



Qualidade da água de uma represa localizada em área agrícola (Campo Verde, MT, Brasil)

(<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.904>)

Carolina Hortêncio Malheiros¹; Edna Lopes Hardoim¹; Zoraidy Marques de Lima¹;
Ricardo Santos Silva Amorim¹

¹Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos,
Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, Mato Grosso, Brasil,
e-mails: chmalheiros@gmail.com, ehardoim@terra.com.br,
zoraidy@terra.com.br, rsamorim@ufmt.br

RESUMO

No presente estudo avaliaram-se as mudanças espacial e temporal de algumas variáveis limnológicas de uma represa formada em uma das nascentes do Rio São Lourenço (Campo Verde, MT). A área de entorno da represa é utilizada para cultivo de soja, milho, algodão e pasto. Foram determinadas variáveis bióticas (bactérias heterotróficas e clorofila-*a*) e abióticas (precipitação, temperatura da água e do ar, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, pH, turbidez, fósforo total, nitrito, nitrato e nitrogênio amoniacal) em três pontos amostrais na represa (entrada, meio e saída) e em três profundidades (superficial, Secchi e interface sedimento-água) da coluna d'água, bimestralmente, durante o ano de 2010. Para verificar a correlação entre as variáveis bióticas e abióticas e quais explicam melhor as variações dos dados entre os diferentes pontos de amostragem, profundidade da represa e períodos de observação. Foram analisadas a correlação de *Spearman*, componentes principais e de *cluster*. As análises mostraram uma forte correlação entre fatores como precipitação, bactérias heterotróficas, condutividade elétrica, turbidez e fósforo, indicando a influência da sazonalidade em áreas de cultivo. Observou-se que as variações entre os pontos de amostragem são mais significativas ($p < 0,01$) do que na coluna d'água para a maioria das variáveis analisadas, provavelmente devido às características particulares de cada ponto de amostragem e por se tratar de uma represa com pouca profundidade.

Palavras-chave: atividades agrícolas, recursos hídricos, estatística multivariada.

Quality of water of a dam located in an agricultural area (Campo Verde, MT, Brazil)

ABSTRACT

In this study spatial and temporal variations in limnological characteristics of a dam located in one of the headwaters of the São Lourenço River (Campo Verde, MT) were evaluated. The surrounding area is used for soybeans cultivation, corn, cotton, and pasture. We examined biotic (heterotrophic bacteria and chlorophyll *a*) and abiotic factors (precipitation, air and water temperature, electrical conductivity, dissolved oxygen, pH, turbidity, total phosphorus, nitrite, nitrate, and ammonia nitrogen) at three sampling sites along the longitudinal axis of the water body, and at three depths (at the surface, the Secchi depth, and at the sediment-water interface). Samples were taken bimonthly during 2010. Spearman correlation analysis was used to examine the relationship between biotic and

abiotic variables, and then principal components and cluster analyses were used to study the relationship between these factors and the variability observed among the various sampling sites, dam depths, and periods of observation. The analyses showed a strong correlation between factors such as rainfall, heterotrophic bacteria, conductivity, turbidity, and phosphorus, indicating the influence of seasonality in cultivated areas. It was observed that the variations between the sampling sites were more significant ($p < 0.01$) than in the water column for most of the variables, probably due to the particular characteristics of each sample point and its shallow water column.

Keywords: agricultural activities, water resources, multivariate statistics.

1. INTRODUÇÃO

A qualidade das águas de um ecossistema aquático é o reflexo do uso e ocupação do solo ao seu entorno (Shrestha e Kazama, 2007), que afeta a qualidade e quantidade da água dos rios, em particular e podendo modificar as características geomorfológicas e intensificar as fontes de poluição dos sistemas fluviais (Zhou et al., 2012).

Os rios acabam se tornando destinatários de poluentes das paisagens adjacentes, atuando como integradores das interações terra-água. Assim, suas condições, como a quantidade e qualidade da água não são apenas indicativos da saúde dos ecossistemas em si, mas também das paisagens circundantes. A qualidade da água do rio também é influenciada por ambos os fatores biofísicos e socioeconômicos adjacentes (Zhou et al., 2012).

O desenvolvimento econômico e social de qualquer país está fundamentado na disponibilidade de água de boa qualidade e na sua capacidade de conservação e proteção dos mananciais. Deste ponto de vista, aspectos relacionados com qualidade apresentam-se tão ou mais importantes que aqueles envolvendo apenas questões relacionadas com a quantidade de água disponível (Zimmermann et al., 2008).

O Estado de Mato Grosso, como o restante do país, tem tido grandes mudanças em seu aspecto socioeconômico. Isso é resultante do acelerado crescimento populacional, industrial e agropecuário, que têm proporcionado impactos principalmente sobre os recursos hídricos, tendo em vista o caráter eminentemente agrícola do Estado, o qual ocupa o 2º lugar (19,3 %) na produção nacional de grãos (IBGE, 2011).

Esforços devem ser empregados para evitar a degradação de corpos hídricos que ainda estão preservados e para melhorar aqueles que já estão com problemas de degradação. Sendo necessário o desenvolvimento de pesquisas para se entender os processos físicos, químicos e biológicos que atuam nesses ambientes para, assim, serem elaboradas medidas mitigadoras que possam conter o avanço da degradação (Nascimento et al., 2011). Os estudos limnológicos são fundamentais para a compreensão dos impactos das atividades humanas sobre os recursos hídricos. Além de prognosticarem tendências e características de ecossistemas aquáticos ao longo do tempo, estes estudos auxiliam no controle de processos como a eutrofização (Tundisi e Matsumura-Tundisi, 2008).

Na avaliação de dados de monitoramento ambiental, técnicas de estatística multivariada, como Análise da Componente Principal (PCA), vem sendo empregada com muita frequência (Andrade et al., 2005; Meireles et al., 2005; Andrade et al., 2007), uma vez que representa uma forma exploratória de conhecer o comportamento dos dados no ambiente estudado. Esta técnica permite selecionar as variáveis mais representativas do corpo hídrico, favorecendo a definição de indicadores mais sensíveis, tanto para adoção de um programa de monitoramento como para avaliação das alterações ocorridas nos recursos hídricos (Toledo e Nicoletta, 2002).

As análises de *cluster* e de PCA podem indicar associações entre amostras e variáveis. Essas associações, baseadas na magnitude similar ou nas variações dos constituintes físicos e químicos, podem indicar a presença de influências sazonais ou antrópicas, como a agrícola.

Dessa forma, percebe-se a importância de estudos que contemplem aspectos bióticos e abióticos dos ecossistemas aquáticos do Estado de Mato Grosso, que detém importantes bacias fluviais. Muitos desses ecossistemas estão alterados, principalmente com referência as suas características abióticas, uma vez que a produção agrícola é um dos principais fatores que acarretam prejuízos à biodiversidade, qualidade e quantidade dos recursos hídricos.

Nesse sentido, objetivou-se com o presente estudo avaliar a variabilidade espacial e temporal das características bióticas e abióticas da água de uma represa localizada em área agrícola, no município de Campo Verde, Mato Grosso, com vistas a identificar possíveis mudanças espaço-temporal na qualidade da água, bem como a influência dos fatores abióticos sobre a distribuição e abundância de bactérias heterotróficas. No município de Campo Verde-MT, os possíveis impactos ambientais causados pelo predomínio da agricultura e sua consequente adoção de insumos agrícolas e pesticidas, justificam o desenvolvimento de estudos sobre a abundância e diversidade de bactérias em uma represa localizada numa das nascentes do Rio São Lourenço.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Caracterização da área de estudo

Campo Verde situa-se na Latitude S 15°37'19,4" e Longitude W 55°10'29,6" (Figura 1), com altitude de 735m, localizada a 127 km da capital do Estado de Mato Grosso, possui área de 4.782 Km² e uma população de 31.612 habitantes. O clima é tropical quente e sub-úmido, com temperatura variando entre 18 °C a 24 °C, com máxima de 34 °C, sendo quatro meses de seca, de maio a agosto. Precipitação anual de 1.750 mm, com intensidade máxima em dezembro, janeiro e fevereiro (IBGE, 2011).

A área de estudo compreende uma das nascentes do Rio São Lourenço em Campo Verde, que foi represada (Latitude S 15°37'18,8" e Longitude W 55°10'24,8"). (Figura 1). A represa possui aproximadamente 232 m de comprimento e é caracterizada pela elevada quantidade de macrófitas aquáticas submersas por toda sua extensão. O solo predominante na área é Latossolo Vermelho-Amarelo e a cobertura vegetal é de mata nativa em recuperação e em suas adjacências há grandes áreas cultivadas com algodão, soja e milho, o que favorece a entrada de elementos químicos na represa devido a aplicação de pesticidas e insumos agrícolas.

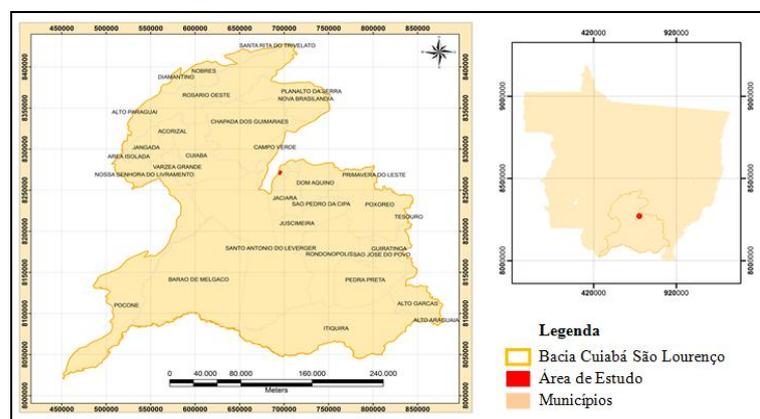


Figura 1. Mapa de localização da área de estudo inserida na nascente do Rio São Lourenço no Município de Campo Verde, Mato Grosso.

Fonte: SEPLAN (Mato Grosso, 2000); Araújo e Zeilhofer (2011).

Uma das grandes preocupações com a qualidade da água de nascentes da bacia hidrográfica do Rio São Lourenço (coordenadas $16^{\circ}08'15''$ e $17^{\circ}11'22''$ S e $53^{\circ}48'16''$, 03 e $54^{\circ}19'3,6''$ W) (Araujo e Zeilhofer, 2011) está relacionada principalmente ao uso e ocupação do solo nessa região, sendo o Rio São Lourenço um dos principais afluentes da planície inundável do Pantanal Mato-Grossense. Dessa forma, uma parte do sedimento introduzido em cursos d'água no planalto e dos compostos químicos utilizados nessas áreas de nascente podem ser carreados para o Pantanal, uma das maiores extensões úmidas contínuas do planeta, considerado Patrimônio Nacional pela Constituição Federal de 1988 e Reserva da Biosfera pela UNESCO no ano de 2000, bioma esse que possui grande diversidade biológica. Ressalta-se que as bacias hidrográficas são unidades de planejamento de uso da terra, ocorrendo ali uma grande interação dos produtores rurais, e de outras pessoas que ali vivem com os recursos naturais.

2.2. Pontos de amostragem

Os pontos de amostragem foram definidos de maneira a representar aquele ecossistema aquático e identificar possíveis influências antrópicas e sazonais na qualidade da água da represa. Dessa forma foram coletadas amostras na coluna d'água em três pontos amostrais, sendo a distância entre os pontos amostrais de aproximadamente 100 m (Figura 2).



Figura 2. Estações de amostragem de água da represa inserida na nascente do Rio São Lourenço no Município de Campo Verde, Mato Grosso.

Fonte: Google Earth (2010).

As amostras de água sub-superficiais (10 cm abaixo da superfície) foram coletadas em tréplicas, sendo: P1 - entrada da represa, que possui mata ciliar, pois é próximo à nascente, e tem grande quantidade de troncos e restos de vegetação provenientes do represamento; P2 - zona limnética e mais profunda; e P3 - saída da represa, uma área mais aberta, com pouca vegetação e ausência de mata ciliar. As amostras da coluna d'água foram coletadas em tréplicas com auxílio da garrafa de Van Dorn (APHA, 1998). As coletas foram feitas bimestralmente durante o período de janeiro a novembro de 2010, compreendendo dois períodos sazonais (seco e chuvoso), dessa forma a profundidade da represa foi mensurada nos três pontos amostrais em todos os meses de coleta.

2.3. Variáveis bióticas e abióticas analisadas

As variáveis oxigênio dissolvido, pH, condutividade elétrica e temperatura da água foram obtidas *in loco* com auxílio de medidor multiparamétrico (Hach Hq40d). A temperatura do ar, por sua vez, foi obtida com auxílio de um termômetro com bulbo de mercúrio. A determinação da turbidez, cor aparente, fósforo total, nitrogênio amoniacal, nitrato e nitrito seguiu o *Standart Methods* (APHA, 1998). Para avaliar as características físicas e químicas do ambiente aquático e as relações com a dinâmica da comunidade bacteriana utilizou-se como referência os parâmetros estabelecidos na Resolução CONAMA 357/05 para corpos d'água de Classe II (Brasil, 2005). Os dados secundários de pluviometria foram disponibilizados pelo administrador da fazenda onde foi realizado o presente estudo, sendo considerado o acúmulo mensal de precipitação. As análises microbiológicas foram feitas por meio da contagem geral de bactérias heterotróficas cultiváveis, sendo as amostras de água diluídas dentro das potências 10^{-1} a 10^{-4} e plaqueadas pelo método de *pour plate* em triplicatas no meio Ágar Nutriente (AN). A diluição tem a função de facilitar a contagem de colônias em placa, pois as amostras podem se encontrar concentradas, o que prejudicaria a análise. A determinação do pigmento fotossintetizante clorofila-*a* foi feita conforme CETESB (1990).

2.4. Análises estatísticas

A análise da componente principal (ACP) foi aplicada aos dados para avaliar as associações entre as variáveis, evidenciando a participação individual dos elementos físicos, químicos e biológicos na qualidade das águas. Nas análises estatísticas utilizou-se o software Microsoft Office Excel® para transformar os dados microbiológicos em escala logarítmica e também na padronização e escalonamento dos dados de diversas ordens de grandeza e unidades específicas de medida, em valores compatíveis, passíveis de comparação (Moita Neto e Moita, 1998). Utilizou-se o pacote estatístico SPSS 15.0 no coeficiente de correlação, nas análises de componentes principais e análise de agrupamento.

Calculou-se o coeficiente de correlação de *Spearman* (*r*) entre as variáveis bióticas e abióticas analisadas durante o período de amostragem, sendo os coeficientes de correlação analisados ao nível de significância de 5 e 1 % de probabilidade.

Fez-se uma análise de componentes principais (ACP) para verificar quais variáveis bióticas e abióticas mais explicam as variações dos dados entre os diferentes pontos de amostragem, profundidade da represa e períodos de observação, permitindo visualizar as variações na composição das comunidades avaliadas no espaço e no tempo. Bengraine e Marhaba (2003) definem a ACP como um método indicado para a análise de variações espaciais e temporais da qualidade de água como também para o estudo das possíveis relações entre uso e ocupação do solo e qualidade de água. O método das componentes principais consiste essencialmente em reescrever as coordenadas das variáveis em outro sistema de eixo mais conveniente para a análise dos dados. Em outras palavras, as *n*-variáveis originais geram, por meio de suas combinações lineares, *n*-componentes principais, cuja principal característica, além da ortogonalidade, é que são obtidas em ordem decrescente de máxima variância (Andrade et al., 2007)

Após a realização da ACP, fez-se a análise de *cluster* utilizando as variáveis que explicavam 60 % dos resultados obtidos na análise de componentes principais. Na análise de agrupamentos (*cluster analysis*) a similaridade entre duas amostras pode ser expressa com uma função da distância entre os dois pontos representativos destas amostras no espaço *n*-dimensional (Moita Neto e Moita, 1998; Vega et al., 1998). A técnica de agrupamento interliga as amostras por suas associações, produzindo um dendrograma onde as amostras semelhantes, segundo as variáveis escolhidas, são agrupadas entre si, sendo que quanto menor a distância entre os pontos, maior a semelhança entre as mesmas (Moita Neto e Moita, 1998).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O conjunto de dados da profundidade da represa mensurada em todas as coletas, considerando as variações sazonais no nível d'água, em cada um dos três pontos amostrais, é apresentado na Tabela 1, onde se observa maior profundidade em P2, devido a esse ponto amostral localizar-se na região limnética da represa, com profundidade maior. Já P1 e P3, região litorânea, apresentaram profundidade máxima de 1,55 e 1,60 m, respectivamente. A transparência da água nesses pontos amostrais foi de 100 %.

Tabela 1. Profundidade (m) dos pontos amostrais.

Pontos	Jan/10	Mar/10	Mai/10	Jul/10	Set/10	Nov/10
P1	1,20	0,72	1,50	1,43	1,55	1,40
P2	2,94	1,85	2,95	2,83	2,80	2,70
P3	1,20	1,10	1,20	1,10	1,60	1,29

Legenda: P1 - ponto amostral 1 (entrada da represa); P2 - ponto amostral 2 (centro da represa); P3 - ponto amostral 3 (saída da represa).

Na Tabela 2 são apresentadas as médias, os valores mínimos e máximos e desvio padrão das variáveis analisadas que permitiram verificar a qualidade da água em cada ponto amostral da represa estudada. Nota-se, para a temperatura do ar, valores mais elevados em P1 em todos os meses de coleta, sendo as coletas nesse ponto amostral feitas sempre no final da manhã, período de grande incidência solar. Este fato deve ter influenciado, também, nos valores mais elevados da temperatura da água superficial nos meses de coleta, com exceção no mês de novembro, nesse mesmo ponto amostral. A temperatura do ar também esteve mais elevada nos meses de maio, julho e setembro, que foram os meses de seca indicando que a temperatura é a variável mais influenciada pela sazonalidade.

Como esperado, a temperatura da água diminuiu com o aumento da profundidade, resultado semelhante foi encontrado por Bambi et al. (2008) na Baía das Pedras, MT, sendo os maiores valores obtidos na superfície e os menores nas camadas inferiores da Baía. No presente estudo esse comportamento foi observado em todos os pontos de coleta, embora essa diferença de temperatura da água não tenha sido tão acentuada com a profundidade.

As concentrações de oxigênio dissolvido variaram de 0,42 mg L⁻¹ em P2 SEC e P2 SED a 8,25 mg L⁻¹ em P1 SUP (Tabela 2). Com exceção do mês de novembro em P1 SED, P2 SEC e P2 SED, todos os valores estiveram dentro do estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 (Brasil, 2005), que define 5 mg L⁻¹ como valor de OD mínimo. Ao longo do período da pesquisa foi observado apenas um processo de estratificação, em P2, região mais profunda da represa. Este ponto amostral apresentou, ainda, característica de alta produção primária, com concentrações elevadas de clorofila-*a* e grande quantidade de macrófitas submersas.

A Resolução CONAMA 357/05 (Brasil, 2005), estabelece para corpos hídricos de água doce pH na faixa de 6,0 a 9,0. Valores abaixo de 6,0 foram registrados em todos os pontos amostrais (Tabela 2). O pH medido neste estudo mostrou-se predominantemente ácido, cabendo ressaltar que a grande maioria das águas superficiais do cerrado tem seu pH influenciado pelo solo dessa região, provavelmente devido aos altos teores de ferro e a acidez trocável de solos. Os valores de fósforo total estiveram dentro de permitido pela legislação apenas em P2 SEC (Tabela 2). A Resolução CONAMA 357/05 (Brasil, 2005) estabelece valores de fósforo total, para ambientes intermediários, de até 0,050 mg L⁻¹. As demais variáveis analisadas apresentaram valores dentro do estabelecido pela Resolução CONAMA 357/05 (Brasil, 2005).

Tabela 2. Médias, valores mínimos e máximos e desvio padrão das variáveis analisadas.

Variáveis	Valores	P1 SUP	P1 SED	P2 SUP	P2 SEC	P2 SED	P3 SUP	P3 SED
Tar (°C)	Média	29,7	29,7	28,1	28,1	28,1	26,5	26,5
	Mínimo	25,9	25,9	24,0	24,0	24,0	24,0	24,0
	Máximo	38,0	38,0	36,0	36,0	36,0	31,0	31,0
	Desvio padrão	4,4	4,4	4,1	4,1	4,1	3,2	3,2
Tágua (°C)	Média	25,4	24,0	24,8	24,5	24,4	24,6	24,1
	Mínimo	24,2	22,4	23,0	22,0	22,0	22,4	21,9
	Máximo	28,0	25,5	26,3	26,2	25,7	26,2	26,0
	Desvio padrão	1,47	1,13	1,25	1,55	1,42	1,45	1,47
OD (mg L ⁻¹)	Média	6,46	5,74	7,24	6,14	5,82	7,48	7,38
	Mínimo	5,70	3,47	6,47	0,42	0,42	6,51	6,48
	Máximo	8,25	8,17	7,89	7,99	7,90	8,22	8,04
	Desvio padrão	1,01	1,50	0,62	2,87	2,77	0,65	0,55
CE (µS cm ⁻¹)	Média	5,08	11,67	4,76	7,01	10,81	4,86	4,85
	Mínimo	4,14	4,38	2,43	2,56	2,61	2,24	2,40
	Máximo	7,44	34,10	11,05	13,38	37,80	10,71	10,77
	Desvio padrão	1,28	11,43	3,30	5,07	13,62	3,39	3,26
pH	Média	4,88	4,78	4,98	5,34	5,23	5,98	5,84
	Mínimo	4,75	4,41	4,57	5,01	4,70	5,15	5,00
	Máximo	5,15	5,21	5,33	5,98	5,61	7,54	7,49
	Desvio padrão	0,14	0,32	0,34	0,37	0,35	0,95	1,04
Turbidez (UNT)	Média	2,47	19,37	1,91	3,45	13,76	1,95	7,28
	Mínimo	1,99	2,90	1,42	1,86	8,05	1,47	2,68
	Máximo	3,43	38,56	2,50	3,58	25,10	2,49	11,04
	Desvio padrão	0,54	15,15	0,44	1,37	7,53	0,44	5,09
Cor (uH)	Média	20	55	20	30	60	20	30
	Mínimo	5	20	5	10	10	10	10
	Máximo	40	100	40	40	100	40	70
	Desvio padrão	14	30	16	12	32	13	24
PT (mg L ⁻¹)	Média	0,04	0,13	0,04	0,04	0,09	0,04	0,08
	Mínimo	0,02	0,02	0,02	0,03	0,05	0,06	0,02
	Máximo	0,06	0,27	0,07	0,05	0,12	0,04	0,17
	Desvio padrão	0,02	0,09	0,02	0,01	0,03	0,02	0,06
NO ₂ ⁻ (mg L ⁻¹)	Média	0,15	0,15	0,15	0,15	0,15	0,13	0,18
	Mínimo	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
	Máximo	0,32	0,33	0,32	0,33	0,31	0,32	0,32
	Desvio padrão	0,14	0,15	0,15	0,14	0,14	0,13	0,19
NO ₃ ⁻ (mg L ⁻¹)	Média	0,03	0,03	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03
	Mínimo	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01
	Máximo	0,08	0,08	0,12	0,11	0,12	0,12	0,07
	Desvio padrão	0,03	0,03	0,04	0,05	0,05	0,05	0,03
NH ₄ (mg L ⁻¹)	Média	0,05	0,09	0,06	0,10	0,10	0,07	0,08
	Mínimo	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
	Máximo	0,14	0,33	0,15	0,19	0,28	0,12	0,24
	Desvio padrão	0,05	0,12	0,05	0,09	0,11	0,05	0,09
BH (log UFC mL ⁻¹)	Média	4,17	5,03	3,24	3,65	4,38	3,76	4,74
	Mínimo	1,87	1,96	1,54	1,86	1,90	1,48	1,94
	Máximo	7,45	8,58	3,98	5,40	6,77	7,29	7,73
	Desvio padrão	2,04	2,41	1,05	1,30	1,76	2,02	2,19
Cl _a (µg L ⁻¹)	Média	2,81	6,04	3,11	3,55	4,82	2,00	7,39
	Mínimo	0,00	1,18	0,00	0,80	0,95	0,00	1,71
	Máximo	3,94	16,25	9,17	7,70	8,66	4,70	15,33
	Desvio padrão	2,36	5,37	3,78	2,87	2,74	2,15	4,95

Legenda: bactérias heterotróficas (BH), clorofila-a (Cl_a), temperatura da água (TH₂O), temperatura do ar (Tar), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica (CE), cor aparente (Cor), turbidez (Turb), oxigênio dissolvido (OD), fósforo total (PT), nitrogênio amoniacal (NH₄), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻).

Os coeficientes de correlação entre as variáveis bióticas e abióticas e suas significâncias são apresentados na Tabela 3. Pode-se observar correlação significativa da variável precipitação com as variáveis bactérias heterotróficas ($r = 0,85$), temperatura da água ($r = 0,76$), condutividade elétrica ($r = 0,66$), cor aparente ($r = 0,60$) e nitrato ($r = 0,58$). Durante o período chuvoso chegam aos corpos d'água, via escoamento superficial, íons (nitrato, entre outros) presentes nos insumos agrícolas, que proporcionam nesses ecossistemas aquáticos elevação expressiva da condutividade elétrica, das populações de microrganismos, de material dissolvido e particulado em suspensão, turbidez e, por consequência, a cor da água (Esteves, 2011). O escoamento da água sobre a superfície do solo, durante os eventos de chuva, consiste em uma das principais fontes difusas de poluição dos corpos d'água (Vasco et al., 2011).

Verificou-se correlação significativa ($p = 0,01$) e positiva ($r = 0,55$) entre a condutividade elétrica e a temperatura da água. Resultado semelhante ao observado por Carvalho et al. (2000) em uma microbacia localizada no oeste do Estado de São Paulo, que também recebe influência de atividades agrícolas ($r = 0,74$). A variável temperatura da água também se correlacionou com bactérias heterotróficas ($r = 0,63$), o que pode ser explicado pelo fato da temperatura da água ser um fator limitante para o crescimento e desenvolvimento de microrganismos.

As bactérias heterotróficas também se correlacionaram com condutividade elétrica ($r = 0,65$) e cor aparente ($r = 0,59$). Alguns íons estão relacionados com o potencial de membrana dos canais de transporte e implicados nos mecanismos de osmorregulação, ou de pressão osmótica, para manter o turgor dentro dos limites e, por conseguinte, a viabilidade da célula (Moat et al., 2002). A cor da água está relacionada com o aumento na concentração de compostos orgânicos dissolvidos resultantes, entre outros, de atividades microbiológicas, como a decomposição (Martinac et al., 2008).

Correlações significativas foram observadas entre condutividade elétrica e as variáveis cor aparente ($r = 0,65$), nitrato ($r = 0,56$) e OD ($r = - 0,61$). Toledo e Nicolella (2002), também encontraram correlação negativa entre OD e condutividade elétrica em uma microbacia de uso agrícola e urbano.

A variável nitrato também se correlacionou com nitrito ($r = 0,64$), e OD com pH ($r = 0,57$). Houve correlação entre turbidez e fósforo total ($r = 0,52$), sendo que esta segunda variável se correlacionou com a cor aparente ($r = 0,61$). Esse fato pode ser explicado pela falta de mata ciliar e pelos processos erosivos que contribuem para a entrada de partículas de solo na represa que trazem consigo elementos químicos, como o fósforo, aumentando a turbidez e a cor da água, além de ocasionar um aumento no teor de íons (Neto et al., 1993).

Morais et al. (2012), ao determinar indicadores microbiológicos, metais e IQA na microbacia do Rio Cabeça, SP, observou correlação positiva entre turbidez e cor aparente ($r = 0,99$). O autor ressaltou que esta correlação era esperada, pois cor e turbidez são definidas pela reflexão e pela refração da luz sobre materiais dissolvidos ou em suspensão. O mesmo resultado pôde ser observado no presente estudo, com correlação significativa ($r = 0,64$) entre essas variáveis.

Diferentes usos do solo ao longo do eixo hídrico provocam alterações nas relações entre as variáveis, como observado por Toledo e Nicolella (2002) no trecho superior de uma microbacia em Guaíra, São Paulo, onde a agricultura predomina e influencia significativamente a turbidez, devido à ocorrência de processos erosivos. Essa constatação pode consistir em uma explicação para a correlação encontrada entre turbidez e fósforo total ($r = 0,52$), observada no presente estudo.

Tabela 3. Matriz de correlação de *Spearman* (r) para as variáveis analisadas.

	BH	Cl _a	T _{H₂O}	T _{ar}	pH	CE	Cor	Turb	OD	PT	NH ₄	NO ₂ ⁻	NO ₃ ⁻	PPT
BH	1,00													
Cl_a	0,050	1,00												
TH₂O	0,62**	-0,09	1,00											
Tar	-0,30**	0,44**	-0,23**	1,00										
pH	0,05	0,44	-0,05	-0,31	1,00									
CE	0,65**	-0,13	0,55**	-0,44**	-0,35	1,00								
Cor	0,59**	0,23*	0,40**	-0,29**	0,06	0,65**	1,00							
Turb	0,26**	0,55**	0,01	0,09	0,01	0,36**	0,64**	1,00						
OD	-0,13	0,06	-0,30**	-0,02	0,57**	-0,61**	-0,23**	-0,25**	1,00					
PT	0,42**	0,33**	0,15	-0,12	0,04	0,29**	0,61**	0,52**	-0,01	1,00				
NH₄	-0,37**	0,01	-0,19*	-0,10	0,04	-0,07	0,18	0,14	0,09	0,05	1,00			
NO₂⁻	0,22*	-0,11	0,09	-0,70**	-0,01	0,27**	0,24**	-0,04	0,27**	0,16	0,27**	1,00		
NO₃⁻	0,48**	-0,23*	0,36**	-0,62**	-0,05	0,56**	0,44**	0,04	-0,08	0,29**	0,20*	0,64**	1,00	
PPT	0,85**	-0,04	0,76**	-0,44**	0,14	0,66**	0,60**	0,17	-0,10	0,32**	-0,12	0,38**	0,58**	1,00

*Correlações significativas a 0,05.

**Correlações significativas a 0,01.

Legenda: bactérias heterotróficas (BH), clorofila-a (Cl_a), temperatura da água (T_{H₂O}), temperatura do ar (T_{ar}), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica, (CE), cor aparente (Cor), turbidez (Turb), oxigênio dissolvido (OD), fósforo total (PT), nitrogênio amoniacal (NH₄), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻) e PPT (precipitação).

A turbidez é um dos principais fatores físicos da água afetados pelo excesso de sedimentos, e pode influenciar o consumo de gases como o oxigênio dissolvido e o CO₂ (Tundisi, 2005). Na área de estudo, apesar de alguns pontos de amostragem ter elevada turbidez na interface sedimento água, essa variável apresentou, nesse compartimento, maior correlação positiva ($r = 0,55$) com a clorofila-*a*. Esse resultado pode ser atribuído à profundidade da represa, que tem penetração total de luz, com exceção do P2, zona limnética, um pouco mais profunda.

Com base na análise multivariada, três componentes principais (CP) foram obtidos, os quais explicam 60 % da variância total (Tabela 4). A primeira componente (CP1) explicou 29 % da variância total dos dados, a segunda componente (CP2) 18 % e, a terceira componente (CP3) 13 %. O escalonamento dos dados brutos contribuiu para que não ocorressem erros decorrentes das diferentes ordens de grandeza, existentes entre as variáveis analisadas. Com a matriz de correlação rotacionada foi possível reduzir a contribuição das variáveis menos significativas, tendo as variáveis NO₂⁻, T_{ar} e NO₃⁻ correlacionadas com o primeiro componente ($r > 0,60$); as variáveis T_{urb}, PT, Cor e Cla correlacionadas com o segundo componente ($r > 0,60$); enquanto as variáveis TH₂O, PPT e BH foram correlacionadas com o terceiro componente ($r > 0,60$).

A Figura 3 apresenta no fator 1 e 2, as variáveis que compõem as CP1 e CP2, respectivamente, demonstrando a influência das atividades agrícolas, uma vez que a CP1 compreende uma relação inversa entre NO₂⁻ e NO₃⁻ com temperatura do ar, reafirmando a relação entre essas variáveis, também obtidas na correlação de *Spearman*. Destaca-se que nos meses de setembro e novembro observou-se elevada temperatura do ar e menor concentração de NO₂⁻ e NO₃⁻, provavelmente devido às culturas de soja, realizadas nesse período, e que requererem maiores quantidades de insumos agrícolas fosfatados, evidenciando a relação entre as variáveis da CP2 (turbidez, PT, cor aparente e clorofila-*a*), e os teores mais elevados nesses meses. Esta relação negativa entre temperatura do ar e as concentrações de NO₂⁻ e NO₃⁻, demonstra que o aumento da temperatura tem um efeito bactericida em função da maior radiação ultravioleta, o que reduz a presença de bactérias nitrificadoras dentro do ambiente aquático afetando, conseqüentemente, o processo de transformação do N-amoniaco para as formas de nitrito e nitrato. A água, por meio do alto calor específico, tem a capacidade de absorver calor do ambiente para o corpo d'água. A temperatura, derivada diretamente da radiação solar, tem um papel fundamental na regulação de numerosos processos físicos, químicos e biológicos que ocorrem nos ecossistemas aquáticos (Pérez e Restrepo, 2008).

Na CP2 é demonstrada a ligação entre essas variáveis e a importância de cada uma na dinâmica do ecossistema aquático, por serem variáveis relacionadas.

Nos pontos de amostragem que apresentaram a turbidez mais elevada verificou-se uma relação positiva com a cor aparente, registrando-se valores mais elevados dessas variáveis nas amostras da interface sedimento-água, o que era esperado, devido à influência do sedimento de fundo e pelo fato da decomposição ser maior nesse compartimento onde, além desses fatores, as maiores concentrações de clorofila-*a* foram observadas e se relacionaram aos maiores valores de fósforo total.

Os fatores sazonais podem ser observados na Figura 4, onde se verifica a influência dos mesmos nos teores das variáveis analisadas que compõem as CP1 e CP3. Observa-se que ocorreu a separação dos meses de coleta conforme os mais chuvosos, acima da linha horizontal, e os secos, abaixo da linha horizontal. A relação entre as variáveis (temperatura da água, precipitação e bactérias heterotróficas) da CP3, indica a influência da sazonalidade.

Tabela 4. Componentes da matriz de correlação rotacionada.

Variáveis	Componentes		
	1	2	3
NO ₂ ⁻	0,86	-0,30	0,30
T _{ar}	-0,82	0,22	-0,10
NO ₃ ⁻	0,66	0,09	0,52
Turb	-0,20	0,80	-0,11
PT	0,05	0,77	0,03
Cor	0,21	0,73	0,41
Cl _a	-0,19	0,66	0,03
T _{H2O}	0,07	-0,07	0,89
PPT	0,42	0,10	0,77
BH	0,28	0,30	0,65
OD	0,26	-0,05	-0,10
CE	-0,01	0,20	0,20
pH	-0,27	0,05	-0,02
NH ₄	0,02	0,21	-0,16
Var. Exp. %	28,9	17,9	13,5
Var. Acu. %	28,9	46,8	60,4

Legenda: bactérias heterotróficas (BH), clorofila-a (Cl_a), temperatura da água (T_{H2O}), temperatura do ar (T_{ar}), potencial hidrogeniônico (pH), condutividade elétrica, (CE), cor aparente (Cor), turbidez (Turb), oxigênio dissolvido (OD), fósforo total (PT), nitrogênio amoniacal (NH₄), nitrito (NO₂⁻), nitrato (NO₃⁻) e PPT (precipitação).

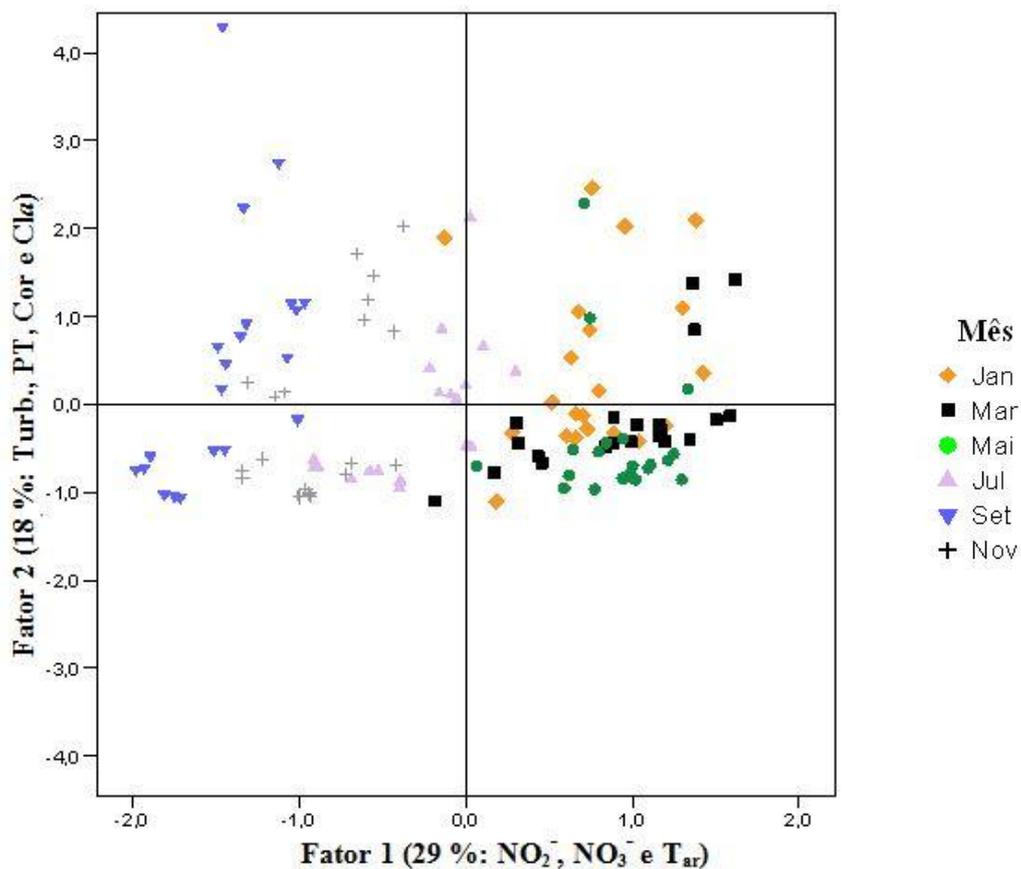


Figura 3. Comportamento das variáveis conforme mês de coleta em relação aos componentes 1 e 2.

O material particulado, que chega ao corpo d'água por meio do escoamento superficial, também pode influenciar na temperatura da água, pois quando em elevada concentração absorve grande quantidade de calor. Com o aumento da temperatura, ocorre intensa reprodução do fitoplâncton devido ao aumento da taxa das reações químicas e biológicas, sendo a temperatura um fator limitante para os microrganismos. Percebe-se uma menor densidade de bactérias heterotróficas (BH) em maio, julho e setembro, caracterizando meses com menor precipitação na área de estudo. Essa densidade de BH foi bem menor em maio, podendo estar relacionada à adaptação desses organismos a novas condições hidrológicas, pela redução da precipitação mensal de 80 mm (abril) a 2 mm (maio), o que também influenciou no material carregado para a represa, demonstrando a influência da precipitação sobre a comunidade microbiana.

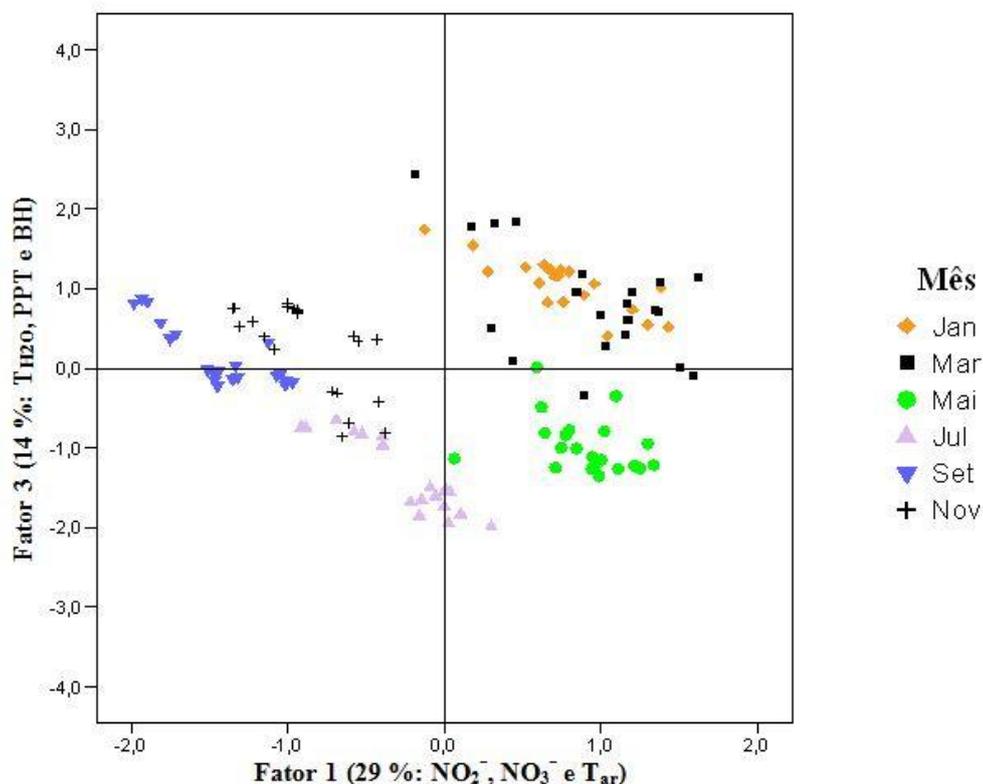


Figura 4. Comportamento das variáveis conforme mês de coleta em relação às componentes 1 e 3.

Apesar da profundidade da represa não ser tão acentuada, algumas variáveis, principalmente da CP2, tiveram concentrações mais elevadas com o aumento da coluna d'água (Figura 5). A turbidez, cor aparente, clorofila-*a*, PT, NO_2^- e NO_3^- , apresentaram valores mais elevados na interface sedimento-água, acima da linha horizontal. A variação negativa da temperatura do ar abaixo da linha horizontal influencia diretamente a temperatura da água, que diminui conforme a profundidade da coluna d'água. A elevada temperatura da água na camada superficial também proporciona a emigração vertical da comunidade do fitoplâncton (fotoinibição) que, como consequência, reduz a eficiência fotossintética na camada superficial da água com a produtividade, registrando os maiores valores entre 15 e 1 % de luminosidade ao invés de 100 %. A produção primária é limitada a 100 % de penetração de luz e a distribuição da biomassa (clorofila-*a*) aumenta a 1 % de penetração (Bambi et al., 2008). Além desses fatores, no presente estudo, a maior

concentração de clorofila-*a* com o aumento da profundidade, também pode estar relacionada às maiores concentrações de fósforo total na interface sedimento-água.

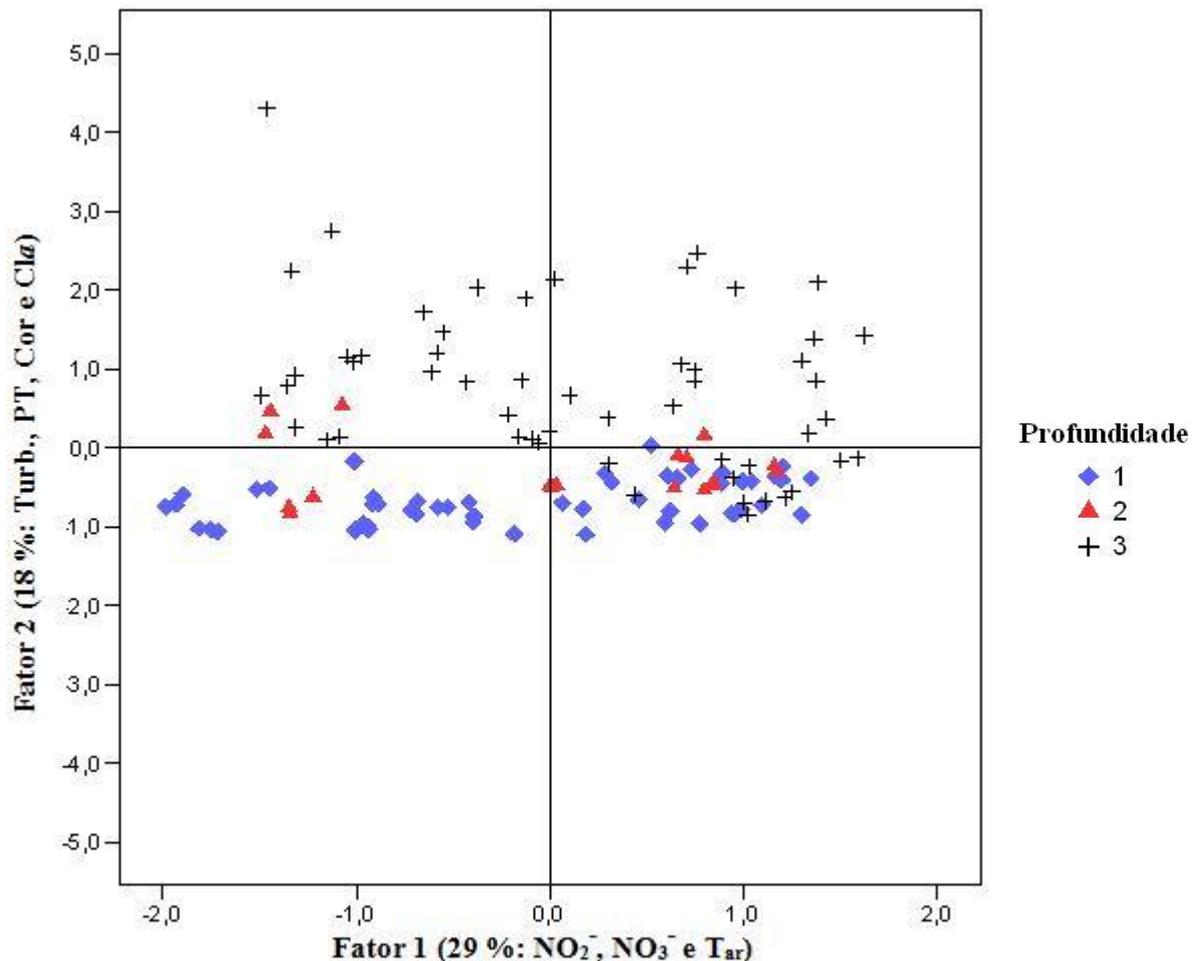


Figura 5. Comportamento das variáveis conforme profundidade de coleta em relação às componentes 1 e 2. Legenda: 1 – sub-superficial, 2 – profundidade Secchi, 3 – interface sedimento-água.

A dinâmica de fósforo é principalmente influenciada pela mobilização a partir do sedimento de fundo, do assoreamento e erosão, da decomposição de restos vegetais remanescentes, do intemperismo das rochas e minerais, tipo de solo, e, de forma mais intensa, pela ação antrópica difusa proveniente das atividades agrícolas (Bollmann et al., 2005). Essas características podem ser observadas na represa em estudo, que além de estar localizada em área agrícola possui grande quantidade de macrófitas e restos de vegetais, conferindo maiores concentrações de fósforo total na interface sedimento-água. Esteves (2011) ressalta que a proliferação de macrófitas aquáticas está relacionada a altas concentrações de nutrientes como fósforo e nitrogênio. Em áreas agrícolas a principal forma de perda de fósforo ocorre por efeito da erosão, por meio da lixiviação do fósforo do solo para o ambiente aquático (Cassol et al., 2007).

Assim como os valores de turbidez nas amostras da interface sedimento-água são mais elevados, causados principalmente pela ressuspensão do sedimento e maiores concentrações de clorofila, os valores de condutividade elétrica acompanham a mesma tendência. Barbosa (2002), no açude Taperoá II, PA, observou maiores valores de condutividade elétrica, maiores concentrações de nitrato e fósforo total no fundo,

indicando, segundo o autor, ocorrência de processos de decomposição nesse estrato do açude. Situação semelhante pôde ser observada no presente estudo para as mesmas variáveis. Estes processos podem originar detritos orgânicos e inorgânicos que são, juntamente com as bactérias, os principais responsáveis pela turbidez da água (Esteves, 2011).

A turbidez e cor aparente são variáveis relacionadas, pois nos pontos de amostragem que apresentaram turbidez mais elevada, a cor aparente também o foi. Dessa forma, a turbidez interfere diretamente na medida da cor aparente; além dos valores dessas variáveis serem mais elevados nas amostras da interface sedimento-água, como esperado, por receber influência do sedimento de fundo e pela decomposição ser maior com o aumento da profundidade.

Com base nas variáveis que representaram 60 % dos dados obtidos na ACP, explicados pelas componentes 1, 2 e 3, foi gerado um dendrograma (Figura 6), onde nota-se a separação de três grupos distintos (G1, G2 e G3), representados pelos meses de coleta, que ligaram-se a um nível de distância de 25.

Nota-se, na Figura 6, que a separação desses grupos foi diretamente influenciada pela precipitação, uma vez que G1 é composto pelos meses mais secos, G2 pelos meses mais chuvosos e G3, que representa o início do período chuvoso, sendo esses três grupos ligados a um nível de distância de 1, 3 e 8, respectivamente, conforme esperado. Dessa forma, constata-se que os padrões de sazonalidade e o uso e ocupação do solo estão diretamente relacionados às variáveis analisadas, considerando que elas estão agrupadas de acordo com características sazonais.

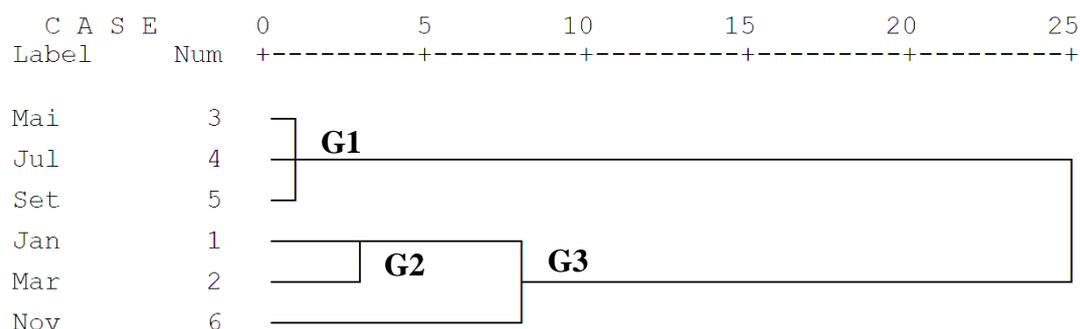


Figura 6. Dendrograma de análise de *cluster* abordando a variação sazonal entre as variáveis significativas obtidas na análise de componentes principais e os meses de coleta.

Alterações da qualidade da água, resultantes de atividades agrícolas que fazem uso de pesticidas, adubos, fertilizantes fosfatados e nitrogenados vêm sendo registradas por diversos autores, que chegam a resultados semelhantes da poluição difusa proveniente da agricultura, principalmente nas áreas com processos erosivos e durante o período chuvoso (Shrestha e Kazama, 2007; Wang et al., 2007; Vega et al., 1998).

Os parâmetros responsáveis pelas variações na qualidade da água estão relacionados principalmente à alta temperatura, poluição orgânica (fontes pontuais: as águas residuais domésticas e indústrias) e nutrientes (fontes difusas: agricultura) (Shrestha e Kazama, 2007), que acarretam prejuízos aos ecossistemas aquáticos.

Nogueira et al. (2012) ao avaliarem a presença de pesticidas em Campo Verde, na mesma área de estudo do presente trabalho, e em Lucas do Rio Verde, MT, concluíram a vulnerabilidade dos recursos hídricos nessas áreas e apontam para o risco de contaminação de áreas de nascentes de importantes córregos por pesticidas, como a nascente do Rio São

Lourenço que encontra-se vulnerável devido, principalmente, à ausência de mata ciliar e uso indiscriminado de produtos químicos. Outros estudos estão sendo feitos nessa mesma área visando contribuir com os já existentes.

4. CONCLUSÃO

Os resultados indicam que as variações na coluna d'água não são significativas ($p \leq 0,01$) para a maioria das variáveis analisadas, provavelmente devido a características particulares de cada ponto de amostragem e por se tratar de uma represa com pouca profundidade. A densidade de bactérias heterotróficas (BH) foi maior nas amostras da interface sedimento-água, devido a maior decomposição da matéria orgânica por parte desses microrganismos nesse compartimento, favorecendo o desenvolvimento dos mesmos. O fator sazonalidade também teve grande influência na densidade de BH, sendo detectada maior abundância desses microrganismos no período chuvoso, comprovada pela forte correlação entre BH e PPT ($r = 0,85$). A correlação de *Spearman*, a análise de *cluster* e a ACP permitiram observar forte correlação entre algumas variáveis (nitrito, nitrato, temperatura da água e do ar, turbidez, cor aparente, fósforo total, clorofila-*a*, precipitação e bactérias heterotróficas) e sua importância na estrutura da represa e, principalmente, demonstrar que as variações sazonais e espaciais têm influência direta sobre as variáveis bióticas e abióticas analisadas, além de serem ferramentas eficazes na gestão e monitoramento da qualidade da água. Os resultados também evidenciam que a influência antrópica, resultante da atividade agrícola presente na área de estudo, em conjunto com a falta de mata ciliar e a precipitação, resultam em modificações gradativas na qualidade da água da represa, além de contribuir para o assoreamento do ecossistema aquático.

5. AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq e FAPEMAT pelo auxílio financeiro e à CAPES, pela bolsa de mestrado.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION - APHA. **Standard methods for examination of water and wastewater**. 20. ed. Washington, 1998.
- ANDRADE, E. M.; PALÁCIO, H. A. Q.; CRISÓSTOMO, L. A.; SOUZA, I. H.; TEIXEIRA, A. S. Índice de qualidade de água, uma proposta para o vale do rio Trussu, Ceará. *Revista Ciência Agrônômica*, Fortaleza, v. 36, n. 2, p. 135-42, 2005.
- ANDRADE, E. M.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F.; DISNEY, W.; ALVES, A. B. Seleção dos indicadores da qualidade das águas superficiais pelo emprego da análise multivariada. *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 27, n. 3, p. 683-690, 2007. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162007000400011>
- ARAÚJO, G. C.; ZEILHOFER, P. Padrões espaciais da qualidade da água na Bacia do Rio Cuiabá e Rio São Lourenço - Mato Grosso. *Hygeia*, Uberlândia, v. 7, n. 13, p. 55-70, 2011.

MALHEIROS, C. H.; HARDOIM, E. L.; LIMA, Z. M.; AMORIM, R. S. S. Qualidade da água de uma represa localizada em área agrícola (Campo Verde, MT, Brasil). *Ambi-Agua*, Taubaté, v. 7, n. 2, p. 245-262, 2012. (<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.904>)

BAMBI, P.; DIAS, C. A. A.; PINTO-SILVA, V. Produção primária do fitoplâncton e as suas relações com as principais variáveis limnológicas na baía das pedras, Pirizal Nossa Senhora do Livramento, Pantanal de Poconé MT. *UNICiências*, Cuiabá, v. 12, p. 47-64, 2008.

BARBOSA, J. E. L. **Dinâmica do fitoplâncton e condicionantes limnológicos na escala de tempo (nictimeral/sazonal) e de espaço (horizontal/vertical) no açude Taperoá II: trópico semi-árido nordestino**. 2002. 201f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2002.

BENGRINE, K.; MARHABA, T. F. Using principal component analysis to monitor spatial and temporal changes in water quality. *Journal of Hazardous Materials*, v. 100, n. 1/3, p. 179-195, 2003. [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3894\(03\)00104-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3894(03)00104-3)

BOLLMANN, H. A.; CARNEIRO, C.; PEGORINI, E. Qualidade da água e dinâmica de nutrientes. In: ANDREOLI, C. V.; CARNEIRO, C. **Gestão integrada de mananciais de abastecimento eutrofizados**. Curitiba: SANEPAR, 2005. p. 213-270.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 março 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005. 23 p.

CARVALHO, A. R.; SCHLITTLER, F. H. M.; TORNISIELO, V. L. Relações da atividade agropecuária com parâmetros físicos químicos da água. *Química Nova*, São Paulo, v. 23, n. 5, p. 618-622, 2000. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422000000500009>

CASSOL, E. A.; DENARDINI, J. E.; KOCHMANN, R. A. Sistema plantio direto: evolução e implicações sobre a conservação do solo e da água. In: SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. **Tópicos em ciência do solo**. Viçosa, 2007. p. 333-370.

COMPANHIA E TECNOLOGIA E SANEAMENTO AMBIENTAL - CETESB. **Norma Técnica L5.306**: determinação de pigmentos fotossintetizantes: Clorofila-a, b, c e Feofitina-a. São Paulo, 1990. 22 p.

ESTEVES, F. **Fundamentos da limnologia**. Rio de Janeiro: Interciência/FINEP, 2011. 771p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. 2011. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 05 junho 2011.

MARTINAC, B.; SAIMI, Y.; KUNG, C. Ion channels in microbes. *Physiological Reviews*, Bethesda, v. 88, n. 4, p. 1449-1490, 2008. <http://dx.doi.org/10.1152/physrev.00005.2008>

MATO GROSSO. Secretaria de Estado de Planejamento e Coordenação Geral - SEPLAN. **Zoneamento sócio-econômico-ecológico do estado de Mato Grosso**. Cuiabá, 2000.

MEIRELES, A. C. M.; ANDRADE, E. M.; FRISCHKORN, H.; CHAVES, L. C. G.; CRISÓSTOMO, L. A. Identificação dos principais constituintes da salinidade da água no Rio Acaraú. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 16., 2005, João Pessoa. **Anais...** João Pessoa: ABRH, 2005. 1 CD-ROM.

MALHEIROS, C. H.; HARDOIM, E. L.; LIMA, Z. M.; AMORIM, R. S. S. Qualidade da água de uma represa localizada em área agrícola (Campo Verde, MT, Brasil). **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 7, n. 2, p. 245-262, 2012. (<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.904>)

MOAT, A. G.; FOSTER, J. W.; SPECTOR, M. P. **Microbial physiology**. New York: Wiley-Liss Publication, 2002. 714 p.

MOITA NETO, J. M.; MOITA, G. C. Uma introdução à análise exploratória de dados multivariados. **Química Nova**, São Paulo, v. 21, n. 4, p. 467-469, 1998. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40421998000400016>

MORAIS, E. B.; TAU-K-TORNISIELO, S. M.; VENTORINI, S. H. Impacto de atividades agropecuárias na qualidade das águas do rio Cabeça, na bacia do rio Corumbataí. **Holos Environment**, Rio Claro, v. 12, n. 1, p. 45-57, 2012.

NASCIMENTO, R. F. F.; ALCÂNTARA, E.; KAMPEL, M.; STECH, J. L. Caracterização limnológica do reservatório hidrelétrico de Itumbiara, Goiás, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 6, n. 2, p. 143-156, 2011. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.191>

NETO, M. S. S.; ALVEZ, R.; FIGUEIREDO, A. C.; HINO, K. Caracterização hidrogeoquímica da bacia do rio Manso-Cuiabá, Mato Grosso. **Acta Limnológica Brasiliensia**, Rio Claro, v. 6, p. 230-44, 1993.

NOGUEIRA, E. N.; DORES, E. F. G. C.; PINTO, A. A.; AMORIM, R. S. S.; RIBEIRO, M. L.; LOURENCETTI, C. Currently used pesticides in water matrices in central-western Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, ahead of print Epub Aug 07, 2012. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-50532012005000008>

PÉREZ, G. A. R.; RESTREPO, J. J. R. **Fundamentos de limnología neotropical**. 2. ed. Medellín: Editora da Universidade de Antioquia, 2008. 413 p.

SHRESTHA, S.; KAZAMA, F. Assessment of surface water quality using multivariate statistical techniques: a case study of the Fuji river basin, Japan. **Environmental Modelling & Software**, Maryland Heights, v. 22, n. 4, p. 464-475, 2007. <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsoft.2006.02.001>

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RIMA/IEE. 2005. 248 p.

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

TOLEDO, L. G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v. 59, n. 1, p. 181-186, 2002. <http://dx.doi.org/10.1590/S0103-90162002000100026>

VASCO, A. N.; BRITTO, F. B.; PEREIRA, A. P. S.; MÉLLO JÚNIOR, A. V. M.; GARCIA, C. A. B.; NOGUEIRA, L. C. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 6, n. 1, p. 118-130, 2011. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.178>

VEGA, M.; PARDO, R.; BARRADO, E.; DEBAN, L. Assessment of seasonal and polluting effects on the quality of river water by exploratory data analysis. **Water Research**, Maryland Heights, v. 32, n. 12 p. 3581-3592, 1998. [http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354\(98\)00138-9](http://dx.doi.org/10.1016/S0043-1354(98)00138-9)

MALHEIROS, C. H.; HARDOIM, E. L.; LIMA, Z. M.; AMORIM, R. S. S. Qualidade da água de uma represa localizada em área agrícola (Campo Verde, MT, Brasil). **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 7, n. 2, p. 245-262, 2012. (<http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.904>)

WANG, X. L.; LU, Y. L.; HAN, J.Y.; HE, G. Z.; WANG, T. Y. Identification of anthropogenic influences on water quality of rivers in Taihu watershed. **Journal of Environmental Science**, Maryland Heights, v. 19, n. 4, p. 475-481, 2007. [http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742\(07\)60080-1](http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742(07)60080-1)

ZHOU, T.; WU, J.; PENG, S. Assessing the effects of landscape pattern on river water quality at multiple scales: a case study of the Dongjiang River watershed, China. **Ecological Indicators**, Maryland Heights, v. 23, p. 166-175, 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2012.03.013>

ZIMMERMANN, C. M.; GUIMARÃES, O. M.; PERALTA-ZAMORA, P. G. Avaliação da qualidade do corpo hídrico do rio Tibagi na região de Ponta Grossa utilizando análise de componentes principais (PCA). **Química Nova**, v. 31, n. 7, p. 1727-1732, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422008000700025>