

---

## Variabilidade espacial da Qualidade de Água em Escala de Bacias - Rio Cuiabá e São Lourenço, Mato Grosso

*Spatial Variability of Water Quality on a watershed scale - Cuiabá and São Lourenço river, Mato Grosso*

Carla Regina N. de Lima<sup>1</sup>, Peter Zeilhofer<sup>2</sup>, Eliana Dores<sup>3</sup> e Ibraim Fantin-Cruz<sup>4</sup>

<sup>1</sup>Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos, Universidade Federal de Mato Grosso, 78060-900 Cuiabá-MT, Brasil.

<sup>2</sup>Departamento de Geografia, Universidade Federal de Mato Grosso, 78060-900 Cuiabá-MT, Brasil.  
zeilhoferpeter@gmail.com

<sup>3</sup>Departamento de Química, Universidade Federal de Mato Grosso, 78060-900 Cuiabá-MT, Brasil.  
elidores@uol.com.br

<sup>4</sup>Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Mato Grosso, 78060-900 Cuiabá-MT, Brasil.  
ibraimfantin@gmail.com

Recebido: 14/04/14 - Revisado: 27/05/14 - Aceito: 27/08/14

---

### RESUMO

Para o Cerrado Brasileiro existe uma expressiva lacuna no conhecimento sobre os padrões espaciais da qualidade de água e suas determinantes, principalmente em macro-escala de bacias hidrográficas (>1000 km<sup>2</sup>). Assim, foi analisado, por técnicas de estatística multivariada, um conjunto anual de coletas mensais provenientes de 15 estações de monitoramento em uma das principais áreas de contribuição do Pantanal Mato-Grossense. Uma análise hierárquica de agrupamento seguida de uma análise discriminante permitiu a identificação de quatro grupos de estações no sistema hídrico do rio Cuiabá e de três na bacia do São Lourenço, com exatidões gerais maiores do que 80%. A análise fatorial dos grupos mostrou que as estações agrupam-se nas duas sub-regiões em função de três principais conjuntos de fatores, sendo o primeiro conjunto formado por variáveis de oxigenação (OD, DBO), o segundo por nutrientes (nitrato, nitrito, fosfato solúvel reativo) e o terceiro pelas variáveis pH, sulfato e condutividade elétrica. Os resultados apontam que a deterioração da qualidade de água na bacia ocorre de forma mais expressiva devido aos lançamentos de efluentes domésticos e industriais do que da atividade agrícola. O último conjunto de variáveis (pH, sulfato, condutividade elétrica) é influenciado principalmente pela heterogeneidade geológica das sub-bacias de contribuição.

**Palavras Chave:** : Análise multivariada. Grandes bacias. Efeitos antrópicos. Pantanal.

### ABSTRACT

There is a major gap in knowledge regarding spatial patterns of water quality and their determinants for the Brazilian Cerrado savannah regions, especially in the macro-scale catchments (>1.000 km<sup>2</sup>). Thus, a one-year data set with a monthly sampling frequency from 15 monitoring stations of one of the major contribution areas of the Pantanal of Mato Grosso was analyzed by multivariate statistical techniques. A hierarchical cluster analysis followed by a discriminant analysis allowed the identification of four groups of stations in Cuiabá river watershed and of three in the São Lourenço watershed with overall classification accuracies higher than 80%. The factorial analysis of the groups showed that the sampling stations are clustered as a function of three main sets of factors, the first formed by oxygenation variables (DO, BOD), the second by nutrients (nitrate, nitrite, soluble reactive phosphate) and the third by pH, sulfate and electric conductivity. Variations indicate that there is greater water quality deterioration in the watershed from discharges of domestic and industrial effluents than due to agricultural land use. The third set of variables (pH, sulfate, electric conductivity) is principally determined by the geological heterogeneity of the sub-watersheds.

**Keywords:** Multivariate Analysis. Great watersheds. Anthropic effects. Pantanal.

## INTRODUÇÃO

A qualidade da água vem sendo fortemente alterada global (GRAFTON et al., 2013; ORMEROD et al., 2010) e nacionalmente (REBOUÇAS; BRAGA; TUNDISI, 2006) com o crescimento populacional e o mau uso do solo, fatores como poluição doméstica e industrial, altas taxas de consumo, escoamento superficial de áreas agrícolas e áreas urbanas, e desrespeito às áreas de proteção permanente (APPs) dos rios. Apesar da sua importância para a produção agrícola nacional e o relacionado uso intensivo de insumos agrícolas (RADA, 2013), estudos conclusivos sobre os padrões espaço-temporais da qualidade de água e suas determinantes socioambientais no Cerrado Brasileiro são esparsos e foram realizados principalmente nas regiões central (MARKEWITZ et al., 2006), leste (GÜCKER; BOËCHAT; GIANI, 2009) e sul (SILVA et al., 2007) do Bioma. Adicionalmente, constata-se uma concentração de estudos em pequenos mananciais de 1ª a 3ª ordem com áreas de contribuição inferiores a 50 km<sup>2</sup> (GÜCKER; BOËCHAT; GIANI, 2009; SILVA et al., 2007; SILVA et al., 2010). Estes estudos foram sustentados por projetos de pesquisa com limitação no período de monitoramento (< 2 anos), porém com coletas em resolução temporal superior a mensal. Suas principais contribuições estão na identificação de elevações nas concentrações de nutrientes e/ou diminuição nos níveis de oxigenação sob uso agrícola ou pastoril. Avaliações em sistemas fluviais com áreas de contribuição maiores do que 1.000 km<sup>2</sup> são basicamente restritas a relatórios técnicos dos órgãos ambientais, responsáveis para o monitoramento operacional dos recursos hídricos da união (ANA, 2012; MATO GROSSO, 2010a,b,c). Estes diagnósticos são geralmente baseados em dados com baixa resolução temporal (<4 coletas anuais) e comumente não incluem a aplicação de técnicas estatísticas mais aprofundadas em sua análise. Desta forma, existe pouco conhecimento científico, se as degradações da qualidade de água podem ser atribuídas principalmente a fontes de poluição pontual nos centros populacionais (ANA, 2012) ou se as atividades antrópicas em regiões rurais contribuem na deterioração dos recursos hídricos no Cerrado Brasileiro.

As bacias do rio Cuiabá e São Lourenço, no centro sul do estado de Mato Grosso possuem elevada importância nos aspectos econômico, social, cultural e ambiental. Incluem os dois maiores aglomerados urbanos do estado (Cuiabá / Várzea Grande e Rondonópolis) e seus mananciais são dois dos principais afluentes do rio Paraguai e assim formadores da planície alagável do Pantanal de Mato Grosso (MMA, 2006). Além da ocupação urbana, diversas atividades agrícolas ocorrem nas áreas de planalto e nos médios cursos da Depressão Cuiabana, bem como pecuária extensiva na planície pantaneira. Os primeiros estudos na região retratam a degradação da qualidade de água do rio Cuiabá por afluentes urbanos (ZEILHOFER; LIMA; LIMA, 2010), porém identificam também contribuições por fontes difusas em áreas agrícolas da sua bacia (ARAÚJO; ZEILHOFER, 2011; CALHEIROS; OLIVEIRA; DORES, 2006; LIBOS; CORRÊA; ZEILHOFER, 2003; ZEILHOFER; LIMA; LIMA, 2006).

Avaliações da qualidade da água são baseadas na análise e interpretação de dados analíticos multidimensionais, cuja

complexidade demanda o uso de técnicas da análise multivariada, para extração de informações que subsidiem a compreensão do estado atual da qualidade de água, suas tendências e variações temporais e determinantes socioambientais. Análises de agrupamento hierárquico (AAH) podem ser utilizadas na análise exploratória para classificar espacialmente ou temporalmente pontos de amostragem de acordo com a similaridade dos seus dados analíticos (SALAH; TURKI; AL-OTHMAN, 2012; SHRESTHA; KAZAMA, 2007). Análises fatoriais (AF) que incluem a análise de componentes principais (ACP) são utilizadas para reduzir a dimensionalidade de dados multivariados e para identificar as variáveis que mais contribuem para variações temporais e/ou espaciais em um conjunto de dados. Podem contribuir ainda para identificar fatores determinantes externos das variações da qualidade de água (RAZMKHAH; ABRISHAMCHI, A.; TORKIAN, 2010). Na ACP, um conjunto observado de dados correlacionados é transformado em um conjunto de variáveis linearmente descorrelacionadas chamadas fatores ou componentes principais. O autovalor de uma componente corresponde a sua importância para a explicação da variância total dos dados originais. São determinados também os coeficientes das variáveis que representam peso e correlação entre as variáveis originais e os componentes da ACP (LIU; LIN; KUO, 2003). Contrastante com as técnicas exploratórias de AAH, a análise discriminante (AD) permite a classificação de amostras, baseada no conhecimento prévio da adesão de objetos a um grupo (como p. ex., o agrupamento temporal ou espacial de uma amostragem a um grupo de estações) (SINGH et al., 2004). A AD pode ser também utilizada para testar se as amostras de um conjunto de dados podem ser atribuídas aos grupos predefinidos por um número reduzido de variáveis (WUNDERLIN et al., 2001).

Neste trabalho foram utilizadas AAH, AF/ACP e AD para avaliar os padrões espaço-temporais da qualidade de água em duas das principais bacias contribuintes do Pantanal Norte, avaliando especificamente, se i) as estações avaliadas podem ser classificadas em grupos espaciais, ii) quais variáveis de qualidade de água sofrem as maiores variações temporais e alterações na região e iii) se o desenho amostral de programas de monitoramento pode ser consolidado, sem perda significativa de informação sobre as principais características hidroambientais na região. A interpretação dos resultados visou principalmente uma avaliação, se, em escala de bacias, degradações de qualidade de água podem ser atribuídas a diferentes fontes de poluição.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de Estudo

O estudo foi realizado nas bacias dos rios Cuiabá e São Lourenço nas suas porções no estado de Mato Grosso entre os paralelos 14°12' e 17°32' S e 53°42' e 57°30' W, compreendendo uma área de cerca de 72.944 km<sup>2</sup>. O clima semi-úmido tropical da bacia é caracterizado por temperaturas médias anuais entre 22,5 °C e 26,5 °C e dois períodos hidrológicos distintos. As precipitações anuais variam entre cerca de 2.000 mm nas regiões das encostas do Planalto e diminuem de forma centrípeta até

cerca de 1.150 mm nas regiões oeste da planície do Pantanal. Sobre os arenitos cenozóicos do planalto, na região em altitudes acima de cerca de 500 m, predomina a atividade agrícola (Figura 1). Os principais centros urbanos de Cuiabá / Várzea Grande e Rondonópolis, com populações em 2010 de cerca de 800.000 e 195.000 habitantes são localizadas na interplanáltica Depressão Cuiabana. Suas formações pré-cambrianas e paleo-mesozóicas de litologia variada estão sendo utilizadas para atividades de pecuária de diferentes intensidades. Na planície, sobre sedimentos quaternários o uso é limitado à pecuária extensiva.

### Amostragem e métodos analíticos

O monitoramento da qualidade de água na bacia dos rios Cuiabá e São Lourenço envolveu onze parâmetros, em 15 pontos amostrais, coletados em 12 campanhas entre agosto de 2011 a julho de 2012 em intervalo mensal.

Os parâmetros analisados foram: oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO), temperatura da água, potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), fluoreto, cloreto, nitrato, nitrito, sulfato e fosfato reativo solúvel. A escolha das variáveis foi limitada pela disponibilidade de equipamentos para medições *in situ* e instrumentação do laboratório além da capacidade laboratorial de analisar as amostras dentro do seu prazo de validade.

Os parâmetros CE, OD, temperatura da água e pH, foram determinados em campo após calibração dos equipamentos multiparâmetros (marca HACH, modelo HQ40d multi e WTW, modelo pH340). Para a DBO utilizou-se frasco âmbar e incubação por período de 5 dias. Amostras de água foram coletadas, em triplicata, utilizando frascos de polietileno com capacidade de 300 mL. A análise dos parâmetros fluoreto, nitrito, nitrato, fosfato solúvel reativo, cloreto e sulfato foi realizada por cromatografia de troca iônica (Dionex®, modelo ICS-90). A preservação das amostras, o transporte para o laboratório, bem como a estocagem foram feitas considerando as recomendações de *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1999).

### Análise de dados

O conjunto de dados de qualidade da água foi submetido a quatro técnicas de análise multivariada: AAH, AD, ACP e AF, todas por sua implementação padrão no pacote estatístico SYSTAT 10.2® (SPSS, USA) (ENEJI; ONUCHE; SHA'ATQ, 2012; OLSEN; CHAPPELL; LOFTIS, 2012.). Para as análises, os dados foram padronizados para evitar erros de classificação decorrentes das diferentes ordens de grandeza das variáveis e suas variações.

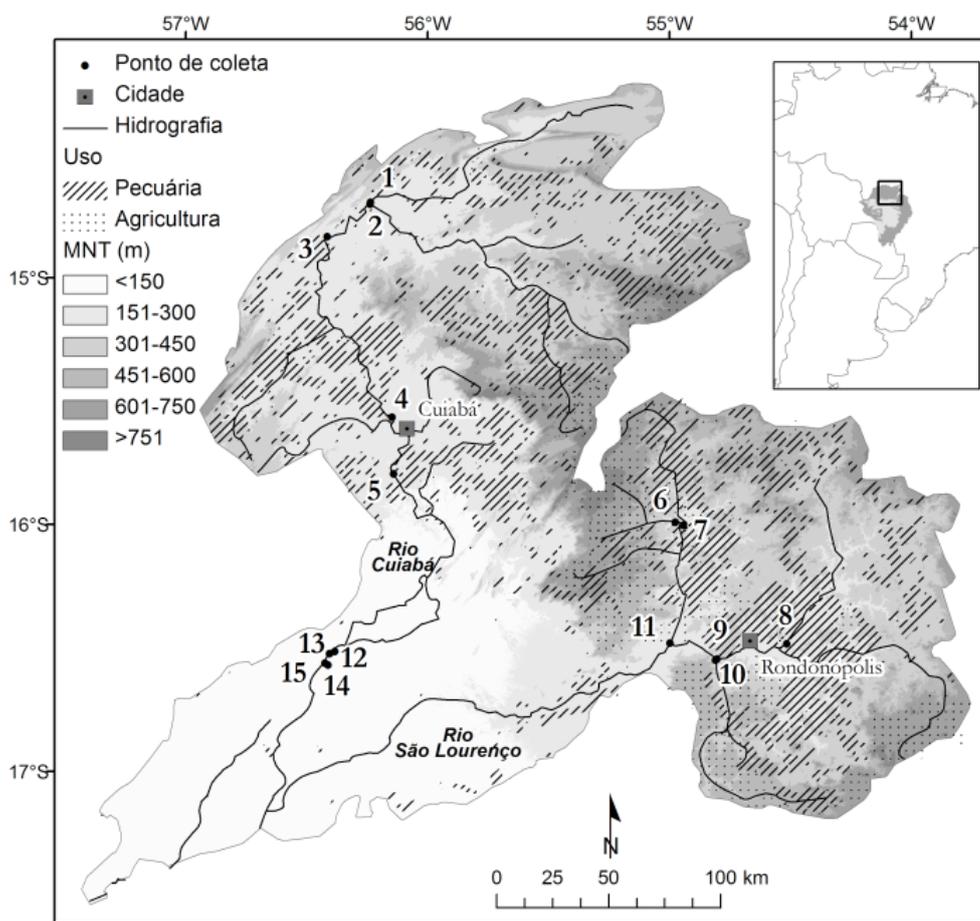


Figura - 1 Área de estudo com pontos de coleta e atividade de agropecuária

Para a realização do agrupamento espacial dos pontos conforme suas características de qualidade de água foi aplicada uma AAH, utilizando o método Ward com distâncias euclidianas como medidas de similaridade ( $D_{link}/D_{máx}$ ), e uso da mudança de heterogeneidade para fixação do número de grupos, procedimentos que possuem comprovada eficiência no agrupamento (JOHNSON, 1967; KANNEL et al., 2007).

Para avaliar a representatividade dos grupos formados pela AAH foi utilizada a AD no modo *stepwise forward* como recomendado por Costanza e Afifi (1979). Para tanto, os parâmetros foram incluídos passo-a-passo, começando com o mais significativo até obter uma quantidade de parâmetros a partir da qual não houvesse mais mudanças significativas na solução da AD. Assim pode ser verificada a possibilidade de obter uma classificação semelhante ao modo completo geral com inclusão de todas as variáveis. A validação da AD foi efetuada partir do modelo *jackknifed*, no qual cada observação é sucessivamente omitida e o cálculo da AD repetido. A média das soluções com omissão permite uma estimativa do erro da análise (EFRON; STEIN, 1981).

Para identificar o conjunto de parâmetros independentes e representativos de cada grupo foi utilizada a AF juntamente com a ACP. Para a sua realização, os coeficientes dos eixos foram calculados pelos autovetores da matriz de correlação e o número de componentes foi determinado pelo critério de *Kaiser-Guttman*, que retém aqueles com autovalores maiores que 1.0. Na aplicação de ACPs com valores dos parâmetros muito próximos entre si, a identificação das variáveis mais significati-

vas é dificultada. Para suplantando essa limitação, aplicou-se uma prévia transformação ortogonal antes do emprego da rotação pelo algoritmo *varimax* (JUAHIR et al., 2010).

## RESULTADOS

As temperaturas médias da água *in situ* foram altas (acima de 24°C) durante as 12 coletas tendendo a aumentar ainda mais nos pontos de amostragem na planície (P12-P15) (Tabela 1). Os valores obtidos de DBO e para nutrientes como nitrato, nitrito e fosfato, indicaram que as maiores concentrações ocorreram nos pontos de coleta a jusante das cidades de Cuiabá/Várzea Grande (P5) e Rondonópolis (P9). O expressivo desvio-padrão da maioria das variáveis físico-químicas analisadas aponta por uma variabilidade sazonal considerável em todos os pontos amostrais.

O agrupamento por AAH com todas as 11 variáveis resultou, para a bacia do rio Cuiabá, em quatro grupos (Figura 2a). O grupo A é formado somente pelo ponto 1, que está localizado na parte mais a montante da bacia (Figura 1), onde os valores de pH e CE são elevados devido a características geológicas, com ocorrência parcial de rochas ricas em carbonatos de cálcio e magnésio. Os pontos 2, 3 e 4 localizados na parte alta e média da bacia, formam o agrupamento B (Figura 2a). Estes pontos situam-se no rio Manso e nos trechos do rio Cuiabá localizado entre o Município de Rosário Oeste e a área urbana de Cuiabá e Várzea Grande, a montante dos locais de lançamento de efluentes do aglomerado urbano.

**Tabela 1 - Média e desvio padrão das 11 variáveis de qualidade de água estudadas nos pontos amostrais na bacia do rio Cuiabá e São Lourenço (n=12), medido entre agosto/2011 a julho/2012. Grupos dos pontos de amostragem de acordo com o resultado do agrupamento pela AAH. (DBO= demanda bioquímica de oxigênio, OD= oxigênio dissolvido)**

Bacia		Cuiabá									São Lourenço						
Grupo	A	B			C			D			E	F			G		
Unidade	P 1	P 2	P 3	P 4	P 5	P 12	P 13	P 14	P 15	P 9	P 7	P 8	P 11	P 6	P 10		
Temp. da água	°C	27,0±	27,4±	27,8±	27,8±	27,7±	29,3±	29,6±	29,2±	29,1±	27,3±	26,7±	29,1±	27,3±	24,3±	25,3±	
		1,8	1,4	1,9	2,7	2,8	1,8	2,0	2,1	2,4	1,8	1,9	2,3	1,9	1,0	1,3	
DBO	mg/L	0,7±	0,7±	1,0±	0,9±	1,5±	1,0±	0,9±	1,0±	1,3±	1,1±	0,7±	0,6±	0,7±	0,5±	0,8±	
		0,3	0,4	0,4	0,3	0,7	0,7	0,3	0,9	0,8	0,4	0,3	0,4	0,4	0,2	0,4	
OD	mg/L	7,4±	7,3±	7,5±	7,5±	6,4±	5,9±	3,6±	4,0±	4,4±	7,2±	8,0±	7,6±	7,4±	8,4±	8,0±	
		0,6	0,3	0,4	0,6	0,8	1,4	1,1	2,0	1,4	0,2	0,2	0,2	0,5	0,1	0,4	
Condutividade elétrica (CE)	µS/cm	168,9	32,9±	62,8±	69,5±	72,6±	66,5±	69,0±	65,4±	69,0±	38,2±	21,9±	28,0±	22,5±	4,3±	5,7±	
		±89,4	2,4	10,1	12,6	13,2	5,7	8,4	7,7	5,7	4,6	5,7	4,1	6,1	0,4	1,6	
pH	-	7,9±	7,2±	7,6±	7,6±	7,4±	7,1±	6,8±	7,0±	7,0±	6,9±	6,9±	7,1±	6,5±	6,5±	5,4±	
		0,6	0,3	0,4	0,2	0,3	0,3	0,2	0,3	0,4	0,3	0,3	0,3	0,7	0,5	0,3	
Fluoreto	mg/L	0,07±	0,01±	0,04±	0,03±	0,03±	0,02±	0,03±	0,05±	0,02±	0,03±	0,02±	0,04±	0,02±	0,01±	0,01±	
		0,05	0,01	0,10	0,04	0,03	0,02	0,05	0,09	0,01	0,02	0,02	0,04	0,02	0,0	0,0	
Cloreto	mg/L	0,32±	0,28±	0,31±	0,43±	0,89±	0,80±	0,8±	0,9±	0,8±	0,8±	0,3±	0,4±	0,5±	0,4±	0,2±	
		0,14	0,10	0,23	0,12	0,22	0,22	0,4	0,3	0,2	0,3	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	
Nitrito	mg/L	0,02±	0,03±	0,02±	0,03±	0,07±	0,04±	0,02±	0,04±	0,02±	0,05±	0,03±	0,02±	0,02±	0,01±	0,01±	
		0,03	0,03	0,02	0,03	0,05	0,04	0,02	0,06	0,03	0,05	0,03	0,03	0,02	0,0	0,02	
Nitrato	mg/L	0,3±	0,2±	0,3±	0,4±	0,7±	0,5±	0,2±	0,5±	0,3±	0,9±	0,3±	0,5±	0,7±	0,2±	0,2±	
		0,3	0,1	0,1	0,2	0,2	0,3	0,2	0,3	0,2	0,3	0,2	0,3	0,3	0,08	0,2	
Fosfato	mg/L	0,02±	0,01±	0,02±	0,01±	0,02±	0,01±	0,01±	0,01±	0,01±	0,01±	0,02±	0,01±	0,01±	0,01±	0,01±	
		0,04	0,0	0,03	0,01	0,03	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,03	0,0	0,0	0,0	0,0	
Sulfato	mg/L	0,5±	0,3±	0,4±	0,6±	1,1±	0,8±	0,6±	0,9±	0,8±	2,9±	1,3±	1,5±	2,03±	0,1±	0,2±	
		0,3	0,2	0,3	0,3	0,4	0,2	0,2	0,5	0,3	1,8	0,9	1,3	1,3	0,1	0,2	

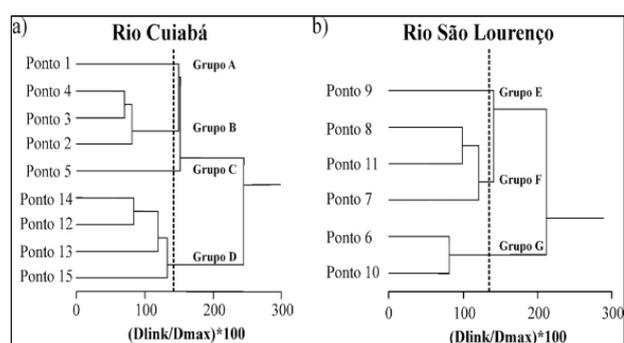


Figura - 2. Dendrograma do agrupamento dos pontos de amostragem dos rios Cuiabá (a) e São Lourenço (b) com base em 11 variáveis de qualidade de água

O grupo C, formado pelo ponto 5 é localizado a jusante do aglomerado urbano. Este ponto apresentou dissimilaridade dos outros pontos, influenciada pelo aumento das concentrações de poluentes de origem orgânica (nitrato, DBO, nitrito). O grupo D é formado pelos pontos 12 a 15, todos situados no Pantanal Mato-grossense. Estes pontos possuem características peculiares que a diferem dos demais, devido à sua localização. As características que mais se destacaram para o agrupamento foram baixas concentrações de oxigênio dissolvido e temperatura da água mais elevadas.

Para o rio São Lourenço houve formação de três grupos. O grupo E, formado pelo ponto 9 (Figura 2b) situado a jusante da cidade de Rondonópolis, foi agrupado isoladamente, este ponto foi influenciado pelo aumento das concentrações de poluentes de origem orgânica (nitrato, DBO, nitrito), sulfato, cloreto, CE e menor teor de OD. A bacia de contribuição deste ponto é caracterizada por uma expressiva taxa de ocupação, cujo pólo é a cidade de Rondonópolis. Destaca-se pela atividade de pecuária e algumas lavouras de cana-de-açúcar, soja, milho e algodão. Possui atividades de mineração de diamantes nas cabeceiras.

O grupo F é formado pelos pontos 7, 8 e 11 (Figura 2b), que drenam áreas de contribuição de uso agropecuário misto, sem expressivos lançamentos pontuais de esgotos domésticos

Tabela 2 - Classificação jackknifed da AD para avaliação do agrupamento do rio Cuiabá modo standard (11 variáveis) e stepwise forward (6 variáveis)

Modo <i>standard</i>					
	Grupo A	Grupo B	Grupo C	Grupo D	% correta
Grupo A	8	0	2	1	73
Grupo B	0	27	2	9	71
Grupo C	0	0	32	1	97
Grupo D	0	1	2	9	75
Total	8	28	38	20	<b>81</b>
Modo <i>stepwise forward</i>					
	Grupo A	Grupo B	Grupo C	Grupo D	% correta
Grupo A	8	0	0	3	73
Grupo B	0	14	8	6	50
Grupo C	0	7	2	1	20
Grupo D	1	6	0	38	84

Tabela 3 - Classificação jackknifed da AD para avaliação do agrupamento do rio São Lourenço modo standard (11 variáveis) e stepwise forward (10 variáveis)

Modo <i>standard</i>				
	Grupo E	Grupo F	Grupo G	% correta
Grupo E	11	1	0	92
Grupo F	4	32	0	89
Grupo G	0	0	24	100
Total	15	33	24	<b>93</b>
Modo <i>stepwise forward</i>				
	Grupo E	Grupo F	Grupo G	% correta
Grupo E	11	1	0	92
Grupo F	3	33	0	92
Grupo G	0	0	24	100
Total	14	34	24	<b>94</b>

e industriais. As características que mais se assemelharam no agrupamento foram DBO, OD, pH, sulfato, nitrito e fosfato. O grupo G é formado pelos pontos 6 e 10 (Figura 2b), ambas sub-bacias tem como atividade principal o plantio de culturas anuais.

Estes agrupamentos foram validados a partir da AD. No modo *standard*, a classificação para as estações na bacia do rio Cuiabá resultou em 81% dos dados alocados corretamente nos seus determinados grupos (Tabela 2), considerando as onze variáveis. No modo *stepwise forward*, 6 das 11 variáveis foram incluídas na análise e obteve-se uma exatidão global de somente 66%. Essa classificação com número reduzido de variáveis perdeu sua capacidade de generalização principalmente para o grupo C, que apresentou um acerto de somente 20%.

Para a bacia do rio São Lourenço a exatidão geral da classificação espacial com as onze variáveis discriminantes pelo modo *standard* foi de 93 % (Tabela 3).

Para o grupo G foi obtido acerto de 100%, enquanto a pior classificação ficou com o grupo F, porém ainda com alta porcentagem de acerto (89%). No modo *stepwise forward*, o acerto geral diminuiu para 94% e somente uma variável foi omitida.

A partir dos resultados do AAH foi realizada a ACP/AF, para identificação dos fatores/fontes responsáveis pela variação espacial da qualidade de água nas regiões identificadas na análise. Para a avaliação, foram considerados somente coeficientes de correlação  $r > 0,75$  (LIU; LIN; KUO, 2003). Para a bacia do rio Cuiabá, foram obtidos três fatores *varimax* com autovalor maior que 1.0 (VF1, VF2 e VF3) para o grupo A, que reunidos explicam 79,7% da variância total dos dados (Tabela 4). O fator VF1 possui três coeficientes de correlação com  $r > 0,75$  que explicam 36,6% da variância total dos dados. As variáveis físico-químicas OD, nitrato e temperatura da água, são as que mais contribuem para este fator. Salienta-se que os valores médios do OD são superiores e do nitrato inferiores aos dos demais grupos, indicando qualidade de água superior (Tabela 1). O VF2 explica 31,7% da variação, sendo o cloreto e sulfato as principais variáveis deste fator. As concentrações de cloreto elevadas neste caso podem estar relacionadas mais com o processo natural de intemperismo das formações calcárias intercaladas nesta região geológica (Formação Araras, Raizama e Puga) do que com fontes antrópicas. O VF3 tem coeficiente maior apenas para o fosfato e explica 11,4% da variação, parâmetro encontrado, porém, em

concentrações similares aos outros pontos amostrais. Portanto, estes três fatores juntamente com as seis variáveis (fosfato, nitrato, cloreto, sulfato, OD, temperatura da água) são as variáveis mais representativas do grupo A no rio Cuiabá.

Para o grupo B do rio Cuiabá foram identificados quatro fatores que explicam 76,1% da variância total. O VF1 explica 22,9% da variação e tem as variáveis nitrato e sulfato como coeficientes. O VF2 (18,1%) tem o nitrito e o fosfato e VF3 (17,6%) a CE e a temperatura da água como as variáveis principais, enquanto as variáveis OD e DBO mais contribuem para o VF4 (17,4%). Sendo assim, para o grupo B tem-se as variáveis nitrato, sulfato, nitrito, fosfato, CE, temperatura da água, OD e DBO como as mais representativas na variabilidade da qualidade da água. Para o grupo C também foram obtidos quatro VFs que juntos explicam 85,1% da variância total. O VF1 explica 30,9%, sendo as variáveis mais representativas pH, CE, OD e temperatura da água. As variáveis OD e pH podem estar associadas com o aumento de carga orgânica que ocorre pela quantidade de despejos domésticos e industriais nas cidade de Várzea Grande e Cuiabá. O fator VF2 (21,4 %) foi composto pelas variáveis DBO e nitrato. Ambos estes fatores podem estar associados com poluentes de origem orgânica provenientes de efluentes domésticos do aglomerado urbano de Cuiabá e Várzea Grande. O fator VF3 (22,4%) tem os maiores coeficientes para fosfato e cloreto. Estes parâmetros também podem relacionados com os despejos domésticos e industriais. Para o VF4 (10,4%) a principal variável contribuinte foi nitrito. Esta componente indica também contaminação orgânica, neste caso mais recente, devido à instabilidade química do nitrito. Para o grupo C, tem-se, portanto pH, CE, OD, temperatura da água, DBO, nitrato, cloreto, fosfato, como variáveis mais importantes na variabilidade da qualidade da água.

Para o grupo D de pontos amostrais na planície pantaneira foram identificados quatro fatores *varimax* que reunidos explicam 78,9 % da variância total. VF1 explica 33,4% da variação total e as variáveis com maiores coeficientes foram cloreto, nitrato e sulfato.

O VF2 (18,0%) é composto pelo fluoreto e fosfato.

Uma vez que nas proximidades dos pontos na planície não há atividade industrial nem aglomerados urbanos mas somente pecuária extensiva, VF1 e VF2 indicam poluição residual de trechos a montante. VF3 (15,0%) teve apenas a variável pH com  $r > 0,75$ , cuja diminuição na planície pode ser devido às alterações naturais dos próprios processos biogeoquímicos, advindas da presença de ácidos carbônicos e ácidos húmicos dissolvidos. O VF4 explica 12,5% da variação, determinado principalmente pela temperatura da água, que tende a subir nos trechos do curso baixo na planície. Portanto no grupo D, as variáveis cloreto, nitrato, sulfato, fluoreto, fosfato, pH, temperatura da água são as mais importantes para explicar a variabilidade.

Na bacia do rio São Lourenço, para o grupo E formado somente pela estação a jusante da cidade de Rondonópolis, foram identificados três fatores *varimax* que explicam 73,3% da variância total dos dados (Tabela 4).

O VF1 explica 34,2% e seus principais determinantes foram o pH, OD, nitrito e temperatura da água. A redução do OD e aumento do nitrito indicam uma contribuição de origem orgânica. O VF2 (23,2%) possui  $r > 0,75$  apenas para CE, o que sugere um enriquecimento de íons solúveis nesta região, o que pode ser associado ao transporte de sedimentos, já que na região há várias ocorrências de processos erosivos nas margens antropizadas do rio Vermelho. O VF3 (15,9%) está associado às variáveis cloreto e nitrato, o fator sugere que as atividades agrícolas da região, bem como de esgotos domésticos influenciam consideravelmente a variabilidade destes íons nas águas superficiais.

Sendo o F um grupo de estações amostrais de uso agropecuário misto, o mesmo não possui características de qualidade de água bem definidas. Apesar do modelo incluir quatro fatores *varimax*, os mesmos somente explicam menos do que 71% da variância total. No fator VF1 que explica 21,6%, apenas a CE possui contribuição representativa. No VF2 (19,6%) somente a temperatura da água possui contribuição relevante. Esta componente representa um fator físico, refletindo o fato que as três estações inclusas estão localizadas em distância horizontal acima de 70 km com variação de altitudes próximo

Tabela 4 - Matriz de análise fatorial de componentes rotacionada por varimax para a bacia do rio Cuiabá

Variáveis	A				B				C				D			
	VF1	VF2	VF3	VF4	VF1	VF2	VF3	VF4	VF1	VF2	VF3	VF4	VF1	VF2	VF3	VF4
pH	-0,530	0,746	0,126		0,512	-0,297	-0,195	0,637	<b>0,813</b>	0,090	-0,338	0,117	0,020	0,006	<b>0,936</b>	-0,091
Cond. elétrica	-0,580	0,735	0,129		0,050	0,102	<b>-0,899</b>	0,233	<b>0,899</b>	0,193	0,007	-0,014	0,612	-0,095	0,671	0,036
OD	<b>-0,960</b>	0,165	-0,035		0,379	0,077	0,099	<b>0,874</b>	<b>0,911</b>	0,270	-0,186	-0,150	-0,644	-0,073	0,515	-0,491
DBO	-0,629	-0,620	-0,022		-0,148	-0,369	-0,181	<b>0,751</b>	0,167	<b>0,867</b>	-0,428	0,144	0,552	-0,123	0,164	0,012
Fluoreto	-0,650	0,021	0,239		-0,376	-0,041	0,208	-0,179	0,370	0,575	0,240	-0,411	0,078	<b>0,945</b>	0,014	0,028
Cloreto	0,338	<b>0,833</b>	0,036		0,633	-0,422	-0,446	0,009	0,170	0,077	<b>-0,890</b>	-0,107	<b>0,888</b>	0,268	-0,029	-0,008
Nitrito	0,247	-0,620	0,605		0,079	<b>-0,864</b>	0,073	0,238	0,031	-0,030	0,148	<b>0,947</b>	0,666	-0,220	-0,127	-0,462
Nitrato	<b>0,850</b>	-0,005	0,111		<b>0,879</b>	0,073	0,023	0,139	0,007	<b>-0,909</b>	-0,072	0,091	<b>0,848</b>	0,040	0,062	0,059
Fosfato	0,101	-0,384	<b>-0,862</b>		0,099	<b>0,863</b>	0,195	-0,030	-0,175	-0,030	<b>0,977</b>	0,031	0,048	<b>0,943</b>	-0,067	0,084
Sulfato	0,092	<b>0,853</b>	0,181		<b>0,876</b>	0,021	0,122	0,037	-0,452	0,337	0,482	0,050	<b>0,789</b>	0,212	0,056	0,003
Temp. água	<b>0,867</b>	0,160	0,091		-0,014	0,272	<b>0,866</b>	0,102	<b>-0,823</b>	0,456	0,265	-0,019	0,007	0,050	-0,094	<b>0,950</b>
Autovalor	4,166	3,404	1,198		3,531	2,174	1,511	1,154	4,276	2,376	1,645	1,088	3,758	2,195	1,631	1,107
Variabilidade	4,024	3,488	1,225		2,530	1,991	1,941	1,910	3,407	2,356	2,466	1,147	3,678	1,981	1,655	1,377
Variança total %	36,58	31,71	11,40		22,99	18,10	17,64	17,36	30,97	21,41	22,42	10,42	33,43	18,01	15,04	12,51

Tabela 5 - Matriz de análise fatorial de componentes rotacionada por varimax para a bacia do rio São Lourenço

	E			F				G				
	VF1	VF2	VF3	VF1	VF2	VF3	VF4	VF1	VF2	VF3	VF4	VF5
pH	<b>0,780</b>	-0,343	0,217	-0,084	-0,182	<b>0,842</b>	0,105	<b>-0,776</b>	-0,094	-0,010	0,114	0,263
Cond. elétrica	0,027	<b>0,881</b>	-0,114	<b>0,865</b>	0,057	0,086	0,273	0,733	0,533	0,160	-0,027	-0,205
OD	<b>0,793</b>	0,069	0,083	-0,452	0,105	0,703	-0,291	-0,505	0,212	-0,527	0,477	0,045
DBO	-0,552	0,626	0,053	0,604	0,323	-0,337	-0,424	<b>0,807</b>	-0,029	0,012	0,080	0,121
Fluoreto	-0,087	0,686	-0,117	0,610	-0,458	0,030	-0,240	0,069	0,164	0,068	-0,115	<b>-0,933</b>
Cloreto	-0,033	0,045	<b>0,972</b>	0,165	0,699	-0,189	0,315	-0,536	0,493	-0,003	-0,163	0,556
Nitrito	<b>0,834</b>	0,092	0,052	0,269	0,321	0,631	0,049	0,037	-0,063	0,040	<b>0,821</b>	0,060
Nitrato	0,602	-0,231	<b>0,735</b>	-0,089	0,407	0,085	0,692	0,119	<b>0,942</b>	-0,082	0,005	-0,099
Fosfato	-0,578	0,194	-0,206	-0,144	-0,021	0,043	-0,599	-0,147	0,151	<b>0,847</b>	0,207	-0,110
Sulfato	0,361	0,740	0,335	0,740	0,505	-0,207	0,200	-0,004	0,490	-0,576	-0,428	-0,046
Temp. água	<b>-0,829</b>	-0,368	0,162	-0,027	<b>-0,875</b>	-0,247	0,022	0,318	-0,193	<b>0,792</b>	-0,337	0,018
Autovalor	4,063	2,518	1,476	3,050	2,189	1,444	1,091	3,105	2,234	1,347	1,182	1,038
Variabilidade	3,760	2,546	1,751	2,373	2,141	1,872	1,387	2,476	1,799	1,995	1,301	1,336
Variança total %	34,20	23,20	15,90	21,60	19,60	17,00	12,60	22,50	16,30	18,10	11,80	12,20

a 100 m. O VF3 (17,0%) ficou composto apenas pelo pH e o fator VF4 (12,6%) não apresenta nenhum coeficiente de maior importância. Neste caso a variabilidade do fator está associada ao conjunto de variáveis.

Para o grupo G da sub-bacia com uso predominantemente agrícola, foram obtidos cinco fatores *varimax* que juntos explicam 80,9% da variância total dos dados (Tabela 4). O fator VF1 reúne 22,5% da variância explicada. Contribuem DBO e o pH, ambos com valores relativamente baixos. Da mesma forma, o VF2 (16,4%) formado principalmente pelo nitrato, o VF3 (18,1%) formado das variáveis fosfato e temperatura da água. O VF4 (11,8%) formado principalmente pelo nitrito indica baixa tendência de eutrofização, sendo os valores dos três nutrientes inferiores aos da maioria das estações amostrais na bacia. O VF5 (12,1%) foi composto pela variável fluoreto. O fator pode ser considerado de origem da dissolução de constituintes do solo da região, as associações podem ser explicadas pela geologia das sub-bacias (rochas do grupo Paraná e formação de Furnas, Aquidauna e Palermo).

## DISCUSSÃO

A análise conjuntiva dos resultados analíticos de qualidade de água com técnicas de análises multivariadas facilita uma visão sinótica das variações da qualidade em duas das mais importantes bacias contribuintes do Pantanal Norte.

Como já comprovado nos estudos de Kazi et al. (2009) e Salah, Turki e Al-Othman. (2012), a AAH mostrou ser técnica útil na classificação espacial dos pontos de amostragem nas duas bacias, formando das nove estações quatro grupos na bacia do rio Cuiabá, e das seis estações três grupos na bacia do São Lourenço. Os grupos gerados representam adequadamente as características socioambientais nas áreas de contribuição, porém não foram obtidos resultados satisfatórios na tentativa de agrupar conjuntamente estações das duas bacias (resultado não exposto). Este fato se deve a vários fatores. Primeiramente, considerando as características distintas no uso e ocupação nas sub-bacias amostradas, as diferenças nos valores médios das variáveis de qualidade de água são inferiores àquelas encontra-

das em outros estudos (JUAHIR et al., 2010), fato que limita a separabilidade entre os grupos. Adicionalmente, a qualidade de água nas partes altas da bacia do rio Cuiabá (P1) consistem em áreas ainda bastante conservadas, enquanto as estações a montante na bacia do São Lourenço (P7, P8) já possuem usos agropecuários intensos. Nesse caso, as características físicas similares como a temperatura, contrastam com diferenças em outros parâmetros de qualidade de água. P7 e P8 estão ainda localizados no Rio Vermelho, principal afluente do São Lourenço que é naturalmente mais rico em sedimentos (CORRADINI; ASSINE, 2012) e ainda possui atividades garimpeiras nas suas cabeceiras (ARAUJO; ZEILHOFER, 2011). Opostamente, de acordo com as previsões de Carvalho e Lou (1990), os pontos a jusante da hidroelétrica APM Rio Manso (P2-P4) devem possuir diminuição das cargas sólidas desde a implantação da hidroelétrica em 1999. Além disso, os pontos P6 e P10 (Grupo G) na bacia do São Lourenço possuem característica específica de uso quase exclusivo por lavoura, situação que nenhum ponto na bacia do rio Cuiabá possui.

O agrupamento obtido por bacia, entretanto pode subsidiar a redução do número de pontos de amostragem em programas de monitoramento operacionais, e assim também diminuir os custos envolvidos na análise experimental, sem perder a representatividade dos resultados obtidos. Estes resultados possuem importância primordial haja vista a rotina atual de monitoramento de qualidade no estado, que se caracteriza por um número elevado de estações atendidas, cuja frequência de amostragem é inferior a quatro coletas anuais em mais do que 90% das estações de monitoramento, o que se deve a questões logísticas e descontinuidades orçamentárias.

Os resultados da AD mostram exatidão geral na classificação dos pontos amostrais nas bacias do rio Cuiabá e São Lourenço com acertos de 81% e 93%, respectivamente. Todos os grupos foram classificados com acertos maiores do que 70%, refletindo um bom desempenho no agrupamento. Este resultado confirma também a robustez do agrupamento pela AAH (KANNEL et al., 2007; SHRESTHA; KAZAMA, 2007).

Porém, a AD não permitiu uma redução das 11 variáveis. Na aplicação do método *stepwise forward* não houve redução do número de variáveis se comparada com método *standard* para

rio Cuiabá. Já para o São Lourenço, o modelo *stepwise forward* consegue manter o desempenho da classificação, se no máximo uma variável for excluída. Este resultado, distinto de estudos anteriores, se deve principalmente ao pequeno número de variáveis utilizadas. Singh et al. (2004), por exemplo, obtiveram uma diminuição de 8 variáveis sem perda significativa no desempenho da classificação, partindo de um conjunto original de 24 variáveis.

Uma sintetização dos resultados da ACP/AF em forma da média dos autovalores VF1, VF2, VF3 para as duas bacias facilita uma interpretação sinótica das variações da qualidade de água e suas determinantes socioambientais (Tabela 5). Os VF1s nas duas bacias são mais fortemente influenciados por variáveis que caracterizam os diferentes níveis de oxigenação (OD, DBO/OD).

**Tabela 5 Média dos fatores determinantes dos primeiros três autovalores por bacia hidrográfica**

	Cuiabá				São Lourenço		
	VF1	VF2	VF3		VF1	VF2	VF3
OD	0.724	0.146	0.209	DBO	0.654	0.326	0.134
Nitrato	0.646	0.257	0.067	OD	0.583	0.129	0.438
Sulfato	0.552	0.356	0.210	pH	0.547	0.206	0.356
CE	0.535	0.281	0.427	CE	0.542	0.490	0.120
Cloreto	0.507	0.400	0.350	T. água	0.391	0.479	0.400
pH	0.469	0.285	0.399	Nitrito	0.380	0.159	0.241
T. água	0.428	0.235	0.329	Sulfato	0.368	0.578	0.373
DBO	0.374	0.495	0.199	Fosfato	0.290	0.122	0.365
Fluoreto	0.369	0.396	0.175	Nitrato	0.270	0.527	0.301
Nitrito	0.256	0.434	0.238	Fluoreto	0.255	0.436	0.072
Fosfato	0.106	0.555	0.525	Cloreto	0.245	0.412	0.388

O peso mais forte do OD no caso da bacia do rio Cuiabá é decorrente do gradiente entre as partes preservadas, mais altas da bacia (Grupo A, P1) com temperaturas de água mais baixas favorecendo os níveis de oxigenação e, por outro lado, as estações no Pantanal (Grupo D, P12-15) com concentrações de OD muito baixas no período de alagamento (fenômeno conhecido como Decoad). Na bacia do São Lourenço, as estações de afluentes mais próximos das cabeceiras, com leitos de declive ainda acentuado (P6 e P10, grupo G) também possuem, apesar das intensas atividades de agricultura, altas concentrações de OD, porém todas as estações desta bacia estão fora da planície e não sofrem efeitos de Decoad. A DBO possui influência principalmente pelo seu forte aumento na estação a jusante da cidade de Rondonópolis, cujos lançamentos domésticos e industriais possuem taxas de tratamento abaixo de 25%.

O gradiente das concentrações de nutrientes analisados é mais expressivo na bacia do rio Cuiabá e possui assim contribuição mais forte nas VFs dos grupos (Tabela 3) e VFs médios (Tabela 5). Desta forma, o nitrato e o fosfato possuem a segunda maior contribuição média no VF1 e a maior contribuição média no VF2. Na bacia do São Lourenço somente o nitrato é identificado como segundo mais importante do fator VF2. Isso mostra que, na bacia do rio Cuiabá, os impactos de

eutrofização são principalmente decorrentes da poluição pontual e difusa oriunda dos perímetros urbanos. Este fato é reforçado pela inclusão do nitrito como terceiro fator mais importante da VF2, com valores elevados a jusante do aglomerado urbano de Cuiabá (P5, Grupo C), variável que, por sua instabilidade química, indica contaminação orgânica recente.

Os dois pontos com áreas de contribuição rurais e sem maiores concentrações populacionais (P1, P2) na bacia do Cuiabá possuem ainda concentrações de nitrato ( $\leq 0,3$  mg/L) e fosfato ( $\leq 0,02$  mg/L) próximos aos níveis naturais em cabeceiras do Cerrado (FONSECA et al., 2014).

Vale destacar, que as concentrações médias de nitrato, fosfato e CE em sub-bacias do São Lourenço com intensa atividade agrícola permanecem baixas (Grupo G). Estes resultados, com concentrações abaixo do esperado, em sub-bacias onde a soja é a principal cultura (MARKEWITZ et al., 2006; SILVA et al., 2007;), se deve à reduzida aplicação de fertilizantes nitrogenados nesta cultura, que não trazem incremento relevante de produtividade para o cultivo da soja (EMBRAPA, 2003). Deve-se considerar também, que se trata de regiões agrícolas consolidadas com grandes propriedades geralmente licenciadas que possuem áreas de preservação permanente em concordância com a legislação.

Além da identificação de variáveis de qualidade de água e seus VFs derivados, principalmente ligados às influências antropogênicas, as análises multivariadas detectam também variações ligadas às características geoambientais das sub-bacias. A presença do sulfato como fator determinante nos grupos A, B e D da bacia do rio Cuiabá (Tabela 3) e do pH nos grupos C (Cuiabá) e E-G (São Lourenço) e suas relativas importâncias gerais (Tabela 5), se devem principalmente à heterogeneidade geológica nas sub-bacias de contribuição amostradas. A parte noroeste da bacia do rio Cuiabá possui formações litológicas ricas em carbonatos de cálcio e magnésio, enquanto se desenvolvem, nas cabeceiras do planalto sobre arenitos (principalmente P10) solos com reação ácida (Tabela 1). Observa-se ainda que foram identificados grupos (Grupo B, F) de uso e ocupação misto, cujo agrupamento possui desempenho limitado e nas quais as variâncias permanecem insuficientemente explicadas pelos VFs da ACP/AF.

## CONCLUSÃO

A investigação da variabilidade espacial da qualidade de água nas bacias do rio Cuiabá e São Lourenço baseada em uma campanha anual de monitoramento a partir de três técnicas multivariadas permitem as conclusões apresentadas a seguir.

A partir do AAH foi possível comprovar que em programas de monitoramento mensal os 15 pontos amostrais podem ser aglomerados em sete grupos, quatro na bacia do rio Cuiabá e três na bacia do rio São Lourenço. A escolha de uma estação de cada grupo garante ainda uma caracterização verídica das variações espaciais da qualidade de água nas bacias. De acordo com a AD, amostras das 15 estações originais são atribuídas a estes grupos com exatidões gerais maiores do que 80% e 90% nas bacias do Rio Cuiabá e São Lourenço, respectivamente. As

onze variáveis analisadas devem ser consideradas como uma quantidade mínima, tal qual seja capaz de identificar as variações de qualidade de água nas estações. A ACP/AF permite identificar três principais grupos de fatores que caracterizam as variações da qualidade da água nas bacias. As duas primeiras, principalmente formadas por variáveis de oxigenação (OD, DBO) e uma composta por nutrientes (nitrato, nitrito, fosfato) que estão relacionadas principalmente com lançamentos de efluentes domésticos e industriais, enquanto a atividade agrícola possui menor influência sobre alterações nos mananciais em escala de análise de bacias. Outro conjunto de variáveis, composto pelo pH, sulfato e CE refletem principalmente as variações litológicas nas bacias.

## AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão da bolsa de mestrado e a Fundação de Amparo a Pesquisa de Mato Grosso (FAPEMAT) pelo apoio financeiro necessário para a execução da pesquisa.

## REFERÊNCIAS

ANA - Agência Nacional de Águas. *Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2012*. Ed. Especial. Brasília: Agência Nacional de Águas, 2012.

APHA - American Public Health Association. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. 20th ed. Washington, D.C.: American Public Health Association, 1999.

ARAÚJO, G. C.; ZEILHOFER, P. Padrões espaciais da qualidade da água na Bacia do Rio Cuiabá e Rio São Lourenço - Mato Grosso. *Hygeia*, v. 7, n. 13, p. 55-70, 2011.

CALHEIROS, D. F.; OLIVEIRA, M. D.; DORES, E. F. G. *Poluição por pesticidas, nutrientes e material em suspensão nos rios formadores do Pantanal Matogrossense*. Corumbá, MS: Embrapa Pantanal, 2006.

CARVALHO, N. D. O.; LOU, W. C. Evaluation of the useful life of a reservoir on the river Manso. Mato Grosso State, Brazil: a case study. In: THE HYDROLOGICAL BASIS FOR WATER RESOURCES MANAGEMENT, 1990, Beijing. *Proceedings...* Beijing, China: [S.n.], 1990. (IAHS publication, no. 197).

CORRADINI, F. A.; ASSINE, M. L. Compartimentação geomorfológica e processos deposicionais no megaleque fluvial do rio São Lourenço, Pantanal mato-grossense. *Revista Brasileira de Geociências*, v. 42, p. 20-33, dez. 2012. Suplemento 1.

COSTANZA, M. C.; AFIFI, A. A. Comparison of stopping rules in forward stepwise discriminant analysis. *Journal of the American Statistical Association*, v. 74, n. 368, p. 777-785, Dec. 1979

EFRON, B.; STEIN, C. The jackknife estimate of variance. *The*

*Annals of Statistics*, v. 9, n. 3, p. 586-596, 1981.

EMPRAPA. *Tecnologias de Produção de Soja: Região Central do Brasil 2004*. Londrina: Embrapa Soja, 2003.

ENEJI, I. S.; ONUCHE, A. P.; SHA'ATO, R. Spatial and Temporal Variation in Water Quality of River Benue, Nigeria. *Journal of Environmental Protection*, v. 3, n. 8<sup>a</sup>, p. 915-921, Aug. 2012.

FONSECA, B. M.; MENDONÇA-GALVÃO L.; PADOVESI-FONSECA, C.; ABREU, L. M.; FERNANDES, A. C. Nutrient baselines of Cerrado low-order streams: comparing natural and impacted sites in Central Brazil. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 186, n. 1, p. 19-33, Jan. 2014.

GRAFTON, R. Q.; PITTOCK, J.; DAVIS, R.; WILLIAMS, J.; FU, G.; WARBURTON, M.; QUIGGIN, J. Global insights into water resources, climate change and governance. *Nature Climate Change*, v. 3, n. 4, p. 315-321, 2013.

GÜCKER, B.; BOËCHAT, I. G.; GIANI, A. Impacts of agricultural land use on ecosystem structure and whole-stream metabolism of tropical Cerrado streams. *Freshwater Biology*, v. 54, n. 10, p. 2069-2085, Oct. 2009.

JOHNSON, S. C. Hierarchical clustering schemes. *Psychometrika*, v. 32, n. 3, p. 241-254, Sept. 1967.

JUAHIR, H.; ZAIN, S.; YUSOFF, M.; HANIDZA, T.; ARMI, A.; TORIMAN, M.; MOKHTAR, M. Spatial water quality assessment of Langat River Basin (Malaysia) using environmetric techniques. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 173, n. 1-4, p. 625-641, Feb. 2010.

KANNEL, P. R.; LEE, S.; KANEL, S. R.; KHAN, S. P. Chemometric application in classification and assessment of monitoring locations of an urban river system. *Analytica Chimica Acta*, v. 582, n. 2, p. 390-399, Jan. 2007.

KAZI, T. G.; ARAIN, M. B.; JAMALI, M. K.; JALBANI, N.; AFRIDI, H. I.; SARFRAZ, R. A.; BAIG, J. A.; ABDUL, Q. S. Assessment of water quality of polluted lake using multivariate statistical techniques: A case study. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 72, n. 2, p. 301-309, Feb. 2009.

LIBOS, M.; CORRÊA, R. F. O.; ZEILHOFER, P. Modelagem da Poluição Não Pontual na Bacia do Rio Cuiabá Baseada em Geoprocessamento. *RBRH: revista brasileira de recursos hídricos*, v. 8, n. 4, p. 113-135, out./dez. 2003.

LIU, C. W.; LIN, K. H.; KUO, Y. M. Application of factor analysis in the assessment of ground-water quality in a Blackfoot disease area in Taiwan. *The Science of the Total Environment*, v. 313, n. 1-3, p. 77-89, Sept. 2003.

MARKEWITZ, D.; RESENDE, J. C. F.; PARRON, L.; BUSTAMANTE, M.; KLINK, C. A.; FIGUEIREDO, R. D.

- O.; DAVIDSON, E. A. Dissolved rainfall inputs and streamwater outputs in an undisturbed watershed on highly weathered soils in the Brazilian Cerrado. *Hydrological Processes*, v. 20, n. 12, p. 2615-2639, Aug. 2006.
- MATO GROSSO. Secretaria de Estado do Meio Ambiente – SEMA. *Relatório de Monitoramento da Qualidade da Água da Região Hidrográfica do Paraguai – 2007 a 2009*. Cuiabá: SEMA/MT, 2010a.
- MATO GROSSO. Secretaria de Estado do Meio Ambiente – SEMA. *Relatório de Monitoramento da Qualidade da Água da Região Hidrográfica Amazônica – 2007 a 2009*. Cuiabá: SEMA/MT, 2010b.
- MATO GROSSO. Secretaria de Estado do Meio Ambiente – SEMA. *Relatório de Monitoramento da Qualidade da Água da Região Hidrográfica Tocantins-Araguaia – 2007 a 2009*. Cuiabá: SEMA/MT, 2010c.
- MMA - Ministério do Meio Ambiente. *Caderno da Região Hidrográfica do Paraguai*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2006.
- OLSEN, R. L.; CHAPPELL, R. W.; LOFTIS, J. C. Water quality sample collection, data treatment and results presentation for principal components analysis—literature review and Illinois River watershed case study. *Water Research*, v. 46, n. 9, p. 3110-3122, Jun. 2012.
- ORMEROD, S. J.; DOBSON, M.; HILDREW, A. G.; TOWNSEND, C. R. Multiple stressors in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, v. 55, n. 1, p. 1-4, Jan. 2010. Supplement 1.
- RADA, N. Assessing Brazil's Cerrado agricultural miracle. *Food Policy*, v. 38, p. 146-155, Feb. 2013.
- RAZMKHAH, H.; ABRISHAMCHI, A.; TORKIAN, A. Evaluation of spatial and temporal variation in water quality by pattern recognition techniques: A case study on Jajrood River (Tehran, Iran). *Journal of Environmental Management*, v. 91, n. 4, p. 852-860, Mar.-Apr. 2010.
- REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. *Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. 3. ed. São Paulo: Escrituras, 2006.
- SALAH, E. A. M.; TURKI, A. M.; AL-OTHMAN, E. M. Assessment of Water Quality of Euphrates River Using Cluster Analysis. *Journal of Environmental Protection*, v. 3, n. 12, p. 1629-1633, Dec. 2012.
- SHRESTHA, S.; KAZAMA, F. Assesment of surface water quality using multivariat estatistical tecniques: a case study of the Fuji river basin, Japan. *Environmental Modelling and Software*, v. 22, n. 4, p. 464-475, Apr. 2007.
- SILVA, D.; OMETTO, J.; LOBO, G.; LIMA, W. D. P.; SCARANELLO, M. A.; MAZZI, E.; ROCHA, H. R. D. Can land use changes alter carbon, nitrogen and major ion transport in subtropical Brazilian streams? *Scientia Agricola*, v. 64, n. 4, p. 317-324, July/Aug. 2007.
- SILVA, J. S. O.; BUSTAMANTE, M. M. C.; MARKEWITZ, D.; KRUSCHE, A. V.; FERREIRA, L. G. Effects of land cover on chemical characteristics of streams in the Cerrado region of Brazil. *Biogeochemistry*, v. 105, n. 1-3, p. 75-88, Sept. 2010.
- 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, n. 18, p. 3980-3992, Nov. 2004.
- WUNDERLIN, D. A.; DIAZ, M. P.; AME, M. V.; PESCE, S. F.; HUED, A. C.; BISTONI, M. A. Pattern recognition techniques for the evaluation of spatial and temporal variations in water quality. A case study: Suquia river basin (Cordoba-Argentina). *Water Research*, v. 35, n. 12, p. 2881-2894, Aug. 2001.
- ZEILHOFER, P.; LIMA, E. B. N. R.; LIMA, G. A. R. Land use effects on water quality in the urban agglomeration of Cuiabá and Várzea Grande, Mato Grosso State, central Brazil. *Urban Water Journal*, v. 7, n. 3, p. 173-186, 2010.
- 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, n. 1-3, p. 41-62, Dec. 2006.