



Índice trófico e qualidade da água balnear de praias no baixo rio Tapajós, Amazônia, Brasil

Trophic index and recreational water quality at beaches on the lower Tapajós River, Amazonia, Brazil

E. J. S. Lemos*; J. R. P. Peleja; Y. G. F. Goch; F. C. C. Lima; R. J. Bacelar

Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas (ICTA)/Laboratório de Biologia Ambiental, Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), 68040-070, Santarém-PA, Brasil

**edvaldo_lemos@yahoo.com.br*

(Recebido em 26 de maio de 2023; aceito em 22 de maio de 2024)

A degradação da qualidade ambiental, ocasionado principalmente por fatores antrópicos, causa impacto imediato aos cursos d'água. Desta forma, monitorar os recursos hídricos é de fundamental importância para a manutenção da qualidade da água e para o bem-estar humano. Neste contexto, este trabalho visou investigar as condições espaço-temporal da qualidade das águas das praias da margem direita do baixo rio Tapajós, quanto ao Índice de Qualidade da Água (IQAs) e ao Índice de Estado trófico (IETs), no município de Santarém/PA. Para isso, amostraram-se ao longo da orla fluvial direita do Rio Tapajós nas seguintes praias: Muretá, Cajueiro, Ponta de Pedras, Pajuçara e Maracanã, e realizadas análises em campo e laboratoriais dos conjuntos de parâmetros fundamentais que compõe os índices IQA e IET. Foram realizadas quatro campanhas de monitoramento em duas fases da hidrógrafa fluvial: águas baixas (dezembro de 2015 e janeiro de 2017) e águas altas (maio de 2016 e maio de 2018). Os resultados apresentaram IQA variando de $67 \pm 5,8$ na praia do Maracanã no período das águas baixas a $77 \pm 3,8$ para a praia de Muretá no período das águas altas e IET com variação mínima ($40 \pm 7,5$) e máxima ($48 \pm 6,8$) registradas coincidentemente na praia do Pajuçara nas fases de águas baixas e águas altas, respectivamente. Estes resultados demonstraram que os índices avaliados, IQA e IET, apontam que as praias investigadas apresentam boa qualidade e baixo potencial de eutrofização.

Palavras-Chave: qualidade ambiental, eutrofização, rio Tapajós.

The degradation of environmental quality, mainly caused by anthropic factors, has an immediate impact on watercourses. This way, monitoring water resources is of fundamental importance for maintaining water quality and human well-being. In this context, this work aimed to investigate the spatio-temporal conditions of the water quality of the beaches on the right bank of the lower Tapajós River, regarding the Water Quality Index (WQI) and the Trophic State Index (TSI), in the municipality of Santarém/Pará. For this, the following beaches were sampled along the right river bank of the Tapajós River: Muretá, Cajueiro, Ponta de Pedras, Pajuçara and Maracanã, and field and laboratory analyzes were carried out of the sets of fundamental parameters that make up the WQI and TSI indexes. Four monitoring campaigns were carried out in two phases of the river hydrograph: low water season (December 2015 and January 2017) and high water season (May 2016 and May 2018). The results showed WQI ranging from 67 ± 5.8 on Maracanã beach in the low water season to 77 ± 3.8 for Muretá beach in the high water season and TSI with minimum variation (40 ± 7.5) and maximum (48 ± 6.8) recorded coincidentally on Pajuçara beach in the low water and high water season, respectively. These results demonstrated that the evaluated indices, WQI and TSI, indicate that the investigated beaches have good quality and low potential for eutrophication.

Keywords: environmental quality, eutrophication, Tapajós river.

1. INTRODUÇÃO

O Rio Tapajós é um importante rio da Bacia Hidrográfica Amazônica, sendo o maior afluente de águas claras da margem direita do rio Amazonas [1]. Por apresentar grande disponibilidade hídrica com águas transparentes e extensões quilométricas de areias brancas em suas margens, tornou-se atrativo para o desenvolvimento de diversas atividades, como o abastecimento de água, uso agrícola, geração de energia e atividade de lazer.

Tucci (2005) [2] descreve que o crescimento urbano sem planejamento aumenta a degradação ambiental, cujos principais problemas estão relacionados à falta de tratamento de esgoto e de

drenagem urbana e a deterioração da qualidade da água, devido ao lançamento de efluentes domésticos que aportam para os corpos d'água poluentes que causam a sua eutrofização. A eutrofização é um processo de poluição dos recursos hídricos por nutrientes, principalmente fósforo e nitrogênio, que provoca a diminuição da qualidade da água, comprometendo até mesmo sua utilização para consumo humano [3].

A descarga de esgoto doméstico nos corpos d'águas além de ocasionar a eutrofização pode provocar problemas à saúde humana por conter microrganismos patogênicos [4]. Nesse contexto, monitorar os recursos hídricos é de fundamental importância para a manutenção da qualidade da água e para o bem-estar humano. No Brasil, a Resolução nº 357, do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama), de 17 de março de 2005, estabelece a classificação de enquadramento dos corpos d'água, preconizando os padrões de qualidade da água de acordo com os usos preponderantes, subsidiando o monitoramento da contaminação das águas superficiais [5].

Dessa forma, o monitoramento da qualidade das águas superficiais, apresenta-se como um importante instrumento de gestão. Para isso, diversas ferramentas foram propostas com base em parâmetros físico-químicos e bacteriológicos, visando informar a população e orientar as ações para a gestão do uso da água [6]. Destas, destacam-se o Índice de Qualidade da Água (IQA) e o Índice de Estado Trófico (IET).

A partir de um estudo realizado em 1970 pela *National Sanitation Foundation* (NSF), alguns órgãos ambientais brasileiros, como a Companhia do Estado de São Paulo (CETESP) e o IGAM (Minas Gerais), adaptaram e desenvolveram o IQA [7]. Para o cálculo deste índice, foram selecionados por vários especialistas, os parâmetros mais significativos para caracterização da qualidade da água, estipulando para cada um destes parâmetros, pesos de acordo com a sua relevância no cálculo do IQA [8]. Além do IQA outros índices são usados, como o Índice de Estado Trófico (IET), que tem por finalidade classificar os corpos hídricos em diferentes graus de trofia, avaliando a quantidade de nutrientes na água e sua relação com crescimento das algas e de macrófitas aquáticas capazes de causar a eutrofização [9]. Dessa forma, tanto o IQA quanto o IET, refletem as condições de qualidade da água diante dos diversos usos do solo, num determinado ponto de monitoramento, facilitando a comunicação para o público através de informações simplificadas dos resultados.

Na região amazônica, existem poucos estudos que consideram os índices de qualidade e trofia das águas como indicadores de qualidade hídrica. Contudo, alguns autores investigaram através do índice de qualidade da água [10] e o índice de estado trófico [11] as águas em microbacias hidrográficas comparando com diferentes usos do solo, nos municípios de Santarém/PA e Belterra/PA.

Neste contexto, o estudo objetivou investigar as condições espaço-temporal da qualidade das águas das praias da margem direita do baixo rio Tapajós, quanto ao Índice de Qualidade da Água (IQAs) e ao Índice de Estado trófico (IETs), no município de Santarém, relacionando com a urbanização e ao uso e ocupação do solo, nas duas fases da hidrografia fluvial (águas altas e águas baixas) típicas dos regimes fluviais amazônicos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Caracterização da área de estudo

O município de Santarém situa-se a 2°24'52" S e 54°42'36" O, na região do oeste paraense, na mesorregião do Baixo Amazonas e localiza-se na margem direita na foz do Rio Tapajós, na sua confluência com o Rio Amazonas [12]. O Rio Tapajós é um dos principais cursos d'água do município de Santarém, muito utilizado como via fluvial de acesso aos municípios da região. Santarém possui uma área de 22.886,761 km², com uma população de 294.580 habitantes [13]. O clima da região é do tipo "Am1" segundo a classificação de Köppen. A maior parte da precipitação ocorre entre os meses de dezembro a maio [14].

A Figura 1 apresenta a localização dos pontos de coleta monitorados no presente estudo, evidenciando a localização destes na margem direita do Rio Tapajós, bem como em menor escala a localização destes dentro do estado do Pará.

Foram realizadas quatro campanhas, com cinco repetições de coletas de amostras nas duas fases da hidrógrafa fluvial: fase das águas baixas (dezembro de 2015 e janeiro de 2017) e fase das águas altas (maio de 2016 e maio de 2018). Para isso, amostraram-se ao longo da orla fluvial direita do Rio Tapajós as seguintes praias: Muretá, Cajueiro, Ponta de Pedras, Pajuçara e Maracanã (Tabela 1), sendo que as distâncias destas em relação ao centro urbano do município de Santarém aumentam no sentido da última para a primeira.

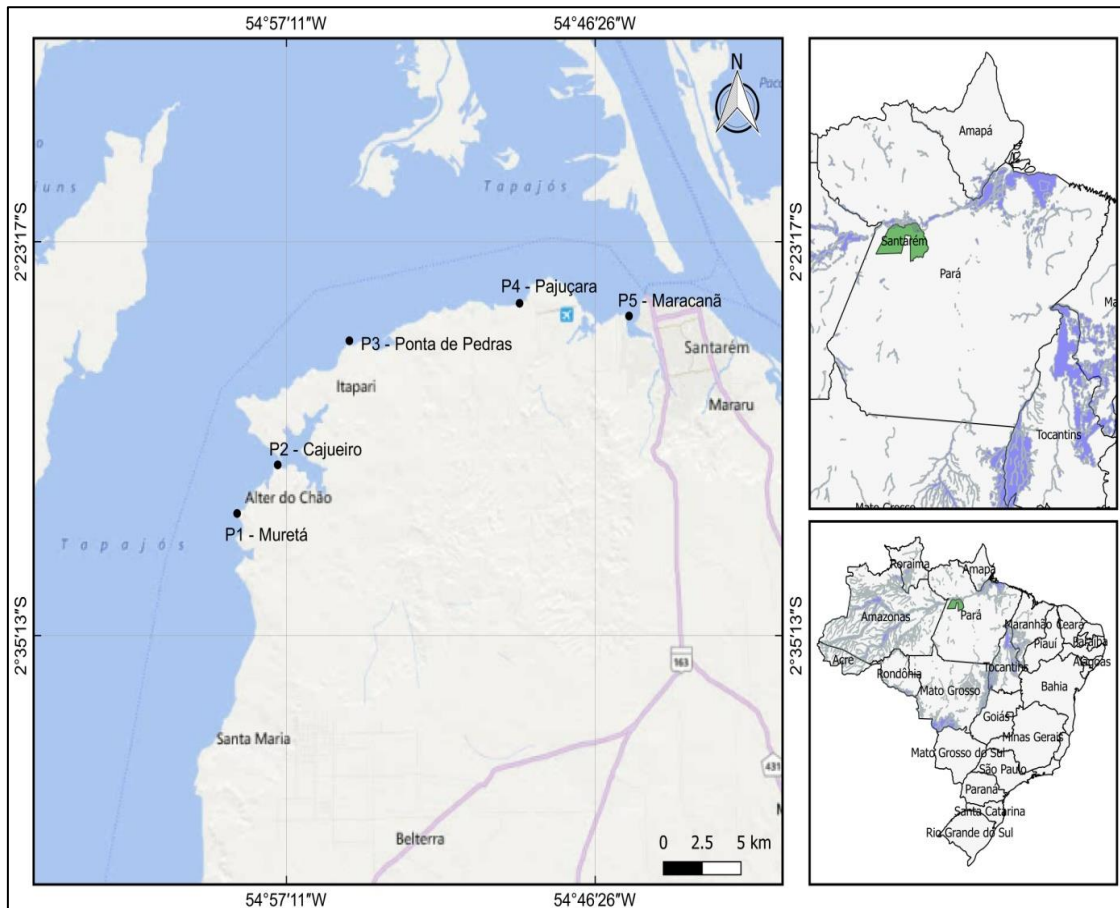


Figura 1. Mapa geral com a localização dos balneários/praias investigadas no município de Santarém (destacado em verde), Pará.

A metodologia para a coleta e conservação das amostras de água seguiu as Normas NBR9897 “Planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores” [15] e NBR9898 “Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores” [16], as recomendações do Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras [17] e do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* [18]. As amostras foram coletadas contra a água corrente, a 20 cm da superfície e armazenadas em 02 frascos esterilizados de polietileno de 1.000 mL e 250 mL, acondicionados em caixa isotérmica refrigerada, ao abrigo da luz, e transportadas ao Laboratório de Biologia Ambiental (LBA) do Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas da Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), onde se procedeu a realização das análises.

Tabela 1. Locais de coleta com descrição básica e localização geográfica no município de Santarém, Pará.

Praias	Coordenadas	Características do local
Muretá	54°58' 53.753 W 2°31' 31.066 S	Presença de floresta primária nativa, mata ciliar conservada, ausência de instalações prediais e acesso apenas por via fluvial.
Cajueiro	54° 57' 29.012 W 2° 30' 2.657 S	Predominância de floresta primária, área pouco urbanizada, presença de instalações prediais e acesso por rodovias.
Ponta de Pedras	54° 54' 59.486 W 2° 26' 16.933 S	Predominância de floresta primária, presença de instalações prediais e acesso por rodovias.
Pajuçara	54° 49' 4.310 W 2° 25' 8.670 S	Predominância de floresta primária, presença de instalações prediais e acesso por rodovias.
Maracanã	54° 45' 15.840 W 2° 25' 31.854 S	Área bastante urbanizada, próxima ao centro da cidade, sem coleta e tratamento de esgoto.

Todos os parâmetros foram analisados segundo as normas descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* [18], conforme Tabela 2. Para determinação dos parâmetros pH, temperatura (°C), sólidos totais dissolvidos (mg L^{-1}), condutividade elétrica ($\mu\text{S cm}^{-1}$) e oxigênio dissolvido (mg L^{-1}) foram realizadas análises *in loco* utilizando um multiparâmetro portátil. As medidas de turbidez (UNT) foram processadas com o auxílio de um turbidímetro de bancada. O método para análise de coliformes termotolerantes (UFC 100mL^{-1}) foi o da membrana filtrante; o nitrato (mg L^{-1}) foi determinado pelo método colorimétrico; a demanda bioquímica de oxigênio (mg L^{-1}) pela incubação de amostras por cinco dias, a 20°C; as análises de fósforo total (mg L^{-1}) e clorofila-a (mg L^{-1}) foram determinadas pelo método de digestão com persulfato e redução com ácido ascórbico e tricromático-acetona 90%, respectivamente, com leituras em espectrofotômetro de UV-Visível.

Para análise climatológica foram utilizadas alturas (mm) de precipitação pluviométrica acumuladas em 24, 48 e 72 horas anteriores à data de amostragem da água no rio. Os dados foram obtidos da base de dados da Agência Nacional de Águas (ANA) gerados na estação pluviométrica de Santarém e foram definidas as seguintes séries de parâmetros: P24 – precipitação acumulada em 24 horas antes da data de amostragem; P48 - precipitação acumulada em 48 horas antes da data de amostragem e; P72 – precipitação acumulada em 72 horas antes da data de amostragem.

Tabela 2. Variáveis analisadas e discriminação do método analítico.

Objetivo Temático	Variáveis	Método / Código Standard Methods (2012).
Índice de Qualidade da Água – IQA	1. Potencial Hidrogeniônico (pH)	Medição in situ – Potenciometria (Cód.: 4500-H B)
	2. Coliformes Termotolerantes (CTERM)	Membrana filtrante – Meio Endo (Cód.: 9222 D)
	3. Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO)	Incubação/Eletrodo de membrana (Cód.: 5210 B)
	4. Nitrato Total (NO3)	N-(1-naftyl)-etilenodiamina (Cód.: 4500 NO3-)
	5. Fósforo Total (PT)	Redução com Ácido Ascórbico (Cód.: 4500- P A)
	6. Temperatura (TEMP.)	Sonda termométrica digital (Cód.: 2550 B)
	7. Turbidez (TURB.)	Nefelométrico (Cód.: 2510 A)
	8. Sólidos Totais Dissolvidos (STD)	Potenciometria (Cód.: 2510 A)
	9. Oxigênio Dissolvido (OD)	Medição in situ – Eletrodo (Cód.: 4500-O G)
Índice de Estado Trófico – IET	1. Fósforo Total (PT)	Redução com Ácido Ascórbico (Cód.: 4500- P A)
	2. Clorofila a (CL)	Método Tricromático, Acetona 90% (Cód.:10200H)

2.2 Índice de qualidade da água e índice de estado trófico

Para o cálculo do IQA utilizou-se as formulações matemáticas propostas por Von Sperling (2007) [19] e SEMAD (2005) [20]. Esta formulação vem sendo utilizado de forma bastante satisfatória em outros programas de monitoramento de qualidade da água de corpos d'águas superficiais da região Amazônica [10]. A cada parâmetro foi atribuído um peso, de acordo com sua importância relativa no cálculo do IQA e traçadas curvas médias de avaliação da qualidade das águas em função de sua concentração.

O IQA final é calculado como um produtório das notas individuais de cada parâmetro, elevadas aos respectivos pesos. Os valores dos índices variam entre 0 e 100. Conforme equação abaixo:

$$IQA = \prod_{i=1}^n q_i^{W_i}$$

Onde,

IQA: índice de qualidade das águas (número entre 0 e 100);

q_i : qualidade do i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 100, obtido da respectiva “curva média de variação de qualidade”, em função de sua concentração ou medida;

W_i : peso correspondente ao i -ésimo parâmetro, um número entre 0 e 1, atribuído em função da sua importância para a conformação global de qualidade;

i : número do parâmetro, variando de 1 a 9 ($n=9$, ou seja, o número de parâmetros que compõem o IQA é 9).

A qualidade da água foi classificada em função do valor de IQA obtido, podendo ser péssima ($IQA < 20$), ruim ($20 \leq IQA < 37$), aceitável ($37 \leq IQA < 52$), boa ($52 \leq IQA < 80$) ou ótima ($80 \leq IQA \leq 100$) [19].

O Índice de Estado Trófico (1) foi obtido através da média aritmética entre o Índice de Estado Trófico do Fósforo Total e o Índice de Estado Trófico da Clorofila-a, desenvolvido por Carlson (1977) [21], CETESB (2013) [22] e aplicado por Aguiar et al. (2015) [11] para ambientes lóticos, conforme a expressão:

$$IET = \frac{[IET(CL) + IET(PT)]}{2} \quad (1)$$

Onde:

IET = Índice de Estado Trófico;

IET (Cl) = Índice de Estado Trófico de Clorofila -a;

IET (PT) = Índice de Estado Trófico de Fósforo Total.

O IET(CL) e IET(PT) são obtidos pelas respectivas equações (2) e (3):

$$IET (CL) = 10 \left[6 - \left(\frac{-0,7 - 0,60 \ln(CL)}{\ln(2)} \right) \right] - 20 \quad (2)$$

$$IET (PT) = 10 \left[6 - \left(\frac{0,42 - 0,36 \ln(PT)}{\ln(2)} \right) \right] - 20 \quad (3)$$

Onde:

CL: concentração de clorofila a medida a superfície da água, em $\mu\text{g L}^{-1}$.

PT: concentração de fósforo total medida a superfície da água, em $\mu\text{g L}^{-1}$.

Os índices de estado trófico obtidos foram classificados de acordo com o grau de trofia: ultraoligotrófico ($IET \leq 47$), oligotrófico ($47 < IET \leq 52$), mesotrófico ($52 < IET \leq 59$), eutrófico ($59 < IET \leq 63$), supereutrófico ($63 < IET \leq 67$) e hipereutrófico ($IET > 67$) [22].

2.3 Análise estatística

De maneira geral, foi utilizada estatística descritiva, como tabelas, gráficos e medidas de tendência central para a apresentação dos resultados [23]. Para verificar possíveis diferenças entre os índices (IQA e IET) e as praias avaliadas foi utilizada análise de variância (ANOVA, $p < 0,05$)

e entre os índices e as fases da hidrógrafa fluvial (águas altas e águas baixas) foi utilizado o teste de Kruskal-Wallis ($p < 0,05$). Os efeitos das variáveis independentes (taxas de precipitação e cota fluvial) sobre os índices foram avaliados através da análise de correlação de Pearson e regressão linear simples, demonstrando o grau de associação entre as variáveis [24].

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Índice de qualidade da água – IQA

3.1.1 Dinâmica espacial

As concentrações médias com seus respectivos desvios padrões para os nove parâmetros indicadores de qualidade da água que foram considerados para a obtenção dos IQAs estão apresentados na Tabela 3 por local de coleta e por fase da hidrógrafa fluvial.

Tabela 3. Média (Med.) e desvio padrão (DP) das variáveis analisadas nas águas das praias do rio Tapajós nas duas fases da hidrógrafa fluvial do rio Tapajós, Pará.

Variáveis	Fase	Muretá		Cajueiro		Ponta de Pedras		Pajuçara		Maracanã	
		Med.	DP	Med.	DP	Med.	DP	Med.	DP	Med.	DP
pH	AB	6,42	0,37	6,53	0,58	6,94	0,36	7,02	0,41	6,73	0,75
	AA	6,74	0,32	6,48	0,34	6,90	0,40	6,89	0,42	7,17	0,28
CTERM (UFC)	AB	440,0	323,9	580,0	575,0	720,0	734,5	500,0	569,6	1670,0	1269,3
	AA	440,0	320,4	535,0	495,6	760,0	566,1	610,0	460,6	1050,0	651,9
DBO (mg L ⁻¹)	AB	4,09	2,34	3,32	1,47	5,60	4,32	5,56	4,51	5,10	3,60
	AA	0,63	0,35	0,63	0,41	0,89	0,62	0,70	0,33	0,81	0,59
NO ₃ (mg L ⁻¹)	AB	0,92	0,67	0,95	0,66	1,33	1,26	1,47	1,43	1,41	0,75
	AA	0,97	0,33	0,80	0,23	0,87	0,34	0,87	0,39	0,99	0,42
PT (mg L ⁻¹)	AB	0,0020	0,0027	0,0009	0,0010	0,0049	0,0055	0,0057	0,0054	0,0090	0,0059
	AA	0,0028	0,0014	0,0015	0,0011	0,0066	0,0097	0,0102	0,0142	0,0061	0,0070
TEMP. (°C)	AB	29,3	0,66	29,4	0,32	30,1	1,00	30,7	1,38	31,0	1,54
	AA	29,8	0,58	30,1	0,26	30,5	0,81	30,1	1,05	30,4	1,25
TURB. (UNT)	AB	6,16	4,76	5,24	2,77	6,22	3,28	5,73	4,38	11,51	4,01
	AA	4,41	0,88	3,30	0,71	14,03	13,14	5,17	1,44	6,94	4,65
STD (mg L ⁻¹)	AB	9,54	3,52	8,32	2,95	17,27	22,02	17,09	22,08	25,16	14,75
	AA	8,40	1,30	7,09	1,03	8,42	1,20	8,50	1,31	9,37	1,92
OD (mg L ⁻¹)	AB	6,76	0,66	6,55	1,05	6,61	1,17	6,80	0,96	6,44	0,92
	AA	6,58	0,38	6,26	0,33	6,65	0,26	6,61	0,45	6,47	0,69

Legenda: AB: Águas baixas; AA: Águas altas; CTERM: Coliformes Termotolerantes; DBO: Demanda Bioquímica de Oxigênio; NO₃: Nitrato; PT: Fósforo Total; TEMP: Temperatura; TURB: Turbidez; STD: Sólidos Totais Dissolvidos; OD: Oxigênio Dissolvido.

A partir dos resultados destes parâmetros foram gerados os valores médios dos IQAs das praias, que variaram de $67 \pm 5,8$ na praia do Maracanã no período das águas baixas a $77 \pm 3,8$ para a praia de Muretá no período das águas altas. Os valores médios dos IQAs obtidos por praia, por período da hidrógrafa fluvial (Águas Altas e Águas baixas) e sua classificação qualitativa estão apresentados na Tabela 4.

Tabela 4. Valores médios (\pm desvio padrão) e classificação qualitativa dos IQAs das praias por fase da hidrógrafa fluvial do rio Tapajós, Pará.

Praia	Fase	IQA	Classificação
Muretá	AB	74 (\pm 3,9)	Boa
	AA	77 (\pm 3,8)	Boa
Cajueiro	AB	73 (\pm 7,5)	Boa
	AA	75 (\pm 4,2)	Boa
Ponta de Pedras	AB	74 (\pm 9,4)	Boa
	AA	74 (\pm 4,5)	Boa
Pajuçara	AB	75 (\pm 8,4)	Boa
	AA	76 (\pm 5,0)	Boa
Maracanã	AB	67 (\pm 5,8)	Boa
	AA	73 (\pm 2,7)	Boa

No presente trabalho, a faixa de IQA (67 a 77) e sua classificação de qualidade (Boa) estão semelhantes a outros rios onde também foram observados pouca variação na qualidade da água, como no rio Pará, Barcarena/PA, cuja qualidade foi considerada entre Boa e Ótima, com IQA médio variando de 55 a 90 [25] e no rio Caiabi, estado de Mato Grosso, com índice de qualidade variando de 74 a 87 se enquadrando na classe de qualidade Boa [26].

O IQA revelou-se bastante satisfatório e se apresentando bem acima de um limite de comprometimento em curto prazo do rio Tapajós, no perímetro das praias avaliadas. Isso se deve ao fato da bacia hidrográfica do rio Tapajós se encontrar em boas condições de conservação, principalmente quanto à cobertura vegetal ripária. Segundo Vanzela et al. (2010) [27] a cobertura vegetal diminui o escoamento superficial, devido ao aumento da capacidade de infiltração e armazenamento de água no solo. Tais condições favorecem uma boa qualidade e, associado ao elevado caudal do rio Tapajós aumentam a contribuição para manutenção da qualidade da água das praias da seção fluvial em estudo.

Na comparação de médias dos IQAs das praias avaliadas, evidenciaram-se diferenças estatisticamente significativas entre as mesmas ($F_{4, 90} = 2,520$, $p = 0,0465$) com o menor valor médio de IQA da praia do Maracanã se diferenciando das demais (Figura 2).

A praia do Maracanã, ainda que na condição de qualidade da água Boa, mas com os menores valores de IQAs, justifica-se por apresentar condições ambientais desfavoráveis como a influência de urbanização, ausência de rede de coleta e tratamento de esgoto e aporte de material orgânico de origem sanitária por fontes difusas. É consenso que este tipo de realidade na área de drenagem de sistemas fluviais contribui para a piora da qualidade da água [28].

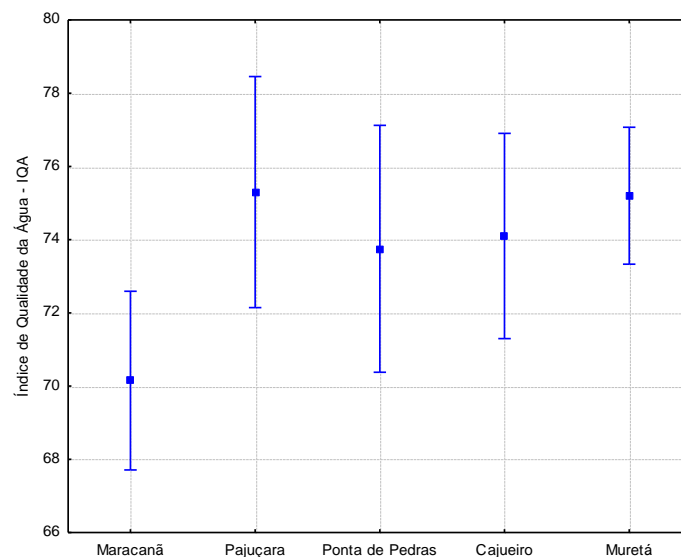


Figura 2. Índices de Qualidade da Água (IQA) por praia do rio Tapajós, Pará.

Andrietti et al. (2016) [26] analisaram a tendência espacial e temporal dos índices de qualidade da água no rio Caiabi no estado do Mato Grosso e não identificaram diferenças significativas entre os pontos e nem entre as estações seca e chuvosa e interpretaram esta constância do IQA (74 a 87) às boas condições de conservação da vegetação marginal, à presença de floresta nativa e ao efeito diluidor do rio que recebe contribuição de diversos tributários ao longo do seu curso. No presente defende-se também que a constância nos valores dos IQAs na seção fluvial que compreende as praias Muretá, Cajueiro, Ponta de Pedra e Pajuçara se justificam tanto pelo grau de integridade da área de drenagem marginal e à montante do trecho fluvial estudado, bem como pelo volume do caudal do rio Tapajós da ordem de $1.303 \text{ m}^3/\text{s}$ nas águas baixas (setembro) a $34.233 \text{ m}^3/\text{s}$ nas águas altas (abril) [29], com média anual de $13.500 \text{ m}^3/\text{s}$ [30] o qual atua como um brutal fator de resiliência.

O decaimento nos valores de índices de qualidade da água também tem sido associado à proximidade de ambientes urbanos e a atividades agrícolas [31-33]. Por exemplo, Toledo e Nicolella (2002) [34] reportaram que tanto trechos fluviais que recebem efluentes urbanos quanto trechos com predominância de atividades agrícolas são responsáveis pela diminuição de IQAs, principalmente pelo efeito do aporte de fósforo e amônia, porém a contribuição do ambiente urbano na deterioração da qualidade da água é mais relevante.

No presente a praia do maracanã além de estar submetida aos impactos advindos dos efluentes das atividades urbanas ainda encontra-se inserida na área de influência de operação portuária dos dois principais terminais fluviais de Santarém, estando passível de ser alcançada pelos efluentes dos navios cargueiros e de passageiros que ali transitam diariamente, bem como de embarcações de pequeno e médio porte que atracam nas margens deste trecho fluvial. Soma-se também a possibilidade de possível impacto advindo da água de lastro dos navios transatlânticos que rotineiramente operam nos referidos portos, o que pode contribuir para alterar as características físicas e químicas das águas deste trecho do rio Tapajós, bem como sua composição biótica [35].

Neste sentido, já foi reportado para o estado do Pará que águas de praias fluviais na área de influência de operação de portos, como as da praia do Caripi na cidade de Barcarena, no rio Pará, o decaimento do IQA esteve diretamente associado aos despejos de efluentes das atividades nativas do município e por aqueles advindos dos navios em operação na área portuária [25].

É importante destacar que medidas como o cumprimento de normas condicionadas pelos órgãos ambientais ajudam a mitigar tais impactos das atividades portuárias ou mesmo o aumento da fiscalização pelos órgãos competentes contribuiria significativamente para a diminuição da contaminação da qualidade da água na área de influência dos portos. Todavia, na área urbana, a implementação de infraestrutura de saneamento básico de controle da poluição urbana, como coleta e tratamento de esgoto, limpeza urbana, coleta e destinação de resíduos sólidos, essas medidas associadas a um programa de educação sanitária à população, contribuiriam com consistência na melhora e manutenção dos índices de qualidade da água.

O município de Santarém é conhecido, dentre tantas belezas naturais, pelo encontro das águas dos rios Tapajós e Amazonas que se confluem em frente à cidade. No período das águas baixas, ocorre a diminuição da vazão do rio Tapajós e o rio Amazonas exerce uma pressão maior sobre a calha daquele, ocasionado pelo contraste de vazão entre ambos e pela influência do efeito da onda de progressão geométrica da maré do oceano atlântico que se faz sentir desde a foz do rio Amazonas até a cidade de Óbidos [36]. Como consequência desta pressão do oceano sobre as águas do rio Amazonas, estas por sua vez também avançam sobre a calha do rio Tapajós deslocando a zona de confluência para montante alcançando o perímetro da praia do maracanã, e possivelmente deslocando e represando a pluma de contaminação urbana para este trecho. Este fenômeno natural certamente contribui mesmo que de forma intermitente; conforme os ciclos de maré; na qualidade da água desta praia, visto que a água nestas circunstâncias apresenta um perfil físico-químico misto, porém mais próximo da composição físico-química do rio Amazonas.

A composição mista da água foi registrada tanto pela percepção visual fisiográfica observada em campo bem como através de análise físico-química da água da praia do Maracanã. Assim, no período das águas baixas de 2015, quando a cota fluvial do rio Tapajós atingiu seu valor mínimo (1,5 m) e comparando-se ao mesmo período de 2017 (5,41 m), o perfil de composição da água se repetiu e se aproximou mais ao do rio Amazonas, tendo a água valores de turbidez de $14,24 \pm 2,44 \text{ UNT}$ e condutividade elétrica de $40,4 \pm 2,54 \mu\text{S cm}^{-1}$, conforme mostrado na Figura 3.

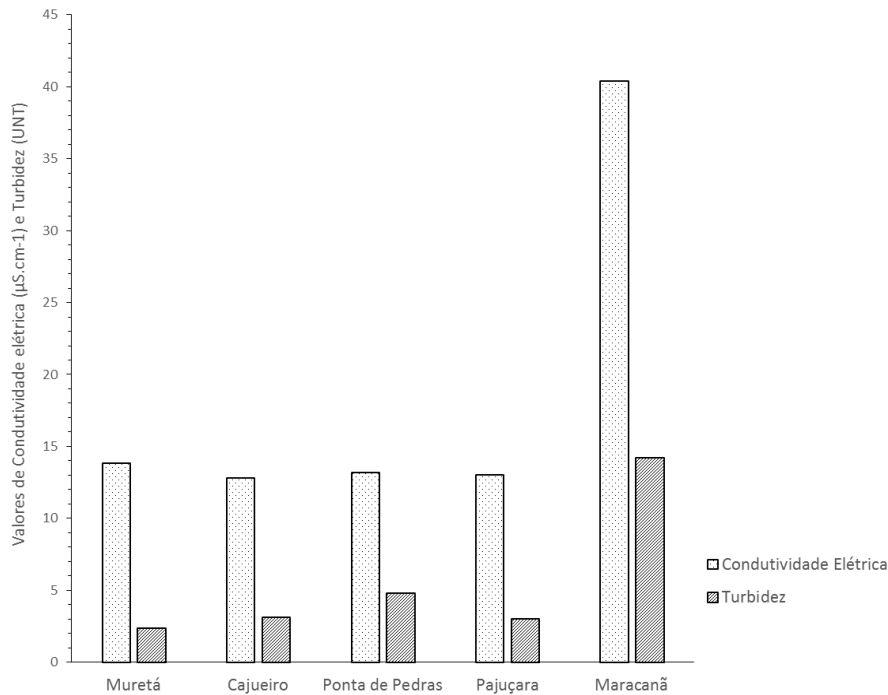


Figura 3. Valores médios dos parâmetros condutividade elétrica e turbidez por praia na fase de águas baixas de 2015.

A Figura 3 demonstra que os resultados de turbidez e condutividade elétrica na praia do Maracanã foram superiores aos das demais praias. A composição do material determinando turbidez na água deste trecho da calha do rio Tapajós é formada por sólidos em suspensão na forma de um complexo coloidal composto por matéria orgânica, argila e silte, reforçando assim a contaminação das águas do rio Tapajós pelas do rio Amazonas, já que esse perfil não foi observado nos pontos a montante.

Laraque e Rios (1998) [37] reportaram valores de turbidez para águas do rio Tapajós a 259 km a montante de Santarém, já nas imediações do município de Itaituba, como da ordem de 6,5 UNT. Escala esta de turbidez típica de rios de águas claras com pouco sólidos em suspensão [38]. Também a condutividade média ($40,4 \pm 2,54 \mu\text{S cm}^{-1}$) das águas da calha do rio Tapajós no perímetro da praia do maracanã se aproxima da faixa de condutividade elétrica ($60\text{-}70 \mu\text{S cm}^{-1}$) descrita por Sioli (1984) [1] para o rio Amazonas.

3.1.2 Dinâmica quanto ao regime fluvial e pluvial

Independente de praia, comparando-se os IQAs médios entre as hidrógrafas fluviais, na hidrógrafa águas altas o IQA médio foi significativamente melhor do que nas águas baixas ($KW\text{-}H_{1,100} = 5,319$, $p = 0,0211$), conforme evidenciado na Figura 7. Não houve diferença significativa quando se testou a interação dos IQAs entre praia e fase ($F_{4,90} = 0,694$, $p = 0,597$).

O regime fluvial dos rios amazônicos, incluindo o Tapajós, é fortemente regulado pela variação das taxas pluviométricas mensais ao longo do ano. Assim, embora seja na fase das águas altas que ocorra a maior intensidade pluviométrica e, conseqüentemente, maior escoamento superficial que predispõe à deterioração de qualidade da água, registraram-se os melhores valores de IQA nesta fase, inclusive nas praias mais urbanizadas, ao contrário da fase de águas baixas que registrou IQA inferior (Figura 4).

Inferese que este cenário esteja relacionado ao volume de água captado na área de captação dinâmica do trecho fluvial estudado, que contribui para uma elevação do caudal do pico da seca ($1.303 \text{ m}^3/\text{s}$) para as cheias mais intensas ($34.233 \text{ m}^3/\text{s}$) de até 26 vezes [29], o que indubitavelmente se repercute com a mesma proporcionalidade nas taxas de diluição e resiliência depurativa de qualidade da água entre as duas fases hidrográficas fluviais consideradas.

No Brasil há uma escassez de estudos relacionando índices de qualidade da água com flutuações de regimes fluviais, mormente na Amazônia. Porém, esta dinâmica tem sido investigada considerando-se de forma isolada alguns dos nove parâmetros de qualidade da água que foram utilizados para o cálculo do IQA no presente estudo. Neste sentido, Queiroz e Rubim (2016) [39] relacionaram as densidades de coliformes termotolerantes com a variação do regime fluvial do rio Negro e reportaram tendência de melhores resultados de qualidade da água no período das águas altas.

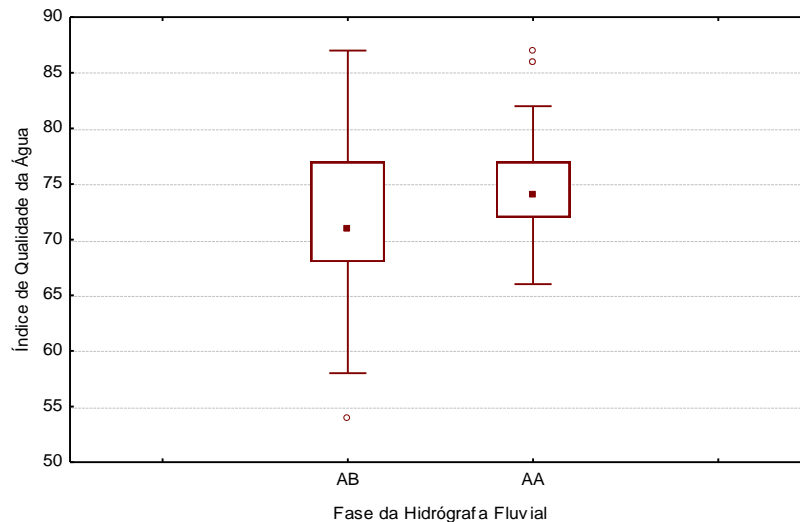


Figura 4. Variação dos IQAs por fase da hidrógrafa fluvial (AB: Águas baixas e AA: águas altas).

Para a dinâmica pluvial, quando testadas as correlações dos valores da cota fluvial do rio Tapajós e das taxas de precipitação acumulada nas últimas 24h, 48h e 72h que antecederam a coleta, observou-se que tanto a precipitação acumulada nas últimas 24h quanto a acumulada nas últimas 72h se correlacionou negativamente com os Índices de Qualidade da Água ($r = -0,22$, $p < 0,05$) e ($r = -0,28$, $p < 0,05$), respectivamente. A Tabela 5 apresenta uma matriz de correlação do IQA e cota fluvial contra as taxas de precipitação.

Tabela 5. Matriz de correlação do IQA com as taxas de precipitação e cota fluvial.

Matriz de Correlação de Pearson.					
Valores destacados em negrito são significativos para $p < 0,05$ (N=100).					
	IQA	P24	P48	P72	Cota
IQA	1,00				
P24	-0,22	1,00			
P48	-0,14	0,85	1,00		
P72	-0,28	0,70	0,80	1,00	
Cota	-0,18	0,32	0,26	0,30	1,00

Legenda: P24 – precipitação acumulada em 24 horas; P48 - precipitação acumulada em 48 horas; P72 – precipitação acumulada em 72 horas.

Assim, ficou evidente que nesta seção fluvial do rio Tapajós, a ocorrência de intensos eventos de chuva; até três dias (72h) que antecederam a coleta; na área de influência de contribuição dinâmica do trecho fluvial em questão aumentou a probabilidade de uma praia apresentar decaimento no IQA, devido principalmente ao escoamento superficial que dependendo do uso do solo pode transportar diversos poluentes, como resíduos urbanos ou agrícolas afetando a qualidade da água por microrganismo e nutrientes. No presente, os eventos de chuva mais intensos

registrados foram da ordem de 55 mm. Em países como nos Estados Unidos, por exemplo, já fora reportado que escoamento superficial gerado por água pluvial a partir de alturas de chuva de 6 mm foram suficientes para afetar negativamente a qualidade da água de praias, principalmente no que tange ao transporte de fezes de animais associados a este [40].

Já no Brasil, Andrietti et al. (2016) [26] avaliaram, na microbacia hidrográfica do rio Caiabi-MT, a variação temporal dos índices de qualidade da água em períodos de seca e chuva e não encontraram diferença significativa entre os períodos. No Córrego Rico, localizado entre as cidades de Monte Alto - SP e Jaboticabal - SP, Zanini et al. (2010) [31] também reportaram ausência de variação significativa de IQA fluvial entre estações de seca e chuva. Toledo e Nicolella (2002) [34] observaram que a taxa de precipitação mensal sobre a qualidade da água do rio Ribeirão Jardim não foi significativa, apesar de observada uma discreta baixa da qualidade da água no período chuvoso. Na Amazônia, Silva et al. (2007) [41] analisando séries temporais de precipitação e os efeitos destas sobre a qualidade da água de outro importante afluente do rio Amazonas, o Purus, que possui área de drenagem com floresta primária nativa, identificaram diferenças estatisticamente significativa para quatro (temperatura, condutividade, turbidez e sólidos suspensos) das cinco variáveis de qualidade da água investigadas, e concluíram assim que o regime pluviométrico local agiu como o principal agente influenciador da qualidade da água do Purus.

3.2 Índice de estado trófico – IET

As concentrações médias com seus respectivos desvios padrões dos parâmetros fósforo total e clorofila-*a* além das classificações quantitativa e qualitativa dos índices de estados tróficos para as praias da seção fluvial estudada do rio Tapajós, estão apresentados na tabela 6.

Os IETs mínimo ($40 \pm 7,5$) e máximo ($48 \pm 6,8$) foram registrados coincidentemente na praia do Pajuçara nas fases de águas baixas e águas altas, respectivamente. O IET médio gerado, independente de praia, para a seção fluvial foi de $43 \pm 6,95$.

Os valores médios de IET foram bastante constantes espacialmente (Tabela 9) e não se diferenciaram significativamente entre as praias ($F_{4,95} = 0,298$, $p = 0,878$).

Ao se testar o efeito do regime fluvial, independente de praia, os valores médios de IET também não se diferenciaram significativamente entre as fases da hidrógrafa fluvial com médias de $42 \pm 7,44$ e $44 \pm 6,41$ para as fases de águas baixas e águas altas, respectivamente ($F_{1,90} = 1,937$, $p = 0,167$).

Tabela 6. Média (Med.) e desvio padrão (DP) dos parâmetros analisados e dos IETs do fósforo e clorofila *a* e IET geral, nos dois períodos do hidrograma fluvial.

Praias	Fase	PT ($\mu\text{g L}^{-1}$)		CL ($\mu\text{g L}^{-1}$)		IET PT		IET CL		IET		Classificação
		Med.	DP	Med.	DP	Med.	DP	Med.	DP	Med.	DP	
Muretá	AB	2,03	2,65	2,11	1,48	32,45	8,38	52,17	12,06	42,31	6,66	Ultraoligotrófico
	AA	2,76	1,42	1,24	0,76	38,01	4,75	48,62	10,17	43,31	5,65	Ultraoligotrófico
Cajueiro	AB	0,88	0,96	2,73	3,86	30,67	5,57	53,04	11,03	41,85	7,60	Ultraoligotrófico
	AA	1,54	1,06	1,62	0,89	34,79	4,48	52,10	8,32	43,44	3,66	Ultraoligotrófico
Ponta de Pedras	AB	4,91	5,48	2,24	2,58	36,82	9,32	49,59	14,33	43,20	8,41	Ultraoligotrófico
	AA	6,64	9,66	1,22	1,10	39,12	7,58	46,46	11,99	42,79	8,16	Ultraoligotrófico
Pajuçara	AB	5,68	5,36	1,00	1,39	37,75	10,12	43,12	12,13	40,43	7,50	Ultraoligotrófico
	AA	10,22	14,18	2,57	1,77	40,89	8,04	54,80	10,37	47,85	6,84	Oligotrófico
Maracanã	AB	9,05	5,89	1,53	1,88	40,94	8,69	50,12	15,54	45,53	7,51	Ultraoligotrófico
	AA	6,07	7,03	1,14	0,89	39,77	7,16	47,41	10,13	43,59	6,79	Ultraoligotrófico

Legenda: PT: Fósforo total; CL: Clorofila-*a*; AB: Águas baixas; AA: Águas altas.

Quanto à abordagem pluviométrica, no que tange a possíveis correlações dos valores de IET com os das taxas de precipitação local nenhuma das taxas de precipitação acumuladas nas últimas 24h ($r = 0,12$, $p = 0,201$), 48h ($r = 0,12$, $p = 0,202$) e 72h ($r = 0,15$, $p = 0,116$) se correlacionaram significativamente com os índices de estado trófico das praias investigadas no rio Tapajós.

Abreu e Cunha (2016) [42] reportaram para uma seção fluvial com extensão de 80 km no baixo rio Jari (estado do Amapá) valores de IET variando de 39 a 55, sendo estes levemente superiores aos valores registrados no presente para o rio Tapajós, de forma semelhante os autores não evidenciaram variações espaciais e temporais nos valores de IETs para aquela seção fluvial.

Maia et al. (2015) [43] reportaram valores de IETs para o baixo rio São José dos Dourados no estado de São Paulo com as águas daquele rio sendo classificadas como ultraoligotróficas ($IET \leq 47$) no período chuvoso e oligotróficas ($47 < IET \leq 52$) no período de estiagem.

Na região do baixo rio Tapajós o único trabalho disponível na literatura científica, até o presente, sobre índice de estado trófico de corpos d'água é o de Aguiar et al. (2015) [11]. Este trabalho reportou valores de IETs para 24 microbacias fluviais (igarapés) na região dos municípios de Santarém e Belterra. Os índices de estado trófico relatados foram levemente menores no período chuvoso com IET médio de 47, classificando as águas daqueles córregos como Ultraoligotrófico, enquanto que no período de estiagem as condições decaíram para oligotróficas com IET médio de 48,14. Para os autores esta variação é influenciada naturalmente pelas áreas totais de captação dinâmica das bacias entre as fases do ciclo hidrológico que envolve a precipitação, infiltração e escoamento. O cenário de trofia destas microbacias foi associado à retirada da cobertura vegetal das áreas de drenagens, em decorrência da diversidade dos usos da terra que ocorrem na região, como agricultura de pequeno porte, criação de animais, dentre outros.

Sendo assim, na bacia do rio Tapajós, a estabilidade dos índices de trofia ao longo do ano parece ser mais sensível nos rios de menor grandeza que formam a rede de drenagem deste, fazendo com que estas microbacias respondam em diferentes graus de intensidade quanto aos índices de trofia, porém de acordo com sua localização no terreno, condição de conservação, tempo e tipos de uso do solo, principalmente o uso agrícola [11]. Sharpley et al. (2003) [44] defendem que atividades agrícolas, especialmente onde não ocorrem práticas conservacionistas no uso do solo, contribuem para o aumento da eutrofização nos ecossistemas aquáticos devido à contribuição do fósforo transferido para a água. O somatório do grau de trofia destes tributários do rio Tapajós, nesta seção fluvial; que na sua maioria são de menor grandeza fluvial; contemporaneamente, ainda não é suficiente para impor uma condição de trofia mais permanente ou crônica nas águas do canal principal, nem em nível de fase do regime fluvial nem em nível de estação do regime pluvial. O que aqui se atribui ao seu espetacular potencial de diluição e depuração, corroborado pela extensão quilométrica de sua seção transversal no trecho estudado que vai de 10 a 20 quilômetros de extensão, para em seguida finalmente desaguar no rio Amazonas.

É importante salientar que, apesar do rio Tapajós apresentar uma grande capacidade depurativa, ao longo do tempo com a urbanização, uso do solo para diversas atividades, como agrícola e pastoril, ou até mesmo a frequência de lançamento de esgoto não tratado, podem comprometer de forma mais crônica esse processo natural de recuperação do corpo hídrico. Todavia, crescimento urbano ocorrendo de forma planejada bem como as atividades econômicas e com execução de saneamento básico, associados às práticas conservacionistas como a manutenção das matas ciliares, preservação e recuperação de nascentes protegeriam esse potencial de autodepuração do rio Tapajós.

4. CONCLUSÃO

Os resultados dos índices de qualidade da água e de estado trófico demonstram que as praias investigadas apresentam boa qualidade e baixo potencial de eutrofização contemporaneamente. Estes resultados expressam que o rio Tapajós, no trecho avaliado, apresenta boas condições ambientais, com áreas de florestas marginais relativamente bem conservadas e que desempenham bem sua função tampão. Some-se a isto o seu elevado débito fluvial que garante uma eficiente capacidade de autodepuração de substâncias, mesmo no período de águas baixas. Porém, nesta

fase o rio é mais sensível à degradação da qualidade de suas águas, principalmente após eventos intensos de chuvas esporádicas em sua área de captação pluviométrica. Assim, aspectos como a intensificação de desmatamento, seguido de queimadas na bacia do rio Tapajós, avanço da fronteira agrícola, garimpagem de ouro ilegal, estruturas de drenagem e saneamento precários, falta de regulamentação quanto ao ordenamento do uso e ocupação do solo e loteamentos irregulares, tendem a aumentar os distúrbios limnológicos e de qualidade da água e a comprometer a capacidade de resiliência do sistema fluvial em um médio prazo, principalmente quando se considera a realidade atuante das mudanças climáticas que se tornam cada vez mais frequentes na Amazônia, como os eventos de secas e cheias extremas. Neste sentido se fazem necessárias iniciativas de monitoramento sistemático das condições ambientais e de qualidade da água no sentido de se preservar a função ecossistêmica de tão importante rio amazônico.

5. AGRADECIMENTOS

Ao Projeto INCT da Adaptação da Biota Aquática da Amazônia – ADAPTA/CNPQ, a Prefeitura Municipal de Santarém, pelo financiamento do estudo por meio do Contrato N° 007/2015, a Empresa Junior dos Cursos de Bacharelados e a Universidade Federal do Oeste do Pará através do Laboratório de Biologia Ambiental, pelo apoio logístico de infraestrutura para realização desta pesquisa.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Sioli H. Amazônia: fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais. Petrópolis (RJ): Vozes; 1995.
2. Tucci CEM. Gestão das águas pluviais urbanas. Brasília (DF): Ministério das Cidades; 2005.
3. Andrade EM, Ferreira KCD, Lopes FB, Araújo ICS, Silva AGR. Balanço de nitrogênio e fósforo em um reservatório na região semiárida tropical. *Rev Ciênc Agron.* 2020;51(1):e20196800. doi: 10.5935/1806- 6690.20200020
4. Silva IR, Pereira LCC, Trindade WN, Magalhães A, Costa RM. Natural and anthropogenic processes on the recreational activities in urban Amazon beaches. *Ocean Coast Manag.* 2013 76:75-84. doi: 10.1016/j.ocecoaman.2012.12 .016
5. Brasil. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA n° 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de águas e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília (DF): Diário Oficial da União. 18 mar 2005;36(Seção 2):14.
6. Agência Nacional de Águas (ANA). Indicadores de qualidade - Índice de qualidade das águas (IQA) [Internet]; 2019 [citado em 10 jan 2019]; Disponível em: <https://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores-indice-aguas.aspx>
7. Fia R, Tadeu HC, Menezes JPC, Fia FRL, Oliveira LFC. Qualidade da água de um ecossistema lótico urbano. *Rev Bras Recur Hídr.* 2015 Jan;20(1):267-75. doi: 10.21168/rbrh.v20n1.p267-275
8. Von SM. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. 2. ed. Belo Horizonte (MG): UFMG; 2014.
9. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). Águas interiores. Índices de qualidade da água [Internet]. São Paulo (SP): CETESB; 2013 [citado em 20 ago 2019]. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Apendice-D-Indices-de-Qualidade-das-Aguas.pdf>
10. Aguiar CPO, Peleja JRP, Sousa KNS. Qualidade da água em microbacias hidrográficas com agricultura nos municípios de Santarém e Belterra, Pará. *Rev Árvore.* 2014 Out;38(6):983-92. doi: 10.1590/S0100-67622014000600003
11. Aguiar CPO, Peleja JRP, Sousa KNS, Goch YGF, Guimarães AS. Nível de trofia em microbacias hidrográficas sob diferentes usos de solo, na Região Amazônica. *Rev Bras Recur Hídr.* 2015 Dez;20(4):1093-102. doi: 10.21168/rbrh.v20n4.p1093-1102
12. Prefeitura Municipal de Santarém. Plano Municipal de Educação. Santarém (PA): SEMED; 2015. Disponível em: <https://transparencia.santarem.pa.gov.br/storage/attachments/plano-municipal-de-educacao-2015-a-2025-62e015c65b28d.pdf>
13. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) [Internet]. Cidades: Brasil/Pará/Santarém; 1 jan 2010 [citado em 12 ago 2019]. Disponível em: cidades.ibge.gov.br/v4/brasil/pa/santarem/panorama

14. De Sousa EB, Ambrizzi T. Pentad precipitation climatology over Brazil and the associated atmospheric mechanisms. *Climanal*. 2003;(1)1-25.
15. Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT NBR 9897: planejamento de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores - Procedimento. Rio de Janeiro (RJ): ABNT; 1987.
16. Associação Brasileira de Normas Técnicas. ABNT NBR 9898: preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores. Rio de Janeiro (RJ): ABNT; 1987.
17. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos. São Paulo: CETESB; Brasília (DF): ANA; 2011. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2021/10/Guia-nacional-de-coleta-e-preservacao-de-amostras-2012.pdf>
18. American Water Works Association (AWWA). Standard methods for examination of water and wastewater. 22. ed. Washington (US): American Public Health Association; 2012.
19. Von Sperling M. Estudos e modelagem da qualidade da água de rios. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias. 1. ed. Belo Horizonte (MG): Universidade Federal de Minas Gerais; 2007.
20. Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável de Minas Gerais (SEMAD). Sistema de Cálculo da Qualidade da Água (SCQA): Estabelecimento das equações do Índice de Qualidade das Águas (IQA). Belo Horizonte (MG): Programa Nacional de Meio Ambiente PNMAII; 2005. Disponível em: <https://docplayer.com.br/3445001-Sistema-de-calculo-da-qualidade-da-agua-scqa-estabelecimento-das-equacoes-do-indice-de-qualidade-das-aguas-iqa.html>
21. Carlson RE. A trophic state index for lakes. *Limnol and Oceanogra*. 1977;22(2):361-9. doi: 10.4319/lo.1977.22.2.0361
22. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB). IET - Índice do Estado Trófico. São Paulo (SP): CETESB, 2013. [citado em 26 jun 2023]. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/sites/12/2013/11/04.pdf>
23. Ayres M, Ayres MJ, Ayres DL, Santos AS. Bio Esta 2.0: Aplicações estatísticas nas áreas biológicas e médicas. Belém (PA): Sociedade Civil Mamirauá. Brasília (DF): CNPq; 2000.
24. Zar J.H. Biostatistical analysis. 5. ed. Pearson (US): Prentice Hall; 2010.
25. Piratoba ARA, Ribeiro HMC, Morales GP, Gonçalves WG. Caracterização de parâmetros de qualidade da água na área portuária de Barcarena, PA, Brasil. *Rev Ambi & Agua*. 2017 Mai;12(3)436-56. doi: 10.4136/ambi-agua.1910
26. Andrietti G, Freire R, Amaral AG, Almeida FT, Bongiovani MC, Schneider RM. Índices de qualidade da água e de estado trófico do rio Caiabi, MT. *Rev Ambi & Agua*. 2016 Mar;11(1):162-75. doi: 10.4136/ambi-agua.1769
27. Vanzela LS, Hernandez FBT, Franco RAM. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do córrego Três Barras, Marinópolis. *Rev Bras Eng Agr e Amb*. 2010 Jan;14(1):55-64. doi: 10.1590/S1415-43662010000100008
28. World Health Organization (WHO). Guidelines for safe recreational water environments: coastal and fresh waters. 1. ed. Geneva (CH): WHO; 2003.
29. Santos CA, Araújo IB, Wanzeler RTS, Serrão EAO, Farias MHCS, Lima AMM. Regionalização hidroclimatológica da bacia hidrográfica do rio Tapajós. *Rev Geogr Academ*. 2015 Ago;9(1):32-51. doi: 10.18227/1678-7226rga.v9i1.2929
30. Molinier M, Guyot JL, Oliveira E, Guimarães V, Chaves A. Hidrologia da bacia do rio Amazonas. *A Agu em Rev*. 1994 Jun;2(3):31-6.
31. Zanini HLHT, Amaral LA, Zanini JR, Tavares LHS. Caracterização da água da microbacia do córrego Rico avaliada pelo índice de qualidade de água e de estado trófico. *Eng Agr*. 2010 Ago;30(4):732-41. doi: 10.1590/S0100-69162010000400017
32. Amorim DG, Cavalcante PRS, Soares LS, Amorim PEC. Enquadramento e avaliação do índice de qualidade da água dos igarapés Rabo de Porco e Precuá, localizados na área da Refinaria Premium I, município de Bacabeira (MA). *Eng Sanit e Amb*. 2016 Mar;22(02):1-9. doi: 10.1590/S1413-41522016131212
33. Menezes JPC, Bittencourt RP, Farias MS, Bello IP, Fia R, Oliveira LFC. Relação entre padrões de uso e ocupação do solo e qualidade da água em uma Bacia Hidrográfica Urbana. *Eng Sanit e Amb*. 2016 Jul;21(3): 519-34. doi: 10.1590/S1413-41522016145405
34. Toledo LG, Nicoletta G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. *Scien Agric*. 2002 Mar;59(1):181-6. doi: 10.1590/S0103-90162002000100026
35. Serafin IT, Henkes JA. Água de lastro: Um problema ambiental. *Rev Gest & Sustent Amb*. 2013 Jun;2(1): 92-112. doi: 10.19177/rgsa.v2e1201392-112
36. Gallo MN, Vinzon SB. Generation of overtides and compound tides in Amazon Estuary. *Ocean Dynam*. 2005 Aug;55(5): 441-8. doi: 10.1007/s10236-005-0003-8

37. Laraque A, Rios MA, editores. Hidrologia da Bacia Amazônica (HIBAm): Décima campanha de amostragem de água e sedimentos nas bacias dos rios Tocantins, Xingu e Tapajós: Brasília, Marabá, Altamira, Itaituba. Brasília (DF): HIBAm; 1998. Disponível em: horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers11-04/010014002.pdf
38. Horbe AMC, Gomes ILF, Miranda SF, Silva MSR. Contribuição à hidroquímica de drenagens no município de Manaus - AM. *Acta Amazon.* 2005 Jun;35(2):119-24. doi: 10.1590/S0044-59672005000200002
39. Queiroz CPS, Rubim MAL. Avaliação da condição de balneabilidade na orla urbana de Manaus/AM/Brasil. *Scien Amazo.* 2016 5(2): 24-33.
40. Ackerman D, Weisberg SB. Relationship between rainfall and beach bacterial concentrations on Santa Monica Bay beaches. *J Water Heal.* 2003 Jun;1(2):85-9. doi: 10.2166/Wh.2003.0010
41. Silva AEP, Angelis CF, Machado LAT, Waichaman AV. Influência da precipitação na qualidade da água do rio Purus. *Acta Amaz.* 2008 Dez;38(4):733-42. doi: 10.1590/S0044-59672008000400017
42. Abreu CHM, Cunha AC. Qualidade da água e índice trófico em rio de ecossistema tropical sob impacto ambiental. *Eng Sanit e Amb.* 2016 Jan;22(01):1-12. doi: 10.1590/S1413-41522016144803
43. Maia AAD, Carvalho SL, Carvalho FT. Comparação de dois índices de determinação do grau de trofia nas águas do baixo rio São José dos Dourados, São Paulo, Brasil. *Eng Sanit e Amb.* 2015 Dez;20(4):613-22. doi: 10.1590/S1413-41522015020040121258
44. Sharpley AN, Daniel T, Sims A, Lemunyon R, Stevens R, Parry R. Agricultural phosphorus and eutrophication. 2. ed. Ohio (US): United States Department of Agriculture; Agricultural Research Service. [Internet]; 2003 [citado em 20 ago 2019]. Disponível em: <https://naldc.nal.usda.gov/download/26693/PDF>