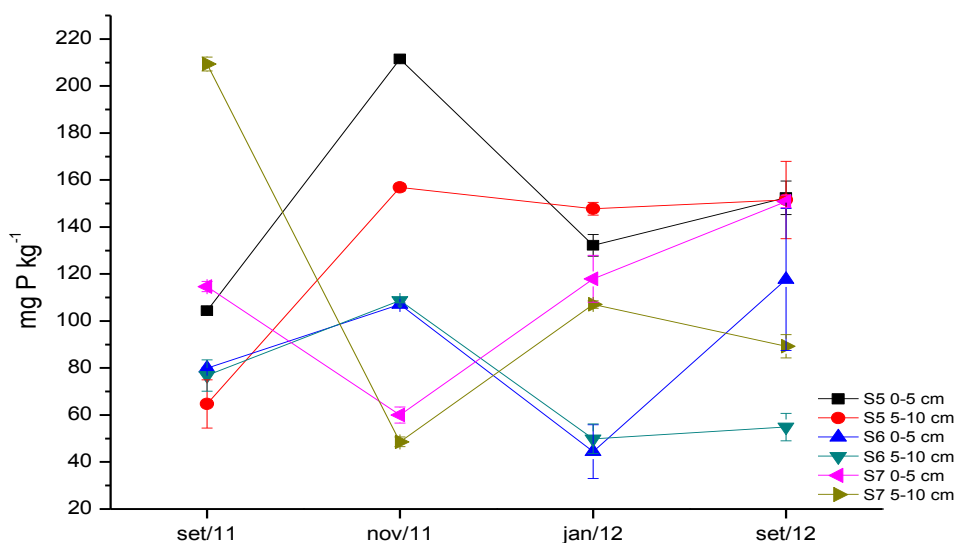


Figura 34 - Variabilidade temporal e espacial dos teores de P-org em sedimentos de alguns locais no Pantanal Matogrossense, nas profundidades de 0-5 e 5-10 cm.

4.2.9 Análise de Componentes Principais

A Análise de Componentes Principais (PCA) é utilizada com a finalidade básica de redução de dados a partir de combinações lineares das variáveis originais, permitindo a extração de uma quantidade maior de informações a partir de muitas variáveis analisadas simultaneamente (SENA et al., 2000; ZHU et al., 2013).

A PCA das frações de fósforo e parâmetros químicos/granulométricos foi realizada para verificar os processos e variáveis que influenciam o fósforo nas diversas frações nos sedimentos de fundo nas regiões em estudo. As variáveis estudadas explicam 62,93% da distribuição observada, sendo 38,27% pelo componente 1 (PCA 1) e 24,66% pelo componente 2 (PCA 2) (Figura 35).

A PCA 1 evidenciou diferenças entre o grupo de pontos S4, S5 e S7 em relação aos pontos S1, S2, S3 e S6, devido principalmente às maiores concentrações de fósforo na fração P-inorg, P-org e P-total nos pontos do primeiro grupo. E isto reflete, principalmente, a influência de áreas agrícolas no aporte de fósforo a jusante de Rondonópolis (S4), e possivelmente de efluentes domésticos, proveniente da parte alta da sub-bacia do rio Cuiabá, nas concentrações maiores de fósforo na planície Pantaneira (S5 e S6). As variáveis argila, silte, C, N, P-total, P-

orgânico (P-org) e P-inorgânico (P-inorg) apresentaram forte correlação positiva entre si, e correlação negativa com areia. Isto indica que a variabilidade das concentrações de P-total, P-org e P-inorg são controladas principalmente pela textura e quantidade de material orgânico dos sedimentos nos pontos S4, S5 e S7.

Além destas, outras variáveis também contribuíram para essa diferenciação como P-Ca, silte, argila, C, N e N/PT, sendo maiores nos sedimentos dos pontos S4, S5 e S7 e menores nos S1, S2, S3 e S6. O P-total correlacionou positivamente com P-inorg, P-org e N.

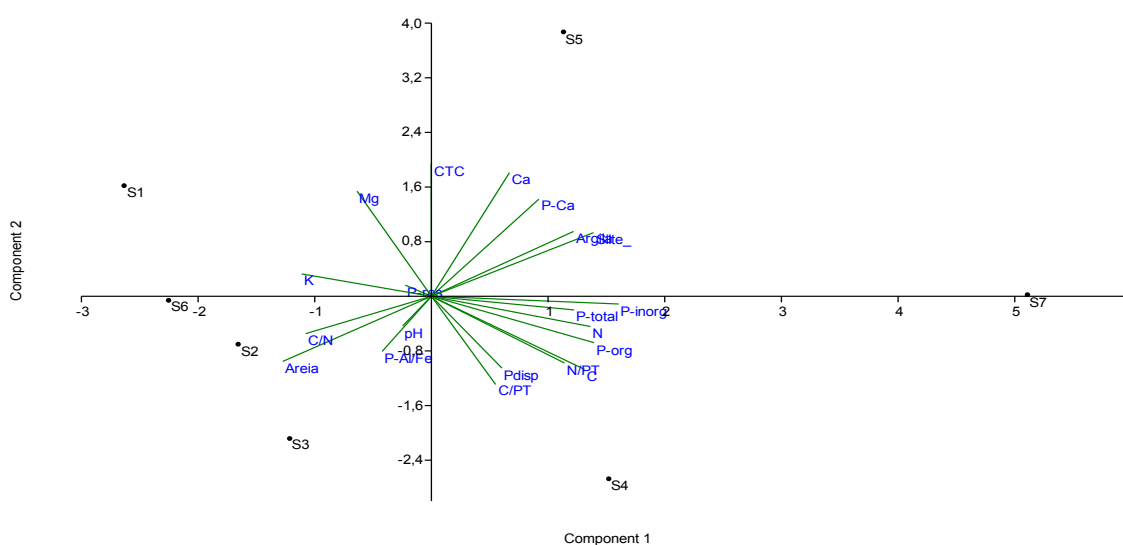


Figura 35 - Análise de componentes principais das variáveis estudadas

A PCA 2 separou os sedimentos dos pontos S1 e S5 dos demais pontos evidenciando diferenças em relação principalmente às propriedades químicas e aos teores de P-Ca, além de indicar bastante semelhança, também, entre os sedimentos dos pontos S2, S6 e S7. Ou seja, houve evidência de semelhança entre as propriedades dos sedimentos dos pontos S1 e S2 com as dos pontos do Pantanal (Figura 35).

Os parâmetros P-Ca, Ca, Mg e CTC são os principais que diferenciam os sedimentos desses pontos em estudo, refletindo as características do material de origem. Os parâmetros P-Ca, argila e silte possuem correlação inversa em relação ao P-Fe/Al, C/N e areia para os pontos S6, S5 e S2 (Figura 35).

Baseado nas propriedades químicas e espécies de fósforo (P-Fe/Al, P-Ca, P-org e P-total) nos sedimentos de fundo, os locais estudados foram agrupados

conforme as semelhanças de acordo com o agrupamento hierárquico de Cluster (Figura 36). Os sedimentos dos locais situados na sub-bacia do rio São Lourenço (S3 e S4) apresentaram semelhança com os da sub-bacia do rio Cuiabá (S1 e S2), e pouca semelhança com os sedimentos dos pontos localizados no Pantanal (S5, S6 e S7), fato esperado, pois estes pontos não sofrem influência direta da sub-bacia do rio São Lourenço.

Os sedimentos dos pontos no Pantanal apresentaram maior semelhança como os dos pontos S1 e S2, exceto o ponto S7, indicando que estes locais possuem sedimentos com propriedades semelhantes, ou seja, estes locais no Pantanal recebem influência direta da sub-bacia do rio Cuiabá.

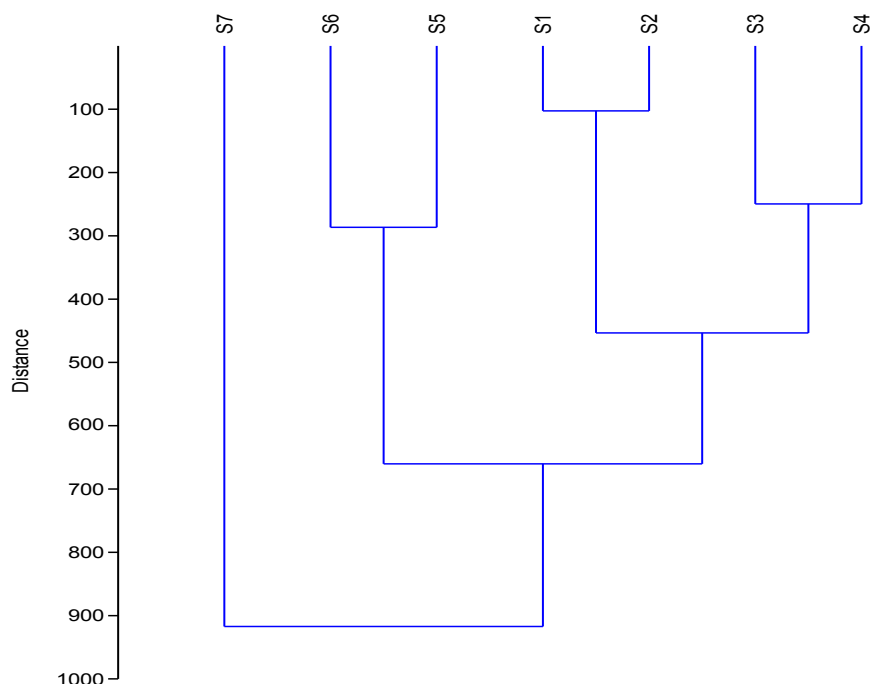


Figura 36 - Agrupamento hierárquico de Cluster obtido utilizando Método de Ward como algoritmo de agrupamento e quadrado da distância euclidiana como medida de distância.

5 CONCLUSÕES

De acordo com os resultados de PCA das propriedades físico-químicas das amostras de água avaliadas conclui-se que os rios localizados no curso alto da sub-bacia do rio Cuiabá sofrem influência, principalmente, de fonte difusa no aporte de nutrientes para esses corpos d'água (cloreto, sulfato, nitrato), fato evidenciado pelos maiores teores desses ânions no período de cheia. Na região do curso médio do rio Cuiabá há forte influência de fonte pontual devido os valores maiores de DBO, sulfato, nitrato e cloreto, no período de seca, nas amostras de água a jusante do maior aglomerado urbano do estado. As propriedades físico-químicas da água dos corpos d'água da planície pantaneira (Pantanal matogrossense) são fortemente influenciadas pelo tipo de uso e ocupação do solo no entorno ao Pantanal e, também, nas regiões mais altas da sub-bacia do rio Cuiabá. Na sub-bacia do rio São Lourenço, a principal contaminação e origem difusa, fato confirmado pelo PCA2 em que se observa forte relação entre pluviosidade e teores de sulfato, DBO e condutividade elétrica. Isto reflete a flutuação da descarga ao longo dessa sub-bacia devido o carreamento de água superficial de áreas agrícolas no período de chuva, contendo material orgânico e sedimentos (com resíduos de fertilizantes).

As concentrações de fósforo total em amostras de água na região do curso médio do rio Cuiabá, a jusante de Cuiabá/Várzea Grande, variaram de $33,51 \pm 0,75$ a $49,62 \pm 4,24 \mu\text{g L}^{-1}$, ratificando a forte influência de lançamento de efluentes domésticos não tratados. Na planície Pantaneira matogrossense, as concentrações de fósforo total foram maiores e acima do recomendado (CONAMA 357/2005), principalmente nas baías no período seco, evidenciando fragilidade desses sistemas quanto à influência de fontes pontual e difusa de poluição. Na sub-bacia do rio São Lourenço, as concentrações de fósforo total, a jusante de áreas agrícolas e aglomerado urbano, variaram de $68,58 \pm 3,86$ a $98,50 \pm 4,48 \mu\text{g L}^{-1}$, apresentando pouca variação entre os períodos sazonais, indicando que essa sub-bacia sofre influência de duas fontes de poluição (pontual e difusa).

As concentrações de clorofila-a em amostras de água foram baixas em ambas as sub-bacias, e também nas baías Pantaneira, e isto se deve a baixa produção primária, evidenciando que esses corpos d'água ainda estão conseguindo

reequilibrar quanto à produção primária apesar do aporte crescente de fósforo, tendo em vista a autodepuração desses corpos d'água.

Os índices do estado trófico médio dos corpos d'água das sub-bacias em estudo, de maneira geral, variaram de ultraoligotrófico a oligotrófico, exceto nos locais a jusante de áreas urbanas e agrícolas, e também nas baías da planície Pantaneira, classificados em mesotróficos, e também, com valores próximos a eutrófico no período de seca.

A variabilidade espacial de fósforo total em perfis de sedimento de fundo foi observada nas duas sub-bacias em estudo, com concentrações maiores a jusante de fontes de poluição. A jusante de Cuiabá/Várzea Grande, as concentrações foram maiores nas camadas superficiais (0-5 e 5-10 cm) no período de seca, ratificando incorporação de fósforo devido ao lançamento de efluentes domésticos. Na sub-bacia do rio São Lourenço houve forte influência de fonte difusa no aporte de fósforo para o sedimento, pois as concentrações de fósforo no sedimento foram maiores a jusante de áreas agrícolas, principalmente na época de seca. No Pantanal, devido concentrações maiores de fósforo em relação aos pontos da sub-bacia do rio Cuiabá, pode estar ocorrendo acúmulo desse elemento no sedimento de fundo.

As formas P-Fe/Al e P-org foram predominantes nos sedimentos das sub-bacias em estudo, contudo a concentração de P-Fe/Al foi maior a jusante de Cuiabá/Várzea Grande, no período de seca, favorecido pelo lançamento de efluentes domésticos rico em fosfato dissolvido, e a jusante de áreas agrícolas houve maiores concentrações de P-org, no período de cheia, devido a incorporação de material devido à escoamento de água superficial dessas áreas. Nas baías pantaneiras também houve predomínio de fósforo nas frações P-Fe/Al e P-org, nas duas épocas sazonais. Ou seja, o fósforo nos sedimentos dos locais estudados encontra-se em frações dinâmicas e potencialmente biodisponível, podendo, dependendo das condições químicas, serem fontes desse elemento para o corpo d'água; e isto pode ser crítico em um ambiente com característica mais lânticas, que é o caso das baías no Pantanal matogrossense.

Os resultados obtidos, e a continuidade de estudos futuros, poderão fornecer subsídios para políticas públicas associadas à preservação do Pantanal, pois subsidia informação em relação ao aporte de fósforo nessas sub-bacias, bem como

no Pantanal, a partir do diagnóstico da influência do uso e ocupação do solo nessa região.

REFERÊNCIAS

- ABDEL-SATAR, A. M.; SAYED, M. F. Sequential fractionation of phosphorus in sediments of El-Fayum lakes-Egypt. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 169, p. 169-178, 2010.
- AHLGREN, J.; REITZEL, K.; TRANVIK, L.; GOGOLL, A.; RYDIN, E. Degradation of organic phosphorus compounds in anoxic Baltic Sea sediments: a ³¹P-NMR study. **Limnology and Oceanography**, v. 51, p. 2341-2348, 2006.
- ALI, S. M.; SABAE, S. Z.; FAYEZ, M.; MONIB, M.; HEGAZI, N. A. The influence of agro-industrial effluents on River Nilo pollution. **Journal of Advanced Research**, v. 2, p. 85-95, 2011.
- ALVARENGA, S. M. **Estudo geomorfológico aplicado à bacia do Alto Rio Paraguai e Pantanaís Mato-grossenses**. In: Boletim Técnico. Projeto RADAMBRASIL. Salvador, 1984. pp.89-183.
- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the analysis of water and wastewater**. 22th ed. Washington, DC, 2012.
- ANDERSEN, J. M. In ignition method for determination of total phosphorus in lake sediments. **Water Research**, v. 10, p. 329-331, 1976.
- ANDRADE, N. L. R.; XAVIER, F. V.; ALVES, E. C. R. F.; SILVEIRA, A.; OLIVEIRA, C. U. R. Caracterização morfométrica e pluviométrica da bacia do Rio Manso-MT. **Geociência**, v. 27, n. 2, p. 237-248, 2008.
- ANDRIEUX-LOYER, F.; AMINOT, A. Phosphorus forms related to sediment grain size and geochemical characteristics in French coastal areas. **Estuarine Coastal and Shelf Science**, v. 52, p. 617-629, 2001.
- ARAÚJO, G. C. **Padrões espaciais da qualidade da água na Bacia do Rio Cuiabá e Rio São Lourenço-Mato Grosso**. 2011. 94 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) - Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2011.
- BENGRINE, K.; MARHABA, T. F. Using principal component analysis to monitor spatial e temporal changes in water quality. **Journal of Hazardous Material**, v. B100, p. 179-195, 2003.
- BLEICH, M. E.; SILVEIRA, R. M. L.; NOGUEIRA, F. M. B. Limnological patters in northern Pantanal lagoons. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, n. 3, p. 755-764, 2009.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Secretário dos Recursos Hídricos. **Caderno da Região Hidrográfica do Paraguai**. Brasília, DF, 2006. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/161/_publicacao/161_publicacao03032011023853.pdf>. Acesso em: 13 set. 2013.

BROSTROM, B.; ANDERSEN, J. M.; FLEISHER, S.; JANSOMN, M. Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. **Hydrobiologia**, v. 170, p. 229-244, 1988.

BUCCI, M. H. S.; OLIVEIRA, L. F. C. Índices de qualidade da água e de estado trófico na represa Dr. João Penido (Juiz de Fora, MG). **Ambiente e Água: an Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 9, n. 1, p. 130-148, 2014.

CALHEIROS, D. F.; FERREIRA, C. J. A. Alterações limnológicas no rio Paraguai ("dequada") e o fenômeno natural de mortandade de peixes no Pantanal Mato-Grossense - MS. **Boletim de Pesquisa/EMBRAPA Centro de Pesquisa Agropecuária do Pantanal**, n. 7, 1996, 49 p.

CAMPANHA, B. M.; MELO, C. A.; MOREIRA, A. B.; FERRARESE, R. F. M. S.; TADINI, A. M.; GARBIN, E. V.; BISINOTI, M. C.; PEREIRA FILHO, E. R. Variabilidade espacial e temporal de parâmetros físico-químicos nos rios Turvo, Preto e Grande no Estado de São Paulo, Brasil. **Química Nova**, v. 33, n. 9, p.1831-1836, 2010.

CARMOUZE, J. P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. São Paulo: Edgar Blucher, 1994. 254 p.

CARREIRA, R. S.; WAGENER, A. L. R.; READMAN, J. W.; FILEMAN, T. W.; MACKO, S. A.; VEIGA, A. Changes in the sedimentary organic carbon pool of a fertilized tropical estuary, Guanabara Bay, Brazil: an elemental, isotopic and molecular marker approach. **Marine Chemistry**, v. 79, p. 207-227, 2002.

CARRERAS, M. N.; KREIN, A.; GALLART, F.; IFFLY, J. F.; HISSLER, C.; PFISTER, L.; HOFFMANN, L.; OWENS, N. P. The influence of sediment sources and hydrologic events on the nutrient and metal content of fine-grained sediments (Attert River Basin, Luxembourg). **Water, Air and Soil Pollution**, v. 223, p. 5685-5705, 2012.

CARVALHO, N. O. Hidrologia da Bacia do Alto Paraguai. In: Simpósio sobre os recursos naturais e sócio-econômicos do Pantanal. 1984, Corumbá, 1984. **Anais**. Brasília: EMBRAPA, 1986. p. 43-49.

CONLEY, D. J.; PAERL, H. W.; HOWARTH, R. W.; BOESCH, D. F.; SEITZINGER, S. P.; HAVENS, K. E.; LANCELOT, C.; LIKENS, G. E. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. **Science**, v. 323, p. 1014-1015, 2009.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357, de 17 março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005. nº 53, p. 58-63. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>>. Acesso em: 08 dez. 2013.

DA SILVA, C. J. **Influência da variação do nível da água sobre a estrutura e funcionamento de uma área alagável do Pantanal Mato-grossense (Pantanal de Barão de Melgaço, Município de Santo Antônio de Leverger e Barão de Melgaço-MT)**. 1990. 215 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1990.

DAS, J.; ACHARYA, B. C. Hydrology and assessment of lotic water quality in cuttack city, India. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 150, p. 163-175, 2003.

DIONEX APPLICATION NOTE 141. Production test chromatograms. In: _____. **Product manual for Ion Pac AS9-HC**. 2006. v. 07, p. 14.

DONG, L.; YANG, Z.; LIU, X. Phosphorus fractions, sorption characteristics, and its release in the sediments of Baiyangdian Lake, China. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 179, p. 335-345, 2011.

DORICH, R. A.; NELSON, D. W.; SOMMERS, L. E. Availability of phosphorus to algae from eroded soil fractions. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 11, n. 3, p. 253-264, 1984.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solo. **Manual de métodos de análise de solo**. Rio de Janeiro, 1997. 212 p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia**. Rio de Janeiro: FINEP, 1988.

FENZL, N. **Introdução à hidrogeoquímica**. Belém: UFPA, 1988. 189 p.

FIA, R.; MATOS, A. T.; CORADI, C. P.; RAMIREZ, O. P. Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, Brasil. **Ambiente e Água: an Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n. 1, p. 132-141, 2008.

FIGUEIREDO, S. B. **Análise multivariada fatorial e de agrupamentos de parâmetros químicos, físicos e microbiológicos da sub-bacia do rio Cuiabá-MT**. 2012. 134 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Hídricos) - Faculdade de Arquitetura, Engenharia e Tecnologia, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2012.

FONSECA, R.; CANARIO, T.; MORAIS, M.; BARRIGA, F. J. A. S. Phosphorus sequestration in Fe-rich sediments from two Brazilian tropical reservoirs. **Applied Geochemistry**, v. 26, p. 1607-1622, 2011.

FORSTNER, U. **Contaminated sediments lectures notes in earth sciences**. Berlin: Springer-Verlag, 1989. 157 p.

FROEHNER, S.; MARTINS, F. R. Avaliação da composição química de sedimentos do Rio Barigüi na região metropolitana de Curitiba. **Química Nova**, v. 31, n. 8, p. 2020-2026, 2008.

FROELICH, P. N. Kinetic control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries-a primer on the phosphate buffer mechanism. **Limnology and Oceanography**, v. 33, p. 649-668, 1988.

GIRARD, P.; SILVA, C. J.; ABDO, M. River-groundwater interactions in the Brazilian Pantanal. The case of the Cuiabá River. **Journal of Hydrology**, v. 283, p. 57-66, 2003.

GIRARD, P.; FANTIN-CRUZ, I.; LOVERDE-OLIVEIRA, S. M.; HAMILTON, S. K. Small-scale spatial variation of inundation dynamics in a floodplain of the Pantanal (Brazil). **Hydrobiologia**, v. 638, p. 223-233, 2010.

GOLTERMAN, H. L. Fractionation and bioavailability of phosphates in lacustrine sediments: a review. **Limnetica**, v. 20, n. 1, p. 15-29, 2001.

GOLTERMAN, H. L. **The chemistry of phosphorus and nitrogen compounds in sediments**. New York: Kluwer Academic Publishers, 2004. 251 p.

HADDAD, E. A. **Influência antrópica na qualidade da água na bacia do rio São Miguel, carste do alto São Francisco, MG**. 2007. 124 f. Dissertação (Mestrado em Geografia) - Instituto de Geociências, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2007.

HAMILTON, S. K.; SIPPEL, S. J.; MELACK, J. M. Inundation patterns in the Paitanal wetland of South America determined from passive microwave remote sensing. **Archiv für Hydrobiologie**, v. 137, p. 1-23, 1996.

HAMILTON, S. K.; SIPPEL, S. J.; CALHEIROS, D. F.; MELAK, J. M. An anoxic event and other biogeochemical effects of the Pantanal wetland on Paraguay River. **Limnology and Oceanography**, v. 42, n. 2, p. 257-272, 1997.

HAN, L.; HUANG, S.; STANLEY, C. D.; OSBORNE, T. Z. Phosphorus fractionation in core sediments from Haihe River Mainstream, China. **Soil and Sediment Contamination**, v. 20, p. 30-53, 2011.

HILLE, S.; NAUSCH, G.; LEIPE, T. Sedimentary deposition and reflux of phosphorus (P) in the eastern Gotland Basin and their coupling with P concentrations in the water column. **Oceanologia**, v. 47, n. 4, p. 663-679, 2005.

HOU, L. J.; LIU, M.; YANG, Y.; OU, D. N.; LIN, X.; CHEN, H.; XU, S. Y. Phosphorus speciation and availability in intertidal sediments of the Yangtze Estuary, China. **Applied Geochemistry**, v. 24, p. 120-128, 2009.

HUO, S.; ZAN, F.; XI, B.; LI, Q.; ZHANG, J. Phosphorus fractionation in different trophic sediments of lakes from different regions, China. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 13, p. 1088-1095, 2011.

HUPFER, M.; LEWANDOWSKI, J. Oxygen controls the phosphorus release from lake sediments-a long-lasting paradigm in limnology. **International Review of Hydrobiology**, v. 93, p. 415-432, 2008.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008**. Rio de Janeiro, 2010, 219 p. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf>. Acesso em: 15 maio 2014.

JENSEN, H. S; ANDERSEN, F. Importance of temperature, nitrate, and pH for phosphate release from aerobic sediments of four shallow, eutrophic lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 37, p. 577-589, 1992.

JIANG, C.; HU, J.; HUANG, X.; LI, C.; DENG, J.; ZHANG, J.; LIU, F. Phosphorus speciation in sediments of Lake Hongfeng. **Chinese Journal of Oceanology and Limnology**, v. 29, n. 1, p. 53-62, 2011.

JIN, X.; HE, Y.; KIRUMBA, G.; HASSAN, Y.; LI, J. Phosphorus fractions and phosphate sorption-release characteristics of the sediment in the Yangtze River estuary reservoir. **Ecological Engineering**, v. 55, p. 62-66, 2013.

KROM, M. D.; BERNER, R. A.; The diagenesis of phosphorus in a nearshore marine sediment. **Geochimica et Cosmochimica Acta**, v. 45, p. 207-216, 1981.

LAKE, B. A. Factors contributing to the internal loading of phosphorus from anoxic sediments in six Maine, USA, lakes. **Science of the Total Environment**, v. 373, p. 534-541, 2007.

LAMPARELLI, M. C. **Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento**. 2004. 235 f. Tese (Doutorado em Ciências) - Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LANG, M.; LI, P.; YAN, X. Runoff concentration and load of nitrogen and phosphorus from a residential area in an intensive agricultural watershed. **Science of the Total Environment**, v. 458-460, p. 238-245, 2013.

LEE-HYUNG, K.; CHOI, E.; STENSTROM, M. K. Sediment characteristics, phosphorus types and phosphorus release rates between river and lake sediments. **Chemosphere**, v. 50, p. 53-61, 2003.

LIBOS, M.; ROTUNNO FILHO, O. C.; ZEILHOFER, P. Modelagem da poluição não pontual na Bacia do Rio Cuiabá baseada em geoprocessamento. **Revista Brasileira de Recurso Hídricos**, v. 8, n. 4, p. 115-135, 2003.

LIMA, E. B. M. R. **Modelagem integrada para a gestão da qualidade da água na bacia do rio Cuiabá**. 2001. 184 f. Tese (Doutorado em Ciências e Engenharia Civil) - Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-graduação e Pesquisa de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

LIU, S.; WANG, J.; LIN, C.; HE, M.; LIU, X. Geochemical baseline level and function and contamination of phosphorus in Liao River Watershed sediments of China. **Journal of Environmental Management**, v. 128, p. 138-143, 2013.

MARINS, R. V.; PAULA FILHO, F. J.; ESCHRIQUE, S. A.; LACERDA, L. D. Anthropogenic sources and distribution of phosphorus in sediments from the Jaguaribe River estuary, NE, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 3, p. 673-678, 2011.

MATIJEVIĆ, S.; BOJANIĆ, N.; KUSPILIĆ, G.; GLADAN, Z. N. Seasonal variations of phosphorus species in sediment from the middle Adriatic Sea. **Environmental Earth Sciences**, v. 59, p. 853-866, 2009.

MATO GROSSO. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Relatório de monitoramento da qualidade das águas da sub-bacia do Rio Cuiabá-MT, 2005**. Cuiabá, 2006, 56 p.

MATO GROSSO. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. **Relatório de monitoramento da qualidade de água da região hidrográfica do Paraguai - 2007 a 2009**. Cuiabá, 2010. 108 p.

MELO, C. A.; MOREIRA, A. B.; BISINOTI, M. C. Perfil espacial e temporal de poluentes nas águas da represa municipal de São José do Rio Preto, São Paulo, Brasil. **Química Nova**, v. 32, n. 6, p. 1436-1441, 2009.

MERCANTE, C. T. J.; TUCCI-MOURA, A. A comparação entre os índices de Carlson modificado aplicado a dois ambientes aquáticos subtropicais. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 11, n. 1, p. 1-14, 1999.

MEYBECK, M.; HELMER, R. An introduction to water quality. In: CHAPMAN, D. (Org.). **Water quality assessments: a guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. London: Cambridge, 1996.

MOSCHINI-CARLOS, V.; HENRY, R.; POMPEO, M. L. M. Seasonal variation of biomass and productivity of the periphytic community on artificial substrata in the Jurumirim Reservoir (São Paulo, Brazil). **Hydrobiologia**, v. 434, p. 35-40, 2000.

MURPHY, J.; RILEY, S. P. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. **Analytica Chimica Acta**, v. 27, p. 31-36, 1962.

NASH, D.; HALLIWELL, D. Tracing phosphorous transferred from grazing land to water. **Water Research**, v. 34, n. 7, p. 1975-1985, 2000.

NUSH, E. A. Comparison of different methods for chlorophyll and phaeopigment determination. **Archiv für Hydrobiologie–Beiheft Ergebnisse der Limnologie**, n. 14, p. 37-45, 1980.

OLSON, D. E.; DINERSTEIN, P.; CANEVARI, I.; DAVIDSON, G.; CASTRO, V.; MORISET, R.; ABELL, E. T. **Freshwater biodiversity of Latin America and the Caribbean: a conservation assessment**. Washington, DC: World Wildlife Fund, 1998.

OWENS, N. P.; DESMOND, E.; WALLING. The phosphorus content of fluvial sediment in rural and industrialized river basins. **Water Research**, v. 36, p. 685-701, 2002.

PEDRAZZI, F. J. M.; CONCEIÇÃO, F. T.; SARDINHA, D. S.; MOSCHINI-CARLOS, V. Spatial and temporal quality of water in the Itupararanga Reservoir, Alto Sorocaba Basin (SP), Brazil. **Journal of Water Resource and Protection**, v. 5, p. 64-71, 2013.

PEDRO, T.; KIMBERLEY, S.; FERNANDO, P. Dynamics of phosphorus in sediments of a naturally acidic lake. **International Journal of Sediment Research**, v. 28, p. 90-102, 2013.

PELLEGRINI, J. B. R.; RHEINHEIMER, D. S.; GONÇALVES, C. S.; COPETTI, A. C. C.; BORTOLUZZI, E. C. Adsorção de fósforo em sedimentos e sua relação com a ação antrópica. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, p. 2639-2646, 2008.

PERONA, E.; BONILLA, I.; MATEO, P. Spatial and temporal changes in water quality in a Spanish river. **The Science of the Total Environment**, v. 241, p. 75-90, 1999.

PRATT, B.; CHANG, H. Effects of land cover, topography, and built structure on seasonal water quality at multiple spatial scales. **Journal of Hazardous Materials**, v. 209-210, p. 48-58, 2012.

REDDY, K. R.; KADLEC, R. H.; FLAIG, E.; GALE, P. M. Phosphorus retention in streams and wetlands: a review. **Critical Reviews in Environmental Science and Technology**, v. 29, p. 83-146, 1999.

REZENDE FILHO, A. T.; FURIAN, S.; VICTORIA, R. L.; MASCRE, C.; VALLES, V.; BARBIERO, L. Hydrochemical variability at the Upper Paraguay Basin and Pantanal wetland. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 16, p. 2723-2737, 2012.

RIBEIRO, D. C.; MARTINS, G.; NOGUEIRA, R.; CRUZ, J. V.; BRITO, A. G. Phosphorus fractionation in volcanic lake sediments (Azores-Portugal). **Chemosphere**, v. 70, n. 7, p. 1256-1263, 2008.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H.; CARDOSO, A. A. **Introdução à química ambiental**. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2009.

RUBAN, V.; BRIGAULT, S.; DEMARE, D.; PHILIPPE, A. M. An investigation of the origin and mobility of phosphorus in freshwater sediments from Bort-Les-Orgues Reservoir, France. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 1, p. 403-407, 1999.

RUMOLO, P.; BARRA, M.; GHERARDI, S.; MARSELLA, E.; SPROVIERI, M. Stable isotopes and C/N ratios in marine sediments as a tool for discriminating anthropogenic impact. **Journal of Environmental Monitoring**, v. 13, p. 3399-3408, 2011.

RYDIN, E.; MALMAEUS, J. M.; KARLSSON, O. M.; JONSSON, P. Phosphorus release from coastal Baltic Sea sediments as estimated from sediment profiles. **Estuarine, Coastal and Shelf Science**, v. 92, p. 111-117, 2011.

SAAD, M. A. H. Seasonal variations of some physico-chemical conditions of Shatt al-Arab Estuary, Iraq. **Estuarine and Coastal Marine Science**, v. 6, p. 503-513, 1978.

SALOMÃO, F. X. T. Rio Cuiabá: a geologia e a problemática da erosão e do assoreamento. In: FERREIRA, M. S. F. D. (Org.). **O rio Cuiabá como subsídio para a educação ambiental**. Cuiabá: UFMT, 1999.

SCHINDLER, D. W. Evolution of phosphorus limitation in lakes. **Science**, v. 195, p. 260-262, 1977.

SCHWERTMANN, U.; TAYLOR, R. M. Iron oxides. In: DIXON, J. B.; WEED S. B. (Ed.). **Minerals in soil environments**. Madison: Soil Science Society of America, 1989.

SENA, M. M.; POPPI, R. J.; FRIGHETTO, R. T. S.; VALARINI, P. J. Avaliação do uso de métodos quimiométricos em análise de solos. **Química Nova**, v. 23, n. 4, p. 547-556, 2000.

SIMEONOV, V.; STRATIS, J. A.; SAMARA, C.; ZACHARIADIS, G.; VOUTSA, D.; ANTHEMIDIS, A.; SOFONIOU, M.; KOUIMTZIS, T. Assessment of the surface water quality in Northern Greece. **Water Research**, v. 37, p. 4119-4124, 2003.

SINGH, K. P.; MALIK, A.; SINHA, S. Water quality assessment and apportionment of pollution sources of Gomti river (India) using multivariate statistical techniques-a case study. **Analytica Chimica Acta**, v. 538, p. 355-374, 2005.

SINGH, K. P.; MALIK, A.; MOHAN, D.; SINHA, S. Multivariate statistical techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality of Gomti River (India)-a case study. **Water Research**, v. 38, p. 3980-3992, 2004.

SONDERGAARD, M. J.; JENS, P.; JEPPESEN, E. Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. **Hydrobiologia**, v. 506, p. 135-145, 2003.

SPIVAKOV, B. Y.; MARYUTINA, T. A.; MUNTAU, H. Phosphorus speciation in water and sediments. **Pure and Applied Chemistry**, v. 71, n. 11, p. 2161-2176, 1999.

STEINMAN, A.; CHU, X.; OGDahl, M. I. Spatial and temporal variability of internal and external phosphorus loads in Mona Lake, Michigan. **Aquatic Ecology**, v. 43, p. 1-18, 2009.

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008. 631 p.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3. ed. Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2005.

WANG, S.; JIN X.; BU, Q.; ZHOU, X.; WU, F. Effects of particle size, organic matter and ionic strength on the phosphate sorption in different trophic sediments. **Journal of Hazardous Materials**, v. 128, p. 95-105, 2006a.

WANG, S. R.; JIN, X. C.; ZHAO, H. C.; WU, F. C. Phosphorus fractions and its release in the sediments from the shallow lakes in the middle and lower reaches of Yangtze River area in China. **Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**, v. 273, p. 109-116, 2006b.

WANG, C.; ZOU, L.; WANG, P.; LIN, Z. Study on vertical distribution and activity factor of P forms in sediments of three urban shallow lakes in People's Republic of China. **Environmental Geology**, v. 57, p. 1799-1806, 2009.

WANG, Z.; LIN, C.; HE, M.; QUAN, X.; YANG, Z. Phosphorus content and fractionation of phosphate in the surface sediments of the Daliao river system in China. **Environmental Earth Sciences**, v. 59, p. 1349-1357, 2010.

WANG, C.; ZHANG, Y.; LI, H.; MORRISON, R. J. Sequential extraction procedures for the determination of phosphorus forms in sediment. **Limnology**, v. 14, p. 147-157, 2013.

WILLIAMS, J. D. H.; JAQUET, J. M.; THOMAS, R. L. Forms of phosphorus in the surficial sediments of Lake Eire. **Journal of Fishers Research Board Canadian**, v. 33, p. 413-429, 1976.

WITHERS, P. J. A.; JARVIE, H. P. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: a review. **Science of Total Environment**, v. 400, p. 379-395, 2008.

WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking-water quality**. 3rd ed. Geneva, 2004. v. 1.

YAMADA, H.; KAYAMA, M. Distribution and dissolution of several forms of phosphorus in coastal marine sediments. **Oceanologica Acta**, v. 10, p. 311-321, 1987.

YUAN, H.; AN, S.; SHEN, J.; LIU, E. The characteristic and environmental pollution records of phosphorus species in different trophic regions of Taihu Lake, China. **Environmental Earth Sciences**, v. 71, p. 783-792, 2014.

ZAN, F.; HUO, S.; XI, B.; LI, Q.; LIAO, H.; ZHANG, J. Phosphorus distribution in the sediments of a shallow eutrophic lake, Lake Chaohu, China. **Environmental Earth Sciences**, v. 62, p. 1643-1653, 2011.

ZEILHOFER, P.; LIMA, E. B. N. R.; LIMA, G. A. R. Spatial patterns of water quality in the Cuiabá river basin, Central Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 123, p. 41-62, 2006.

ZHOU, A. M.; TANG, H. X.; WANG, D. S. Phosphorus adsorption on natural sediments: modeling and effects of pH and sediment composition. **Water Research**, v. 39, p. 1245-1254, 2005.

ZHU, Y.; ZHANG, R.; WU, F.; QU, X.; XIE, F. Phosphorus fractions and bioavailability in relation to particle size characteristics in sediments from Lake Hongfeng, Southwest China. **Environmental Earth Sciences**, v. 68, p. 1041-1052, 2013.