

## Avaliação da qualidade da água a jusante da Usina Hidrelétrica Manso - trecho entre Rosário Oeste e Pantanal Mato-Grossense, Brasil

### Evaluation of water quality downstream Hydroelectric Power Plant between Rosário Oeste and Pantanal Mato-Grossense, Brazil

<sup>1</sup>Rafael de Alencar Neves, <sup>2</sup>Fernando Rodrigues da Silva, <sup>3</sup>Jonas Santos, <sup>4</sup>Eliana Freire Gaspar de Carvalho Soares, <sup>5</sup>Margarida Marchetto

<sup>1</sup> Mestrando em Engenharia Civil (Saneamento e Ambiente) – Universidade Estadual de Campinas (rafaalencar\_@hotmail.com)

<sup>2</sup> Mestrando em Ciência e Tecnologia Ambiental – Universidade Tecnológica Federal do Paraná (fernando.rodrigues002@gmail.com)

<sup>3</sup> Engenheiro ambiental, Técnico no Laboratório de Química Analítica – Universidade Federal de Mato Grosso (jejwsantos@hotmail.com)

<sup>4</sup> Professora voluntária do programa de pós-graduação em Recursos Hídricos – Universidade Federal de Mato Grosso (eliana@ufmt.br)

<sup>5</sup> Professora pesquisadora no curso de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Mato Grosso (marchetto.ro@gmail.com)

---

**RESUMO:** Este trabalho teve como objetivo avaliar e caracterizar qualitativamente a água da bacia hidrográfica do rio Cuiabá, sub-bacia do Rio Paraguai, no estado de Mato Grosso. Realizou-se campanhas de coleta durante os meses de setembro de 2014 a abril de 2015, nos períodos chuvosos e de estiagem, abrangendo quatro pontos: um à montante da zona urbana, dois nas proximidades de área urbana e um à jusante da área urbana. Determinou-se as seguintes variáveis físico-químicas: potencial hidrogeniônico, condutividade elétrica, sólidos dissolvidos totais, temperatura do ar e da água, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, demanda química de oxigênio, nitrogênio total Kjeldahl, fósforo total e variáveis microbiológicas coliformes totais e *Escherichia coli*. Além disso, determinou-se a descarga líquida nos pontos amostrais. Os resultados obtidos foram confrontados com a Resolução CONAMA nº. 357/2005, inferindo e corroborando com as transformações ocorridas na qualidade da água superficial e as intervenções antrópicas, como a urbanização, ao entorno da bacia frente a infraestrutura sanitária deficiente, demonstrando, assim, necessidade de maior harmonia entre as atividades humanas e a gestão e gerenciamento dos recursos hídricos.

**Palavras chave:** Bacia hidrográfica do rio Cuiabá. Região Centro-oeste. Monitoramento Ambiental.

**ABSTRACT:** This study aimed to evaluate and qualitatively characterize the Cuiabá basin's water, which is a sub basin of the Paraguay River in the state of Mato Grosso. Collection campaigns were carried out among September 2014 and April 2015, in the rainy and dry periods, covering four sampling points: one at upstream of the urban zone, two nearby the urban zone and one downstream of the urban zone. Physical and chemical variables determined were: hydrogenation potential, electrical conductivity, total dissolved solids, air and water temperature, dissolved oxygen, biochemical oxygen demand, chemical oxygen demand, nitrogen Kjeldahl total, total phosphorus and also microbiological variables as totals coliforms and *Escherichia coli*. Besides that, the flow rate at sample points were determined. The results were compared with CONAMA Resolution Nº. 357/2005, inferring and corroborating with the transformations occurring in surface water quality and anthropogenic interventions as an urbanization of the surroundings, thus demonstrating the needing for greater harmony between human activities and water resources management.

**Keywords:** Cuiabá river watershed. Midwest region. Environmental monitoring.

---

## 1. INTRODUÇÃO

A existência de fontes de águas potáveis está cada vez mais inacessível para o consumo humano em termos qualitativos e quantitativos, tendo seus mananciais em constante ameaças de

contaminação, provocando diversas consequências para a saúde, como para o desenvolvimento econômico das nações. As impurezas acumuladas no percurso d'água tanto de formas naturais ou antropogênicas acabam alterando suas características e, por consequência, a sua qualidade. É de grande relevância o entendimento dos processos que nelas ocorrem, para a melhor utilização de seu conhecimento, aplicando-a na gestão da qualidade das águas ao que tange os usos múltiplos da água (Freire *et al.*, 2012).

Neste âmbito, as questões referentes à qualidade da água resultam em um espectro extremamente amplo dentro das áreas de estudos ambientais e na determinação das possíveis fontes de contaminação resultantes de diversas ações humanas, capazes de provocar impactos que se inter-relacionam com os processos naturais da bacia hidrográfica. Segundo Bu *et al.* (2014), a influência direta ou indireta dos aspectos climatológicos e antropogênicos tendem, em geral, modificar as propriedades geomorfológicas de um sistema hídrico ao longo de sua bacia, além de que a associação entre os processos decorrentes dentro do espaço terrestre de uma bacia hidrográfica interfere no seu compartimento aquático, provocando modificações em seus aspectos quantitativos e qualitativos dos recursos hídricos.

Diversos exemplos podem ilustrar os impactos decorrentes do processo de urbanização que resultam na degradação e comprometimento da qualidade das águas dos seus corpos receptores de efluentes, por exemplo. De forma geral, a urbanização tem ocorrido com ocupação de áreas baixas situadas às margens dos cursos d'água. O desmatamento, a impermeabilização, as movimentações de terra são reflexo de tal processo, tendo como característica que à medida que a cidade se urbaniza, aumenta-se a vazão máxima e a produção de sedimentos, devido a desproteção das superfícies e canalizações. Além de que o processo de urbanização, geralmente, está associado à falta de infraestrutura sanitária, corroborando com o despejo dos efluentes sem tratamento adequado nos corpos hídricos, que em função dos usos múltiplos das águas podem ser utilizados como fonte de captação de água superficial para abastecimento público (Araújo; Zeilhofer, 2011).

Dentro desse cenário, encontra-se a bacia hidrográfica do rio Cuiabá, caracterizada como uma das mais importantes contribuintes da região do Pantanal Mato-grossense, localizada na porção central da bacia do Alto Paraguai, denominada Baixada Cuiabana. Entre as décadas de 70 e 80 teve um elevado crescimento, o que acarretou em um intenso processo de urbanização desacompanhada de ações efetivas para disciplinamento do uso e ocupação do solo. Este processo resultou no incremento da demanda nos diversos usos das águas do rio Cuiabá e, por conseguinte, aumento das cargas orgânicas, de nutrientes e de coliformes inerentes dos efluentes sanitários despejados pontualmente ao longo do rio, bem como das contribuições de fontes difusas ligadas às atividades agrícolas e de criações de animais nas pequenas propriedades rurais (Guimarães *et al.*, 2005).

Partindo-se da premissa de que as diversas atividades envolvidas ao longo da bacia podem acarretar em processos de dispersão de contaminantes, atingindo distintas matrizes ambientais e ameaçando a sustentabilidade dos recursos hídricos da região (Ribeiro *et al.*, 2013), este trabalho teve como objetivo analisar a quantidade e qualidade da água do Rio Cuiabá entre os anos de 2014 a 2015, a partir dos resultados obtidos das análises físico-químicas, microbiológicas e quantitativas, comparando-se com os limites estabelecidos na normativa legal brasileira Resolução Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 357/2005 para corpos d'água Classe 2.

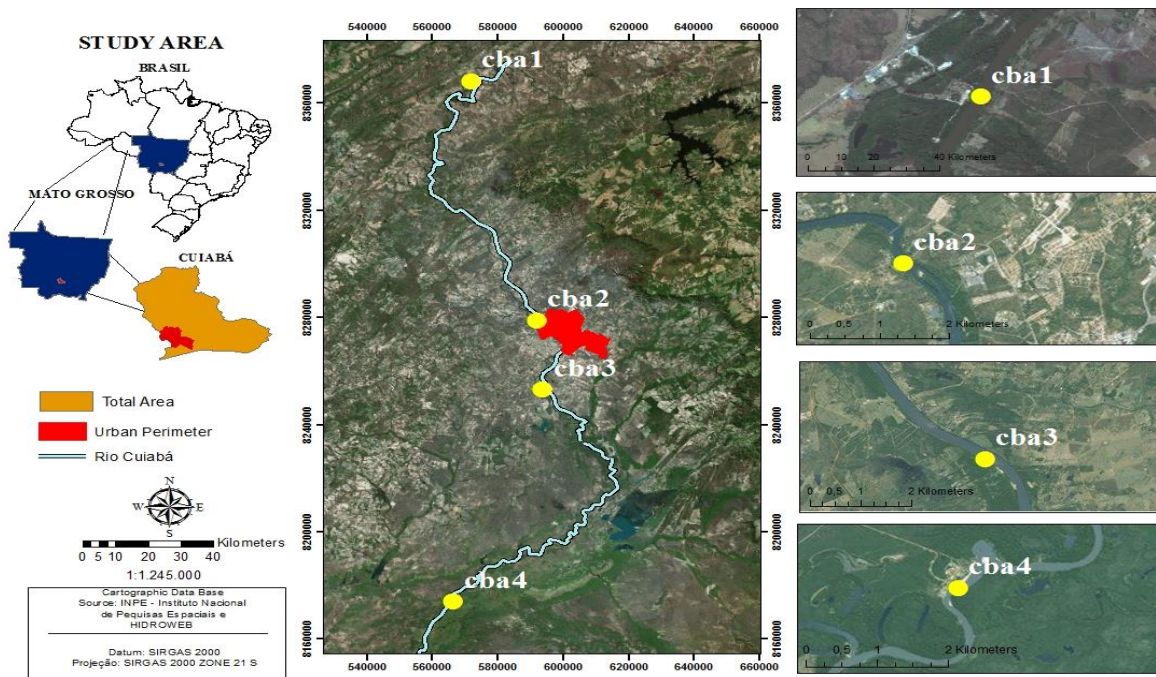
## 2. METODOLOGIA

A bacia hidrográfica do Rio Cuiabá está localizada entre as coordenadas geográficas 14°18' e 17°00' de latitude Sul e 54°40' e 56°55' de longitude Oeste, no Estado de Mato Grosso. Seus principais afluentes são os rios: Marzagão, Manso, Acorizal, Coxipó-Açú, Coxipó, Coxipó-Mirim, Aricá Açú, Aricá Mirim, Mutum e São Lourenço pela margem esquerda, e pela margem direita o Chiqueirão, Jangada, Espinheiro e Piraim (Mato Grosso, 2010).

A seleção dos pontos amostrais foi feita de maneira que se tivesse uma representatividade do curso médio alto na Depressão Cuiabana, para melhor caracterização da bacia hidrográfica do rio Cuiabá, que foi dividido em quatro pontos amostrais, aqui apresentados como *CBA1*, *CBA2*, *CBA3* e *CBA4*. Os pontos amostrais foram escolhidos levando em consideração a facilidade de acesso para realização da coleta e medição da descarga líquida na seção amostral.

O ponto *CBA1* foi definido como mais próximo à nascente, localizado na cidade de Rosário Oeste. O ponto *CBA2* foi selecionado à montante da área metropolitana de Cuiabá e Várzea Grande, situado na Passagem da Conceição. Por outro lado, o ponto *CBA3* foi escolhido em função de sua localização a jusante da área metropolitana, próximo à cidade de Santo Antônio do Leverger. O último ponto, *CBA4*, foi alocado no Pantanal Mato-grossense, nas proximidades de Porto Cercado. Os pontos amostrais, bem como a sua localização ao longo do curso d'água principal do Rio Cuiabá, podem ser observados na Figura 1.

Figura 1 - Delimitação da bacia hidrográfica do Rio Cuiabá e pontos amostrais



Para a avaliação da qualidade das águas da bacia do Rio Cuiabá, realizou-se oito coletas entre as estações chuvosas e de estiagem, compreendidas entre os meses de setembro de 2014 a abril de 2015, sendo que as amostragens em todas as coletas foram feitas em triplicata e em três seções do curso d'água, sendo elas de 25, 50 e 75% da margem esquerda. Os procedimentos de coleta, preservação e análise seguiram as orientações estabelecidas na Norma Técnica Brasileira (NBR) n. 9.898 (ABNT, 1987) e Standard Methods for the Examination of Water and

Wastewater 23rd edition (BAIRD et al., 2017). As amostras foram encaminhadas e analisadas no Laboratório de Análises Físico-Químicas de Águas e Resíduos (LAFQAR) e no Laboratório de Microbiologia Sanitária e Ambiental (LAMSA), ambos do Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental da Universidade Federal de Mato Grosso.

As variáveis físico-químicas avaliadas neste trabalho foram: potencial hidrogeniônico ( $pH$ ), condutividade elétrica ( $E$ ), sólidos dissolvidos totais ( $SDT$ ), temperatura do ar ( $T$ ) e da água ( $TH_2O$ ), o teor de oxigênio dissolvido ( $OD$ ), demanda bioquímica de oxigênio ( $DBO$ ), demanda química de oxigênio ( $DQO$ ), nitrogênio total Kjeldahl ( $NTK$ ) e fosforo total ( $P_{total}$ ). Para a caracterização microbiológica, determinou-se as concentrações do grupo dos coliformes totais ( $CT$ ) e a bactéria *Escherichia Coli* (*E. coli*), como principal bioindicador de poluição fecal.

Além disso, no instante amostral, realizou-se a determinação da descarga líquida ( $Q$ ) do Rio Cuiabá na própria seção utilizada para se realizar a amostragem. Tal determinação foi realizada por meio de molinete fluviométrico Newton – Hidromec<sup>®</sup>, pelo método da seção média, seguindo-se as recomendações batimétricas e dos procedimentos operacionais estabelecidos na regulamentação International Organization for Standardization (ISO) n. 748 (ISO, 2007).

As variáveis físico-químicas e microbiológicas determinadas neste trabalho, bem como o método analítico empregado nas análises, podem ser observadas na Tabela 1.

Tabela 1 - Parâmetros físico-químicos e microbiológicos analisados

Variáveis	Unidade	Método*
$pH$	-	4500-H
$E$	$\mu S. Cm^{-1}$	2510
$SDT$	$mg.L^{-1}$	2540
$T$	$^{\circ}C$	2550
$TH_2O$	$^{\circ}C$	2550
$OD$	$mg\ de\ O_2\ L^{-1}$	4500-O
$DBO$	$mg\ de\ O_2\ L^{-1}$	5510
$DQO$	$mg\ de\ O_2\ L^{-1}$	5520
$NKT$	$mg.L^{-1}$	4500-Norg
$P_{total}$	$mg.L^{-1}$	4500-P
$CT$	$NMP\ 100\ mL^{-1}$	9221
<i>E. coli</i>	$NMP\ 100\ mL^{-1}$	9221

\* Código no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 23<sup>rd</sup> Edition (BAIRD et al., 2017)

### 3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Nas Figuras 2 e 3 são apresentadas as médias das variáveis físico-químicas e microbiológicas relacionadas com a determinação da descarga líquida. As concentrações de  $pH$  encontradas nas águas coletadas na bacia hidrográfica do Rio Cuiabá, na maioria dos pontos, apresentaram-se próximos da neutralidade, mantendo-se em média geral de 7,1. Isso representa um aspecto positivo em relação a qualidade da água na bacia hidrográfica em questão. Observando-se a amplitude dos resultados encontrados em todas coletas, notou-se que o  $pH$  variou entre 5,9 e 7,7. O valor mínimo apresentado foi encontrado em abril de 2015 no ponto CB4, apresentando-se em desacordo com a Resolução n. 357/2005 do CONAMA, ao qual estabelece  $pH$  para cursos d'água Classe 2 deva estar entre 6,0 e 9,0.

Figura 2 - Médias das variáveis durante o período amostral em função da vazão. a) potencial hidrogeniônico; b) condutividade elétrica; c) sólidos dissolvidos totais; d) temperatura do ar e da água; e) oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio e demanda química de oxigênio; f) nitrogênio total Kjeldal e fósforo total

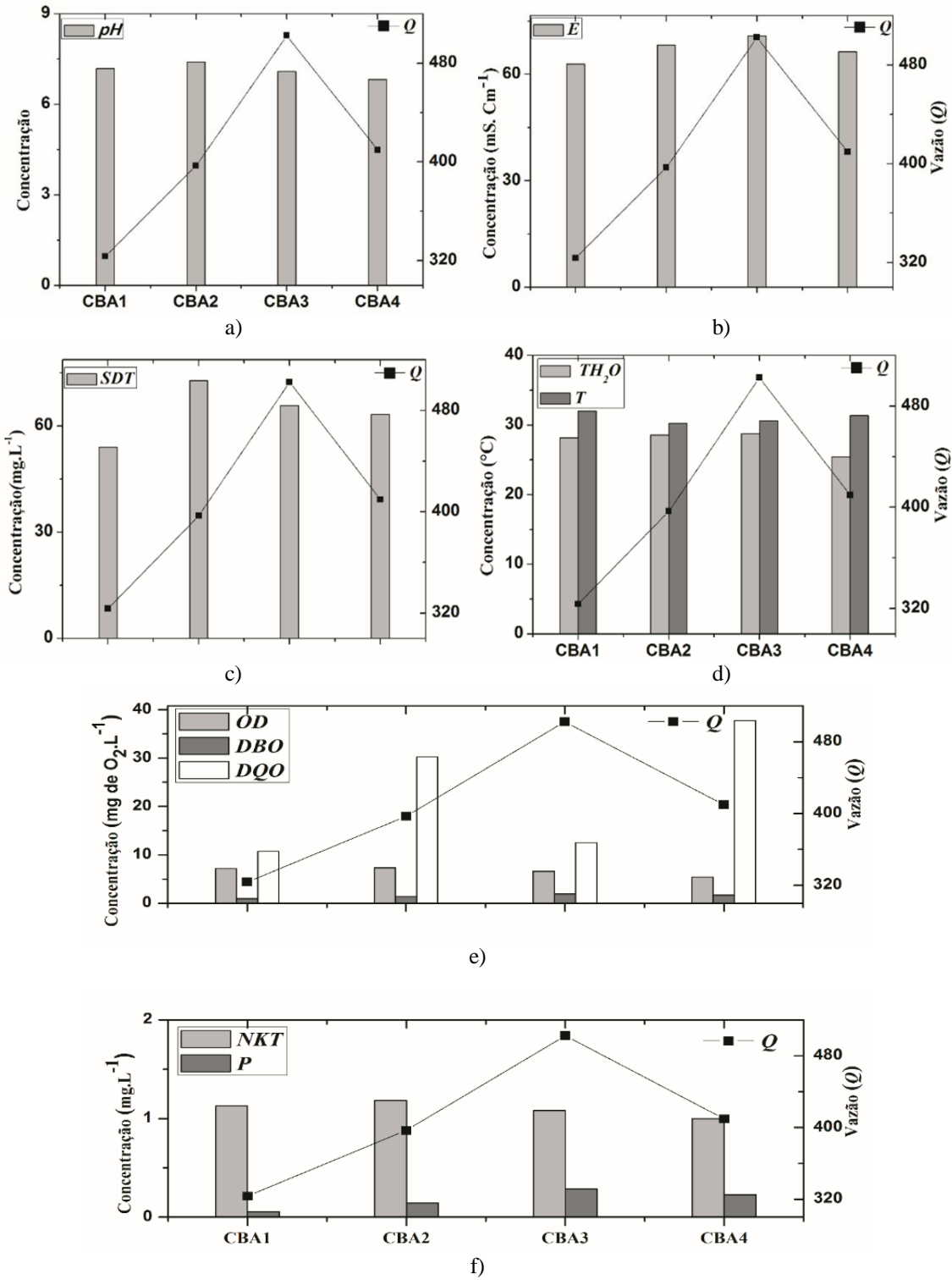
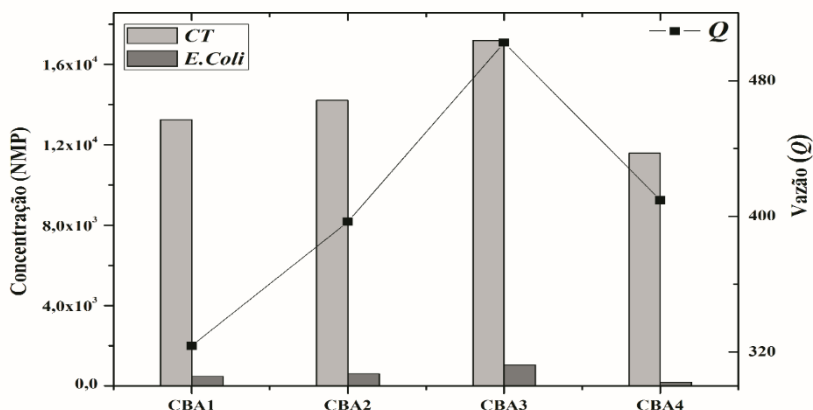


Figura 3 - Médias das concentrações de coliformes totais e *E. coli* em função da vazão



As amplitudes mínimas e máximas encontradas nas análises desenvolvidas nesta pesquisa, bem como os limites máximos estabelecidos pela Resolução n. 357/2005 do CONAMA podem ser observados na Tabela 2.

Tabela 2 - Variações das variáveis durante as amostragens

Variáveis	Unidade	CONAMA Rios de classe 2	Variações encontradas
<i>pH</i>	-	6,0 a 9,0	5,9 a 7,7
<i>E</i>	μS. Cm <sup>-1</sup>	-	45 a 95
<i>SDT</i>	mg.L <sup>-1</sup>	500	11 a 110
<i>T</i>	°C	-	28 e 41
<i>TH<sub>2</sub>O</i>	°C	-	26 a 30° C
<i>OD</i>	mg de O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	≥5	2,4 a 8,5
<i>DBO</i>	mg de O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	< 5	0,1 a 5,7
<i>DQO</i>	mg de O <sub>2</sub> L <sup>-1</sup>	-	1 a 51
<i>NTK</i>	mg.L <sup>-1</sup>	-	0,46 a 2,05
<i>Ptotal</i>	mg.L <sup>-1</sup>	0,1	0,05 a 0,44
<i>C.T</i>	NMP	1000	4,25E <sup>+03</sup> a 5,48E <sup>+04</sup>
<i>E.Coli</i>	NMP	1000	4,70E <sup>+01</sup> a 5,33E <sup>+03</sup>
<i>Q</i>	m <sup>3</sup> .s <sup>-1</sup>	-	141 a 1156

Silva *et al.* (2008) apontaram que a diminuição do *pH* está associada ao aumento do teor de matéria orgânica, tendo em vista a conseqüente queda na quantidade de oxigênio dissolvido disponível no corpo d'água, podendo então ser atribuído maior carreamento de sedimentos e matéria orgânica ao longo do curso d'água em função da maior vazão e, por conseguinte, da velocidade de escoamento. Os autores ainda estabeleceram que o *pH* nas águas dos rios brasileiros varia de neutro à ácido, podendo se alterar ao longo do rio, tendo como *pH* típico da região amazônica a variação entre 6 e 7, estando apenas abaixo desses valores em elevadas precipitações, ou seja, com aumento de vazão, o que corrobora com os resultados encontrados nesta pesquisa.

A condutividade elétrica é a capacidade que a água possui de conduzir corrente elétrica, relacionada com a presença de íons dissolvidos na água. Tais valores observados de condutividade elétrica variaram entre 45 e 95 μS. cm<sup>-1</sup>. Essa variável pode ser relacionada com a com os processos erosivos na área de contorno, que ocorre em detrimento da pastagem e pisoteio

de gados, além da presença de dejetos animais. Deve-se atentar ainda que a temperatura e o *pH* têm grande influência sobre as variações dos valores na condutividade elétrica.

Segundo Kramer *et al.* (2009), os valores elevados de condutividade elétrica são condicionados às alterações e variações devido a geologia da área de estudo e ao uso e ocupação da terra sem um planejamento adequado próximo ao ambiente hídrico. Ainda, a condutividade é uma das mais importantes variáveis limnológicas, pois representa por muitas vezes a integração entre o ambiente terrestre e aquático (Passos, 2009). Segundo Tundisi *et al.* (2008), a condutividade das águas expressa muitos fenômenos complexos, dependendo da concentração iônica, havendo uma correlação entre a condutividade e os nutrientes inerentes ao fitoplâncton e macrófitas. Neste sentido, entende-se que a condutividade elétrica é capaz de detectar fontes poluidoras nos ecossistemas aquáticos e as diferenças geoquímicas do curso d'água principal e seus afluentes. Tais aspectos foram confirmados por Lima (2001) em estudos no Rio Cuiabá, que mostrou que no período de estiagem há redução das cargas orgânicas, evidenciando a contribuição geológica da bacia na alteração da variação da condutividade nesses períodos.

Tratando-se dos sólidos totais dissolvidos, entre os meses avaliados as 32 amostras coletadas ao longo do Rio Cuiabá tiveram seus valores variando entre 11 e 110 mg L<sup>-1</sup>. A Resolução CONAMA n. 357/2005 determina concentração máxima de 500 mg L<sup>-1</sup> em componentes que afetam a qualidade organoléptica. Portanto, notou-se que mesmo considerando o limite máximo as águas dos pontos de amostragem do rio Cuiabá apresentaram valores inferiores ao máximo permitido. Embora não tenha sido determinada a cor, sabe-se que elevados valores de *SDT* podem elevar a cor e, em menor proporção, a turbidez das águas.

Estudos de monitoramento da qualidade da água realizado na microbacia hidrográfica do rio Catolé em Itapetinga no Estado da Bahia, também no Brasil, apontaram que os maiores valores de cor e turbidez trazem implicações tanto para o ecossistema aquático, onde dificulta a penetração dos raios solares desfavorecendo a fotossíntese e diminuindo a concentração de oxigênio dissolvido nas águas e outros agravantes, quanto para o tratamento e abastecimento público (Barreto, 2009). Segundo Richter (2005), águas com elevadas concentrações na cor, turbidez e sólidos aumentam os custos de tratamento de potabilização da água, diminui a vida útil dos filtros nas estações de tratamento, o que aumenta os valores pagos pelos consumidores em geral. Os considerados baixos valores encontrados no rio Cuiabá provavelmente justificam-se pela influência das margens e da vegetação ciliar ainda existente ao longo do rio.

Os resultados obtidos de temperatura demonstraram variações espaço-temporal dos valores nas 32 amostragens dos 4 pontos ao longo de 8 meses valores estabelecidos entre 26 e 30°C. Neste sentido, os valores obtidos da temperatura da água podem ser associados aos valores das temperaturas médias do ar, sendo que as médias das temperaturas da água e do ar, respectivamente, foram de 29 e 31°C. Levando-se em consideração que as coletas foram realizadas em sub-superfície, os dados analisados pertencem à primeira camada (epilimnion), onde as temperaturas, segundo Strassburger (2005) tendem a ser uniformes devido às ações externas.

Para Conte e Leopoldo (2001), a determinação da temperatura da água é de fundamental importância, uma vez que as variações que ocorrem constituem em fatores de reações energéticas e ecológicas aplicadas aos recursos hídricos, principalmente em relação aos organismos aquáticos. As temperaturas apresentaram diferenças significativas. Além disso, observou-se flutuação em um mesmo ponto e entre os diferentes pontos de coleta. Aspectos semelhantes foram encontrados e descritos por Lima (2001) em pesquisa realizada no Rio Cuiabá, sendo visualizadas variações sazonais ao longo da série.

Encontrou-se, neste estudo, picos de valores mínimos registrados no período de estiagem correspondente aos meses de maio a outubro e temperaturas máximas na época de chuva nos meses de novembro a abril, variando-se de 29,29 a 29,47°C. Os elevados valores para a temperatura podem ser ressaltados pelo horário de coleta que sempre ocorreram entre às 10 e 12 horas, período do dia em que ocorre maior incidência direta dos raios solares na superfície da terra em regiões tropicais.

As concentrações de *OD* variaram de 2,4 a 8,5 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>, de maneira geral, estabelecido pela média dos resultados, a concentração de *OD* ficou dentro dos limites legais estabelecidos pela Resolução CONAMA n. 357/2005 para corpos de água doce Classe 2, ao qual se tem parametrizado concentração maior ou igual a 5 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>. Porém, resalta-se que houve a observação de valor de aproximadamente 2 vezes menor que o valor mínimo permissível.

A importância desta variável no corpo hídrico se dá em função de sua caracterização como principal parâmetro dos efeitos da poluição das águas por despejos orgânicos. Segundo Von Sperling (2017), o oxigênio dissolvido (*OD*) é de essencial importância para os organismos aeróbios. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos de síntese metabólico, podendo resultar em sua redução no meio. Corroborando com os valores encontrados, Souza e Oliveira (2014), em estudos do Rio Vermelho, também em Mato Grosso, encontraram variações similares no período chuvoso, com valores entre 2,0 a 6,2 mg L<sup>-1</sup> de O<sub>2</sub>, o que pode ser explicado devido ao aumento de arraste de sedimentos o que acarreta em maior concentração de matéria orgânica no meio.

A demanda bioquímica de oxigênio (*DBO*) e a demanda química de oxigênio (*DQO*) são parâmetros utilizados para identificar a presença de matéria orgânica na água, que indicam o consumo de oxigênio necessário para estabilizar o teor de matéria orgânica presente na água, diferenciando-se que a *DBO* ocorre em virtude da oxidação bioquímica dos microrganismos aeróbios e/ou facultativos presentes na água e a *DQO* corresponde à oxidação química em ácido forte (Parron *et al.*, 2011). Grandes quantidades de matéria orgânica utilizam grandes quantidades de oxigênio, nesse sentido, quanto maior a *DBO* e *DQO*, maior será o grau de poluição dos cursos d'água.

Os valores médios de *DBO* registrados no ponto *CBA1*, *CBA2*, *CBA3* e *CBA4* foram de 1,2, de 1,4, de 1,9 e de 1,7 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>, respectivamente. Além disso, foi possível se observar que os valores de *CBA1* a *CBA3* apresentaram aumento, corroborando com a consequente redução de *OD*, inferindo na degradação da qualidade da água do Rio Cuiabá.

Os valores obtidos apontam para uma tendência de elevação nas concentrações de *DBO* no sentido de montante à jusante, isto é, de *CBA1* para *CBA3*, que pode ser explicada pelos lançamentos de efluentes domésticos da área urbana nos corpos hídricos receptores sem tratamento adequado, condizente com a infraestrutura sanitária deficiente do país, ao qual segundo o Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos de 2017, apenas 44,7% do esgoto doméstico gerado é de fato tratado (BRASIL; SNS/MDR, 2019).

No ponto *CBA4* a concentração da *DBO* apresenta diminuição. Desta maneira, um dos fenômenos que podem ser atribuídos a isso pode estar correlacionado com a diluição dos efluentes no curso d'água principal e seus afluentes. Verificou-se ainda que mesmo com o aumento da *DBO* no ponto *CB3*, todos os valores de *DBO* mantiveram-se abaixo do limite estabelecido pela Resolução n. 357/2005 do CONAMA, que fixa um valor máximo de até 5 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>. A legislação federal não fixa limites para a *DQO*, porém em todo o período e todos os pontos amostrais observou-se concentrações médias geral de *DQO* menores que 25 mg O<sub>2</sub> L<sup>-1</sup>, valor sem muita discrepância da *DBO*, caracterizado como ordinário.



As concentrações de *NTK* apresentaram valores variando em menor condição que o limite de detecção do método utilizado, que corresponde a  $2,05 \text{ mg L}^{-1}$ . A Resolução n. 357/2005 do CONAMA não estabelece concentração limite para esta variável. Entre os resultados obtidos, os maiores valores encontrados para concentrações de nitrogênio foram nos pontos *CBA2* e *CBA3*, caracterizados pela proximidade e inserção do perímetro urbano propriamente dito. Maier (1978) apontou que os compostos nitrogenados podem ter origem na erosão dos solos, na drenagem de áreas agrícolas e de terrenos pantanosos, na descarga de efluentes industriais e domésticos e na decomposição de vegetação marginal.

Na mesma escala de importância, no cerne problemático aos nutrientes e à eutrofização, os valores de fósforo total encontrados neste trabalho possibilitaram observar um aumento da concentração no sentido do ponto *CBA1* a *CBA3* no período chuvoso, demonstrando pouca capacidade de diluição do Rio Cuiabá. Tais concentrações médias nos pontos *CBA1*, *CBA2*, *CBA3* e *CBA4* foram de 0,05, de 0,14, de 0,29 e de 0,23  $\text{mg L}^{-1}$ , respectivamente. Os resultados apontaram ainda que quase metade dos valores encontrados permaneceram acima do limite máximo da Resolução CONAMA n. 357/2005, que estabelece o máximo de  $0,1 \text{ mg L}^{-1}$ . Os maiores valores foram observados nos pontos *CBA2* e *CBA3*, corroborando com a falta de infraestrutura sanitária e ambiental da zona urbana, indicando degradação ambiental refletida na presença de esgotos domésticos sem tratamento adequado em maior quantidade neste trecho.

Segundo Esteves (2011), o fósforo aparece em águas por causa das descargas de esgotos, particularmente devido a presença dos detergentes nos esgotos domésticos, efluentes industriais e fertilizantes. Como consequência, apontam-se alteração das características químicas e físicas do meio, podendo trazer consequências negativas para o ecossistema aquático, como a morte de diversos organismos. A descarga de fosfatos provenientes de esgoto bruto ou tratado, drenagem agrícola ou de determinados resíduos industriais podem estimular o crescimento de micro e macro organismos aquáticos fotossintéticos em grandes quantidades, desencadeando processos de eutrofização.

Os *C.T* são grupos formados por bactérias de diferentes gêneros, dentre os quais apenas a *E.Coli* tem como habitat primário o trato intestinal do homem e animais de sangue quente. As bactérias de outros gêneros estão presentes em outros ambientes como vegetais e solo, sendo assim a presença de coliformes totais na água não indica, necessariamente, contaminação fecal (Franco; Landgraf, 2003). Em relação às concentrações de *C.T.* e *E. coli*, os resultados indicaram variações de  $4,25\text{E}^{+03}$  a  $5,48\text{E}^{+04}$  e  $4,70\text{E}^{+01}$  a  $5,33\text{E}^{+03}$  com medianas de  $1,45\text{E}^{+04}$  e  $5,93\text{E}^{+02}$ , respectivamente, ao longo das 32 amostragens. Em toda amostragem, houve a presença de *C.T* e de *E. coli*, ao qual observa-se os pontos amostrais de maior concentração por *C.T.* foram *CBA2* e *CBA3*, o que pode ser explicado pelo despejo de efluentes domésticos sem tratamento adequado, que possuem alta concentração destes microrganismos.

De acordo com Pádua (2003), a *E. coli* é o único bioindicador de coliformes fecais, sendo somente encontrada em esgotos, águas naturais e solos desde que tenham recebido contaminação fecal recente, proveniente dos efluentes domésticos, por exemplo. Dentre os pontos amostrais analisados, todos apresentaram valores que excedem o limite fixado pela Resolução CONAMA n. 357/2005, estabelecido como de  $1.000 \text{ NMP } 100 \text{ mL}^{-1}$  em 80% ou mais de pelo menos 5 amostras coletadas durante o período de um ano.

Outra atribuição aos resultados das concentrações de *C.T.* diferente ao despejo dos efluentes domésticos, pode ser a associação com a origem das atividades de criação de gado na bacia hidrográfica, capazes de gerar microrganismos até mesmo patogênicos de origem entérica, animal ou humana que são excretadas nas fezes dos indivíduos e transportadas até o curso d'água.

De modo geral, foi possível se constatar diferenças expressivas entre os pontos *CBA1* e *CBA4*, localizados a montante e a jusante do perímetro urbano, respectivamente, estando estas associadas à influência do perímetro urbano com aumento considerável nas concentrações das variáveis dos pontos amostrais *CBA2* e *CBA3*, alterando as características do meio aquático, por ora até mesmo acima dos limites estabelecidos em regulação ambiental, o que pode afetar o equilíbrio do ecossistema aquático e, principalmente, o uso adequado dos recursos hídricos.

#### 4. CONCLUSÃO

Os indicadores físico-químicos e microbiológicos utilizados neste trabalho subsidiaram informações em relação a da qualidade ambiental da Bacia Hidrográfica do Rio Cuiabá, contribuindo para o entendimento das transformações do meio aquático em função da urbanização acompanhada de infraestrutura sanitária deficiente. Desta maneira, foi possível correlacionar tais resultados com as possíveis intervenções antrópica carregadas para a bacia, demonstrando, assim, necessidade de maior harmonia entre as atividades humanas e os recursos hídricos.

De maneira geral, observou-se que o processo de urbanização verificado na bacia do rio Cuiabá, ao longo dessas últimas décadas, resultou no uso indiscriminado dos recursos hídricos como receptores de carga orgânica proveniente da diluição dos efluentes domésticos, contaminando-se os córregos urbanos, com acentuado comprometimento da qualidade de suas águas, decorrente de fontes pontuais e difusas nos principais tributários e contribuintes do Rio Cuiabá. Desta maneira, este estudo alerta também para a necessidade de se respeitar os limites de mata ciliar, de uma gestão ambientalmente adequada do uso e conservação do solo, de despertar a sensibilização ambiental das comunidades, além de incentivar a realização de campanhas e de projetos de preservação ambiental.

#### 5. REFERÊNCIAS

ABNT – ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 9898**. Preservação e Técnicas de Amostragem de Efluentes Líquidos e Corpos Receptores. RJ, *Associação Brasileira de Normas Técnicas*, 1987.

BAIRD, R.B.; EATON, A.D.; RICE, E.W.(edit.). **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 23<sup>rd</sup> ed. American Public Health Association, American Water Work Association, Water Environment Federation, Washington DC, 2017.

ARAÚJO, G; 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. <http://www.seer.ufu.br/index.php/hygeia/article/view/17036>

BARRETO, L; ROCHA, F; OLIVEIRA, M. Monitoramento da qualidade da água na microbacia Hidrográfica do Rio Catolé. **Enciclopédia Biosfera**, v.5, n.8, p. 1503-1519, 2009. <http://www.conhecer.org.br/enciclop/20098.htm>

BRASIL. Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da**

União, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=459>>. Acesso em 19 nov. 2019.

BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Regional. Secretaria Nacional de Saneamento – SNS. **Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: Diagnóstico dos Serviços de Água e Esgotos** - 2017. Brasília, 2019, 226p. Disponível em: <[http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ae/2017/Diagnostico\\_AE2017.zip](http://www.snis.gov.br/downloads/diagnosticos/ae/2017/Diagnostico_AE2017.zip)>. Acesso em 19 nov 2019.

BU, H.; MENG, W.; ZHANG, Y.; WAN, J. Relationships between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. **Ecological Indicators**, v. 41, p. 187-197, 2014. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.003>

CARNEIRO, F. M. **Análise do estudo de impacto ambiental e da qualidade da água – o caso Açude Atalho – Brejo Santo, Ceará.** 2002. 198f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente, Universidade Federal do Ceará, 2002.

CONTE, M. L.; LEOPOLDO, P. R. **Avaliação de recursos hídricos: Rio Pardo, um exemplo.** 1 ed. Sao Paulo: Ed. UNESP, 2001, 142p.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de limnologia.** 3 ed. Rio de Janeiro: Ed. Interciência, 2011, 826p.

FRANCO, B.D.G.M.; LANDGRAF, M. **Microbiologia dos alimentos.** 1 ed. São Paulo: Ed. Atheneu, 2003, 192p.

FREIRE, R. S.; ROSELENE, M.; FREITAS, F. H.; BONIFÁCIO, C. M.; TAVARES, C. R. G.; Monitoring of toxic chemical in the basin of Maringá stream. **Revista Acta Scientiarum Technology**, v. 34, n. 3, p. 295-302, 2012. <https://doi:10.4025/actascitechnol.v34i3.10302>

GUIMARÃES, C. P.; LIMA, E.B.N.R; LIMA, J. B.; MECCA, M. J.; ALVES, A. Alteração da qualidade da água na bacia do rio Cuiabá: fatores intervenientes no processo e análise da conformidade com os padrões ambientais. In: *CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL*, 23, Rio de Janeiro. **Anais ...** Rio de Janeiro: ABES, 2005, p. 1-7.

INTERNATIONAL ORGANIZATION FOR STANDARDIZATION. **International Standard, n. 748:** Hydrometry – Measurement of liquid flow in open channels using current meters or flows. Fourth edition, 2007, 46p.

KRAMER, G; REIS, J; PEREIRA FILHO, W. Uso da terra do entorno do reservatório Passo Real – RS e análise de dados limnológico para compreender os compartimentos do ecossistema aquático. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, XIV, Natal. **Anais ...** Natal: INPE, 2009, p. 3967–3973.

LIMA, E. B. N. R. Modelagem integrada para gestão da qualidade da água na Bacia do Rio Cuiabá. Tese (Doutorado). 184f. Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia, Universidade Federal

do Rio de Janeiro, Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia, COPPE, 2001.

MAIER, M.H. Considerações sobre características limnológicas de ecossistemas lóticos. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 5, n. 5(1-2), p.75-90, 2018. <https://www.pesca.sp.gov.br/boletim/index.php/bip/article/view/34>

MATO GROSSO. Secretaria de Estado do Meio Ambiente. Superintendência de Monitoramento de Indicadores Ambientais. **Relatório de monitoramento da qualidade da água da região hidrográfica do Paraguai – 2007 a 2009**. Cuiabá: SEMA/MT; SMIA, 2010. Disponível em: <<http://www.servicos.ms.gov.br/imasuldownloads/relatorios/20092010/relatorioqualidadeaguas20092010.pdf>>. Acesso em 19 nov. 2019.

PÁDUA, H. B. Informações sobre coliformes totais/fecais e alguns outros organismos indicadores em sistemas aquáticos – Aquicultura. **Caderno de Doutrina Ambiental**, p. 20, 2003.

PARRON, L. M.; MUNIZ, D. H. F.; PEREIRA, C. M. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. 1 ed. Brasília: Ed. Embrapa Florestas, 2011, 69p.

PASSOS, Valdemar Ferreira. **Influência das diferentes formas de uso da terra em variáveis limnológicas no Arroio Tumurupará nos municípios de Candido Godói, Ubiretama e Campina das Missões/RS**. 2009. Dissertação (Mestrado). 89f. Pós-graduação em Geomática, Universidade Federal de Santa Maria, 2009.

RIBEIRO, A; DORES, E; AMORIM, R; LOURENCETTI, C. Resíduos de pesticidas em águas superficiais de área de nascente do rio São Lourenço-MT: Validação de método por extração em fase sólida e cromatografia líquida. **Química Nova**, v. 36, n. 2, 2013, p. 284-290. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40422013000200015>.

RICHTER, C. A. **Tratamento de água: tecnologia atualizada**. 1 ed. São Paulo: Ed. Edgard Blucher, 2005, 332p.

SILVA, A. E. P.; ANGELIS, C. F.; MACHADO, L. A. T.; WAICHAMAN, A. V. Influência da Precipitação da Qualidade da Água do Rio Purus. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 4, 2008, p.733–742. <https://doi:10.1590/s0044-59672008000400017>.

SOUZA, A; OLIVEIRA, S. Análise da qualidade da água do Rio Vermelho em Mato Grosso: No período de cheia no ano de 2014. **Biodiversidade**, v. 13, n. 2, p.115–126, 2014. <http://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/biodiversidade/article/view/1960>

STRASSBURGER, Luciane. **Uso da terra nas bacias hidrográficas do Rio do Peixe (SC) e do Rio Pelotas (RG/SC) e sua influência na limnologia do Reservatório da UEH-ITÁ (RG/SC)**. 2005. Dissertação (Mestrado). 138f. Programa de Pós-graduação em Geografia, Universidade Federal de Santa Maria, 2005.

TUNDISI, J. G; MATSUMURA TUNDISI, T. Limnologia. **Brazilian Journal of Biology**, v. 69, n. 1, p. 1, 2008. <http://dx.doi.org/10.1590/S1519-69842009000100032>.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias: introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos.** 2 ed. v. 1, Belo Horizonte: Ed. UFMG, 2017. 243p.



O conteúdo deste trabalho pode ser usado sob os termos da licença Creative Commons Attribution 4.0. Qualquer outra distribuição deste trabalho deve manter a atribuição ao(s) autor(es) e o título do trabalho, citação da revista e DOI.