



UNIVERSIDADE FEDERAL DO NORTE DO TOCANTINS
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SANIDADE ANIMAL E SAÚDE
PÚBLICA NOS TRÓPICOS

MARCO AURÉLIO MIRANDA SOARES

IMPACTO DA CONTAMINAÇÃO URBANA NO RIO LONTRA:
AVALIAÇÃO DE PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E
OCORRÊNCIA DE ENTEROPATÓGENOS

Araguaína – TO

2023

Marco Aurélio Miranda Soares

Impacto da contaminação urbana no rio Lontra: Avaliação de parâmetros físico-químicos e ocorrência de enteropatógenos

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Sanidade Animal e Saúde Pública nos Trópicos da Universidade Federal do Norte do Tocantins, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Sanidade Animal e Saúde Pública.

Orientador: Prof. Dr. Sandro Estevan Moron

Coorientador: Prof. Dr. José Carlos Ribeiro Júnior

Araguaína – TO

2023

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Tocantins

M672i Miranda Soares, Marco Aurélio.

Impacto da contaminação urbana no rio Lontra: avaliação de parâmetros físico-químicos e ocorrência de enteropatógenos. / Marco Aurélio Miranda Soares. – Araguaína, TO, 2023.

63 f.

Dissertação (Mestrado Acadêmico) - Universidade Federal do Tocantins – Câmpus Universitário de Araguaína - Curso de Pós-Graduação (Mestrado) em Sanidade Animal e Saúde Pública nos Trópicos, 2023.

Orientador: Sandro Estevan Moron

Coorientador: José Carlos Ribeiro Júnior

1. Contaminação hídrica. 2. Escherichia coli. 3. Salmonella spp.. 4. Saúde pública. I. Título

CDD 636.089

TODOS OS DIREITOS RESERVADOS – A reprodução total ou parcial, de qualquer forma ou por qualquer meio deste documento é autorizado desde que citada a fonte. A violação dos direitos do autor (Lei nº 9.610/98) é crime estabelecido pelo artigo 184 do Código Penal.

Elaborado pelo sistema de geração automática de ficha catalográfica da UFT com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

Marco Aurélio Miranda Soares


IMPACTO DA CONTAMINAÇÃO URBANA NO RIO LONTRA: AVALIAÇÃO DE
PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS E OCORRÊNCIA DE ENTEROPATÓGENOS

Dissertação apresentada à UFNT — Universidade federal do Norte do Tocantins — Campus Universitário de Centro de Ciências Animais, Programa de pós-graduação em Sanidade Animal e Saúde Pública nos Trópicos, foi avaliada para obtenção do título de mestre e aprovada em sua forma final pelo Orientador e pela Banca Examinadora

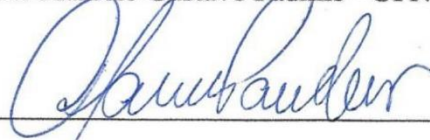
Data de aprovação: 19/10/2023

Banca Examinadora:


Prof. Dr. Sandro Estevan Moron – UFNT

Documento assinado digitalmente
 SANDRO ESTEVAN MORON
Data: 15/03/2023 22:30:46-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Marcelo Gustavo Paulino - UFNT



Prof. Dra. Paula Benevides de Moraes

Documento assinado digitalmente
 PAULA BENEVIDES DE MORAIS
Data: 27/11/2023 12:50:32-0300
Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

“Se cheguei até aqui foi porque me apoiei no ombro dos gigantes.” – Isaac Newton.

AGRADECIMENTOS

Agradeço primeiramente a minha mãe, por todo o esforço e dedicação comigo que teve, desde o meu nascimento, e durante esse momento da minha vida. Sei que sem o seu esforço, eu nada seria.

Agradeço muito também a Gilzelle, que para mim foi mais que uma colega ou técnica de laboratório, e sim uma segunda mãe e uma amiga, sem essa ajuda eu jamais terminaria essa fase da minha carreira acadêmica. Também a Liana, que me ajudou muito durante todo o projeto e teve muita paciência ao ajudar, e foi parte essencial do meu crescimento como profissional dentro do laboratório LMBP. Agradeço também aos meus colegas de mestrado, e as conversas durante o café, foram muitas risadas e durante essas conversas.

Por fim, agradeço aos professores Dr. Sandro Moron e Dr. José Carlos, pela disponibilização de seus laboratórios como também pelo tempo disponibilizado à mim. Assim como a CAPES e FAPT pelo auxílio financeiro ao projeto.

RESUMO

Apesar de sua relevância, os ecossistemas aquáticos se posicionam como os mais impactados pela contaminação de origem antropogênica. A deficiência no sistema de saneamento básico propicia o surgimento de doenças de veiculação hídrica, cujos agentes incluem enteropatógenos, causam considerável dano à saúde pública. As legislações brasileiras destinadas a mitigar a contaminação desses ambientes, muitas vezes, não obtêm êxito. Diante desse contexto, este estudo se busca realizar uma avaliação dos parâmetros físico-químicos, microbiológicos e a presença de enteropatógenos nas águas do Rio Lontra, localizado no perímetro urbano de Araguaína, Tocantins, situado a Sudoeste da Amazônia Legal. Foram efetuadas coletas de água superficial em 7 pontos de amostragem ao longo de 16 meses. Análises moleculares para detecção de *Salmonella* spp. e *Escherichia coli* foram conduzidas por PCR convencional. Os dados obtidos foram submetidos a análises estatísticas utilizando o software SPSS 26. Os resultados revelaram que as águas do Rio Lontra apresentam um pH levemente ácido, abaixo dos parâmetros da legislação, com uma diminuição significativa ($p \leq 0,05$) nos meses de transição entre estações em comparação com a estação chuvosa (pH 0,33) e de estiagem (pH 0,66). Observou-se valores de oxigênio dissolvido abaixo dos limites permitidos, e o índice de coliformes termotolerantes excedeu os padrões estabelecidos pela legislação, indicando contaminação fecal. Das 56 amostras de água superficial obtidas, constatou-se uma positividade de 32,14% (18) para *E. coli* DEC, distribuídas entre EAEC (21,42%), EPEC (19,64%), ETEC e STEC (7,14%). E para *Salmonella* spp. 67,85% (38). Os parâmetros de condutividade elétrica e sólidos totais demonstraram uma correlação significativa ($\rho = 0,98$; $p \leq 0,05$), e ambos apresentaram correlações negativas ($\rho = -0,74$ e $\rho = -0,73$; $p \leq 0,05$), associadas à transição de ambientes lênticos para lóticos devido ao represamento nos pontos 5 a 7. Verificou-se uma correlação relevante da turbidez com as estações do ano ($\rho = 0,72$, $p \leq 0,05$), bem como entre turbidez e precipitação ($\rho = 0,64$, $p \leq 0,05$), possivelmente relacionada à erosão do solo nas margens do rio. Adicionalmente, os pontos de amostragem exibiram correlação negativa moderada com *E. coli* (-0,42; $p \leq 0,05$) e fraca com *Salmonella* spp (-0,21; $p \leq 0,05$), indicando um aumento na positividade ao longo do curso do rio pelo perímetro urbano de Araguaína, Tocantins. Os resultados apontam para uma conformidade nos parâmetros físico-químicos, contrastando com a contaminação microbiológica evidenciada pela presença de enteropatógenos, representando uma ameaça à preservação da saúde pública local. As correlações analisadas delineiam a falha no sistema de saneamento básico como origem dessa contaminação, juntamente com o represamento e a intervenção humana nas margens do rio, que influenciam nas dinâmicas desse corpo hídrico. Destarte, as análises realizadas se mostraram cruciais para avaliação da realidade da contaminação dos corpos hídricos na Amazônia Legal, destacando o Rio Lontra, ao norte do estado do Tocantins, Brasil.

Palavras-chave: Contaminação hídrica; *Escherichia coli*; *Salmonella* spp.; Saúde pública.

ABSTRACT

Despite their significance, aquatic ecosystems stand out as the most impacted by anthropogenic contamination. The deficiency in basic sanitation systems contributes to the emergence of waterborne diseases, whose agents include enteropathogens, causing considerable harm to public health. Brazilian regulations aimed at mitigating contamination in these environments often fall short. In this context, this study seeks to assess the physicochemical, microbiological parameters, and the presence of enteropathogens in the waters of the Lontra River, located in the urban perimeter of Araguaína, Tocantins, situated southwest of the Legal Amazon. Surface water samples were collected at 7 sampling points over 16 months. Molecular analyses for the detection of *Salmonella* spp. and *Escherichia coli* were conducted through conventional PCR. The data obtained were subjected to statistical analyses using SPSS 26 software. The results revealed that the waters of the Lontra River exhibit a slightly acidic pH, below legal parameters, with a significant decrease ($p \leq 0.05$) in the transitional months between seasons compared to the rainy season (pH 0.33) and dry season (pH 0.66). Dissolved oxygen values were below the permitted limits, and the thermotolerant coliform index exceeded the standards, indicating fecal contamination. Out of 56 surface water samples obtained, a positivity rate of 32.14% (18) was observed for *E. coli* DEC, distributed among EAEC (21.42%), EPEC (19.64%), ETEC, and STEC (7.14%). For *Salmonella* spp., the positivity rate was 67.85% (38). Electrical conductivity and total solids parameters showed a significant correlation ($\rho = 0.98$; $p \leq 0.05$), both exhibiting negative correlations ($\rho = -0.74$ and $\rho = -0.73$; $p \leq 0.05$), associated with the transition from lentic to lotic environments due to damming at points 5 to 7. A relevant correlation of turbidity with the seasons ($\rho = 0.72$, $p \leq 0.05$), as well as turbidity and precipitation ($\rho = 0.64$, $p \leq 0.05$), was verified, potentially related to soil erosion along the riverbanks. Additionally, sampling points exhibited a moderate negative correlation with *E. coli* (-0.42; $p \leq 0.05$) and a weak correlation with *Salmonella* spp (-0.21; $p \leq 0.05$), indicating an increase in positivity along the course of the river through the urban perimeter of Araguaína, Tocantins. The results point to compliance with physicochemical parameters, contrasting with microbiological contamination evidenced by the presence of enteropathogens, representing a threat to local public health preservation. The analyzed correlations delineate the failure of the basic sanitation system as the origin of this contamination, along with damming and human intervention on the riverbanks, influencing the dynamics of this water body. Thus, the conducted analyses have proven crucial for evaluating the reality of water contamination in the Legal Amazon, highlighting the Lontra River in the northern state of Tocantins, Brazil.

Keywords: *Escherichia coli*; Public health; *Salmonella* spp; Water contamination.

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	10
1. INTRODUÇÃO	11
2. OBJETIVOS	17
2.1. Objetivo geral	17
2.2. Objetivos específicos	17
3. REVISÃO DE LITERATURA	18
REFERÊNCIAS	23
CAPÍTULO 2	22
1. INTRODUÇÃO	24
2. MATERIAIS E MÉTODOS	26
2.1. Coleta das amostras	26
2.2. Análises microbiológicas e moleculares	27
2.3. Análises estatísticas	27
3. RESULTADOS E DISCUSSÃO	29
3.1. Parâmetros físico-químicos	29
3.2. Índices microbiológicos	33
3.3. Presença de <i>E. coli</i> e <i>Salmonella</i> spp.	34
3.4. Dinâmica dos parâmetros de qualidade e de influência na presença de <i>Salmonella</i> spp e <i>E. coli</i> DEC em ambientes aquáticos.	39
4. CONCLUSÕES	42
REFERÊNCIAS	43
CAPÍTULO 3	55
1. CONSIDERAÇÕES FINAIS	56

CAPÍTULO 1

1 INTRODUÇÃO

Hoje, a água doce desempenha papel fundamental na sociedade humana (MONTROYA; FINAMORE, 2020). Mesmo assim, os ambientes aquáticos são os mais afetados em todo o mundo, apresentando uma perda de biodiversidade bem maior que nos ambientes terrestres mais impactados (SALA *et al.*, 2000). É estimado que pelo menos um terço dos vertebrados aquáticos conhecidos estejam ameaçados de extinção (COLLEN *et al.*, 2014; WWF, 2020), e sua população tenha sido reduzida em 81% desde 1970 (MCRAE; DEINET; FREEMAN, 2017). Essa perda, tem sua origem na degradação de origem antrópica nesses ambientes, que aumentou de forma intensa, chegando aos maiores níveis da história (DUDGEON *et al.*, 2006), promovida pelo descarte de efluentes urbanos e industriais, escoamento de agroquímicos e as atividades turísticas (INYINBOR. *et al.*, 2018; KAMBOJ; KAMBOJ; SHARMA, 2020).

Essas atividades humanas levam aos ambientes aquáticos diversos contaminantes ambientais que trazem efeitos negativos na qualidade das águas doces e na saúde dos organismos ali presentes (ARAÚJO *et al.*, 2022). E dentre essas, se destaca o esgotamento sanitário falho no Brasil, responsável pela propagação de doenças infecto-parasitárias conhecidas como doenças de veiculação hídrica (DVH), podendo ser chamadas também de “Doenças Relacionadas ao Saneamento Ambiental Inadequado” (DRSAI) (AGUIAR; CECCONELLO; CENTENO, 2019), demonstrando sua estreita relação com o esgotamento sanitário. No Brasil, essas doenças trazem impacto real na saúde pública, com taxa de internação média no Brasil de 430,38 casos por 100 mil habitantes, sendo as regiões Norte e Nordeste, as mais afetadas, 690,32 e 623,28 casos por 100 mil habitantes, respectivamente (PAIVA; SOUZA, 2018).

Um dos principais agentes responsáveis pelas DVH são bactérias da família *Enterobacteriaceae*, que inclui bactérias gram-negativas na forma de bastonetes, anaeróbias facultativas, oxidase negativas e não esporogênicas. Essas bactérias são encontradas em uma diversidade de ambientes, mas algumas são naturais do trato gastrointestinal de animais e patogênicas ao homem, sendo utilizadas como indicadores de contaminação fecal (SILVA, N. Da *et al.*, 2017). Embora muitas enterobactérias não sejam patogênicas, indivíduos como *Salmonella spp.* e *Escherichia coli* são responsáveis por 302.000 óbitos anuais no mundo (DOUGAN; BAKER, 2014; KHALIL *et al.*, 2018; STANAWAY *et al.*, 2019).

E. coli está contida no grupo dos coliformes, este subgrupo da família *Enterobacteriaceae* é caracterizado pela fermentação de lactose, e no caso dos coliformes totais, fermentam a lactose à 35°C. Este grupo engloba tanto bactérias entéricas quanto não entéricas,

e ao fermentar a lactose formam gás, característica utilizada na verificação de sua presença juntamente com a turbidez da amostra (SILVA, N. Da et al., 2017). Já os coliformes termotolerantes, subgrupo dentro dos coliformes totais, popularmente conhecidos como coliformes fecais, são capazes de fermentar lactose à 44,5-45,5°C com produção de gás, e englobam apenas os coliformes originários do trato gastrointestinal, sendo utilizados como indicadores de contaminação de origem fecal (SILVA, N. Da et al., 2017).

Embora a Food and Agriculture Organization (FAO) e a World Health Organization (WHO) concluam que a avaliação da segurança de alimentos com base nos níveis de *E. coli* seja imprecisa (SILVA, N. Da et al., 2017), dada a presença de cepas predominantemente não patogênicas, algumas cepas podem adquirir virulência por meio de diversos fatores (KAPER; NATARO; MOBLEY, 2004; WILLIAMS; TORRES; LLOYD, 2010). Assim, pelo menos cinco patótipos de *E. coli* são classificados como diarreiogênicos (DEC): *E. coli* Enteropatogênica (EPEC); *E. coli* Enteroagregativa (EAEC); *E. coli* Enterotoxigênica (ETEC); *E. coli* Enteroinvasiva (EIEC); e *E. coli* produtora de toxina Shiga (STEC). Estas estão associados a casos de diarreia aguda e infecções do trato urinário (ARANDA; FAGUNDES-NETO; SCALETSKY, 2004; MOREIRA et al., 2020).

No caso da *Salmonella* spp., sendo outra enterobactéria frequentemente relacionada à doenças transmitidas por alimentos (DTAs) e extensivamente estudada nos contextos de produção alimentar devido a sua implicação na saúde pública (CENTERS FOR DISEASE CONTROL AND PREVENTION, 2018; SILVA, N. Da et al., 2017). Mas que, diferentemente da *E. coli*, estudos a respeito da presença de *Salmonella* spp. em ambientes aquáticos brasileiros não são comuns, mesmo quando esses ambientes são utilizados para recreação ou irrigação. Muito embora, algumas regulamentações globais já tenham adotado *Salmonella* spp. como indicador fecal (COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES, 2005). Isso não significa, no entanto, que os riscos associados a esse patógeno possam ser menosprezados, pois sua presença é documentada em águas empregadas para irrigação de culturas, atividades recreativas e ocasionalmente até mesmo consumo humano em outros países (LIU; WHITEHOUSE; LI, 2018).

Frente a este perigo, internacionalmente, a preocupação com a preservação dos recursos hídricos ganhou notoriedade desde 1972 com a primeira Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente, em Estocolmo (MALHEIROS; PROTA; RINCON, 2013). Após essa conferência, discussões a respeito do planejamento e gestão hídrica ganharam força, ainda mais em 1992, com a Conferência Internacional sobre a Água e o Meio Ambiente em Dublin – Irlanda. A qual, reforçou o papel do poder público nesse cenário, como: “O aproveitamento e a








gestão da água deverão ser baseados numa abordagem participativa, envolvendo os usuários, os planejadores e os responsáveis pelas decisões em todos os níveis” (NU. CEPAL: DIVISIÓN DE MEDIO AMBIENTE Y DESARROLLO, 1998).

Já o Brasil tem evoluído em sua legislação de preservação de recursos hídricos ao longo dos anos. Desde a Constituição Federal de 1934, que estabeleceu as águas públicas como patrimônio da União (BRASIL, 1934), o Código de Águas de 1934, que consolidou o conceito de domínio público hídrico e regulou a outorga de direitos de uso da água (BRASIL, 1934). Perpassando pela criação da Secretaria Especial do Meio Ambiente (SEMA), em 1973 até Lei nº 6.938 de 1981, que criava a Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA) (BRASIL, 1981), onde criou-se uma base legal para a proteção do meio ambiente em território brasileiro (MALHEIROS; PROTA; RINCON, 2013).

Indo nesse sentido, a Constituição Federal de 1988, atribuiu ao poder público brasileiro da responsabilidade de instituir um sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos (SOUZA, 2017) onde houve um progresso marcante. Contudo, foi em 1997 que um marco significativo foi alcançado, com a promulgação da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/97) (BRASIL, 1997), delineando os fundamentos e diretrizes para a gestão integrada e sustentável dos recursos hídricos, embasada na utilização racional e conservação dos corpos d'água. Com base nessa legislação, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), por meio da resolução 274/2000 (CONAMA, 2000), instituiu categorias para o uso de águas naturais para fins de balneabilidade, com base em parâmetros e indicadores específicos. Sendo as categorias “Excelente”; “Muito boa” e “Satisfatória”. E quando não atendidos os critérios mínimos, recomenda-se a pesquisa de organismos patogênicos.

Em 2005, o mesmo órgão publicou a resolução 357/2005 (CONAMA, 2005), classifica os corpos hídricos brasileiros e dá diretrizes ambientais para o seu enquadramento, assim como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes (Figura 1). Nessa resolução, são adotados parâmetros e indicadores físico-químicos e microbiológicos, para 5 classes de corpos hídricos: “Classe especial” e classes de 1 a 4, sendo as classes mais elevadas associadas a uma menor qualidade de águas. Desse modo, a grande parte dos rios brasileiros, onde não há estudos específicos e atividade antrópica intensa, se enquadra como classe 2.

Figura 1: Classes de enquadramento dos corpos hídricos d'água de acordo com a res. CONAMA 357/2005

USOS DAS ÁGUAS DOÇES		CLASSES DE ENQUADRAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA				
		ESPECIAL	1	2	3	4
Preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas		Mandatário em UC de proteção Integral				
Proteção das comunidades aquáticas			Mandatário em Terras Indígenas			
Recreação de contato primário						
Aquicultura						
Abastecimento para consumo humano		Após desinfecção	Após tratamento simplificado	Após tratamento convencional	Após tratamento convencional ou avançado	
Recreação de contato secundário						
Pesca						
Irrigação			Hortalças consumidas cruas ou frutas ingeridas com película	Hortalças, frutíferas, parques, jardins e campos de esporte	Culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras	
Dessedentação de animais						
Navegação						
Harmonia paisagística						

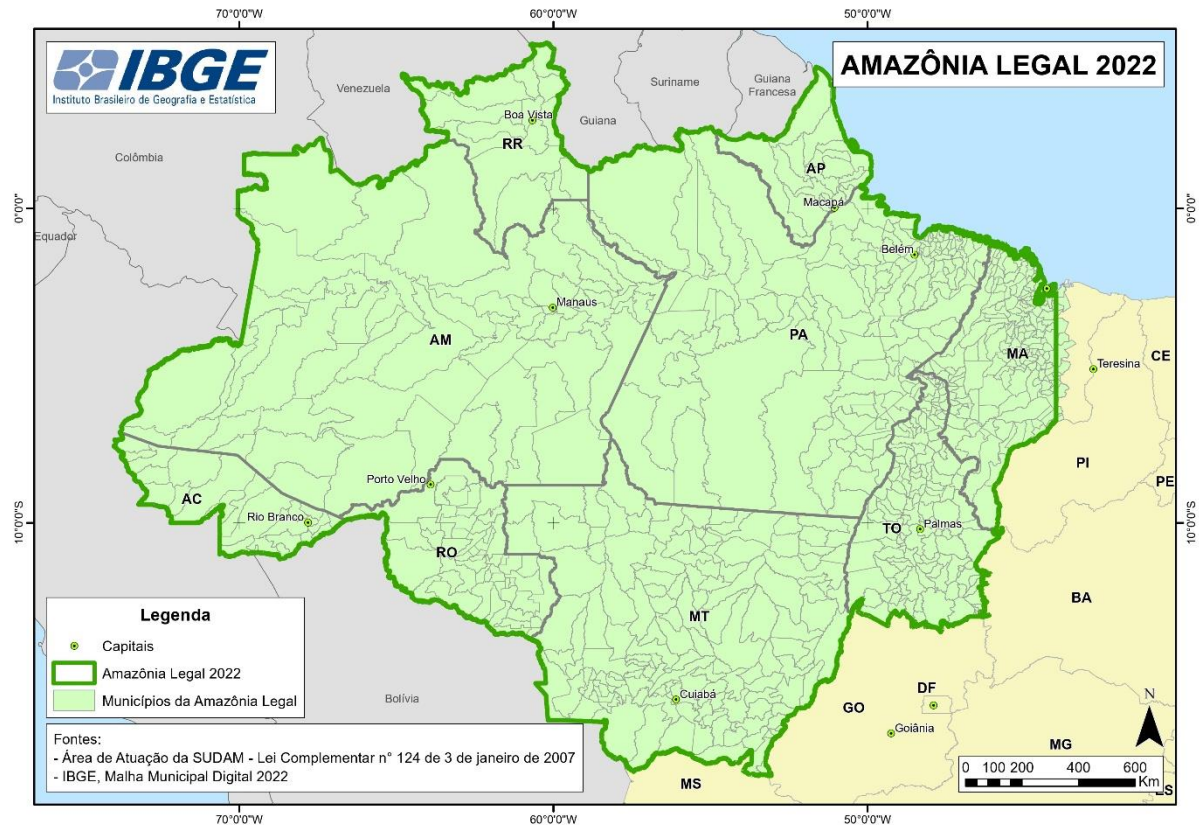
Fonte: (COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DOS AFLUENTES GOIANOS DO BAIXO PARANAÍBA – GO, 2023)

Mesmo com uma legislação aplicada aos usos d'água, a falha no esgotamento sanitário impõe aos rios da Amazônia Legal uma considerável contaminação (PACÍFICO FILHO et al., 2020). A Amazônia Legal brasileira corresponde a uma área abrangendo 59% do território nacional, que abriga não só o bioma amazônico, mas o cerrado e pantanal. Essa região abrange os estados do Acre, Amapá, Amazonas, Maranhão, Mato Grosso, Pará, Rondônia, Roraima, e Tocantins, (FREITAS; GIATTI, 2009) (Figura 2). Com uma população de 27.783.584 pessoas, 13,68% da população brasileira (IBGE, 2022). Esa área concentra 74% dos recursos hídricos brasileiros, além de ser a maior reserva de biodiversidade do mundo (FREITAS; GIATTI, 2009), mesmo assim, enfrenta impactos antrópicos intensos.

Essa região apresenta uma evolução negativa nos índices de acesso ao saneamento básico, ou seja, um crescimento populacional maior que a resposta e oferta ao serviço (GIATTI; CUTOLO, 2012). Fazendo com que cidades importantes tenham um percentual da população sem coleta de esgoto que atinge 99,4% (PACÍFICO FILHO et al., 2020). Essa realidade por sua vez, traz um agravante quadro de doenças de veiculação hídrica, relacionadas a falta de saneamento básico, ou o funcionamento precário deste, com um saldo de 13.449 mortes anuais, com grande parte em estados da Amazônia legal (TEIXEIRA et al., 2014).

O estado do Tocantins se situa no sudeste da Amazônia Legal, e não parece destoar do cenário apresentado, visto que 90,6% dos municípios do estado não têm serviço de esgotamento

Figura 2: Amazônia Legal, com delimitação de municípios integrantes



FONTE: IBGE (2022)

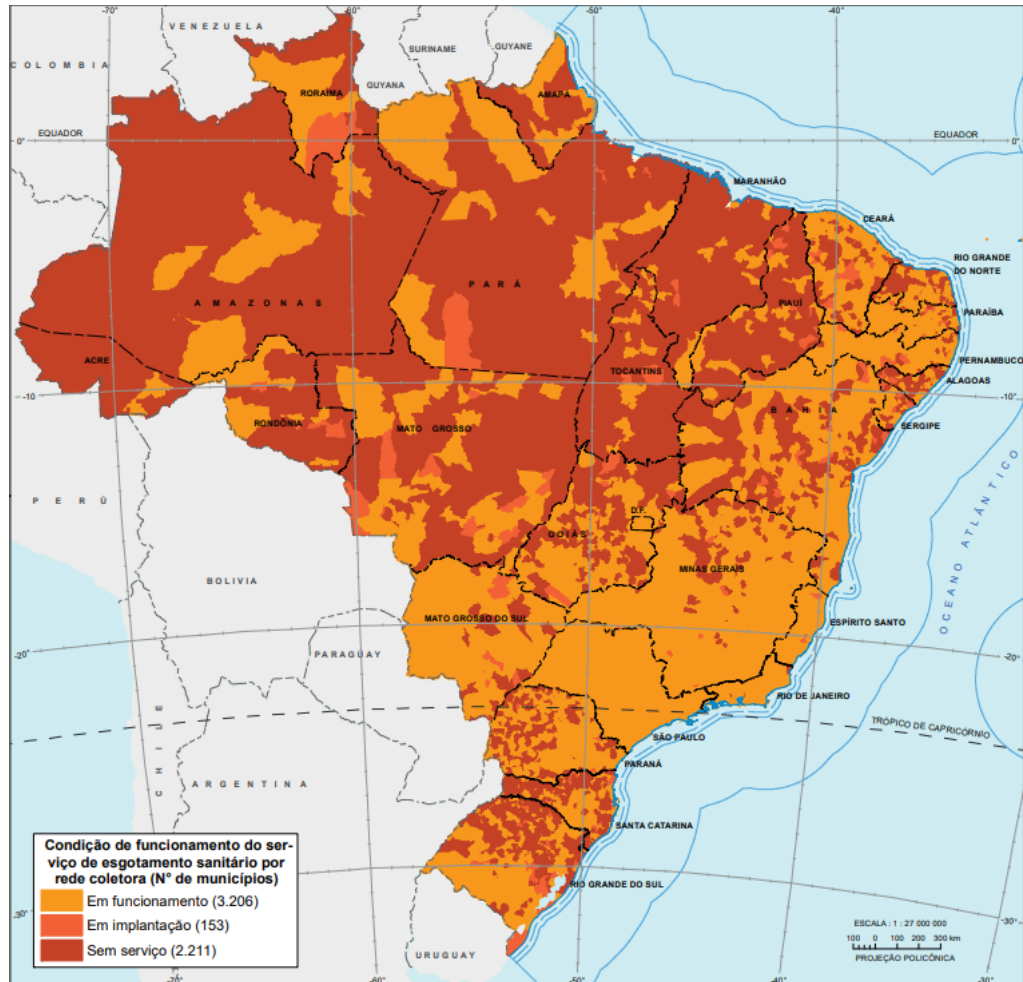
sanitário, e o sistema em funcionamento no restante dos municípios, se encontra de forma parcial (IBGE, 2022) (figura 2).

Perpassando a segunda maior cidade em número populacional com 171.301 pessoas (IBGE, 2022), se encontra o Rio Lontra, na bacia hidrográfica dos rios Lontra e Corda inseridas no sistema hidrográfico do rio Araguaia, na região norte do estado do Tocantins (SECRETARIA DE PLANEJAMENTO E ORÇAMENTO, 2002). Embora o rio Lontra desempenhe um papel crucial na vida da população e na biodiversidade aquática locais, a quantidade de estudos relacionados aos impactos antrópicos sofridos, seus efeitos nos parâmetros de qualidade da água, e a presença de patógenos em suas águas tem sido escassa ao longo das últimas décadas (BARBOSA; RUBIN DE RUBIN, 2020). O grande fluxo de pessoas nas proximidades do rio, o desague de pequenos córregos interiores à cidade podem amplificar os impactos antrópicos neste rio, além da cultura local de uso recreativo e pesca que aumentam exposição da população local aos possíveis contaminantes ali presentes.

Essa carência de conhecimento motivou a realização deste estudo, cujo principal objetivo é realizar o monitoramento das águas superficiais do rio Lontra durante um período de 16 meses, entre o período de setembro de 2021 a dezembro de 2022. Assim como uma análise das interações entre os parâmetros físico-químicos e a ocorrência de *Salmonella* spp. e *E.*

coli diarreiogênica (DEC), ao mesmo tempo em que se compara os resultados obtidos com as normas legais vigentes

Figura 2: Condição de funcionamento do serviço de esgotamento sanitário por município brasileiro



FONTE: IBGE (2020)

2 OBJETIVOS

2.1 Objetivo geral

Realizar o monitoramento da qualidade das águas superficiais do Rio Lontra no perímetro urbano de Araguaína, Tocantins, por meio de parâmetros físico-químicos e microbiológicos, e identificar potenciais fatores relacionados à presença de enteropatógenos.

1.1 Objetivos específicos

- Avaliar os parâmetros físico-químicos e microbiológicos das águas superficiais do rio Lontra no perímetro urbano de Araguaína, Tocantins;
- Verificar a conformidade dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos do rio Lontra com a classificação de corpo d'água classe 2 de acordo com as resoluções CONAMA 274/00 e 357/05;
- Avaliar a presença de *Escherichia coli* e *Salmonella* spp. nas águas superficiais do rio Lontra;
- Investigar a relação entre os fatores bióticos e abióticos das águas superficiais com a presença de *Escherichia coli* e *Salmonella* spp.

2 REVISÃO DE LITERATURA

Desde o início da história humana, a água tem desempenhado um papel fundamental na construção e sustentação de civilizações e sociedades. Ao longo da história, as sociedades se estabeleceram em proximidade a fontes aquáticas, utilizando-as para subsistência, atividades agrícolas, comércio e desenvolvimento econômico (BAPTISTA; CARDONO, 2013; CASARIN; SANTOS, 2011). E hoje não é diferente; para a existência de centros urbanos atuais, é necessário também um sistema de abastecimento de água de tamanho proporcional. Este sistema tem como tarefa a captação e tratamento da água dos reservatórios naturais adjacentes, que incluem os rios, para o uso urbano e industrial (BRUNI, 1993), adquirindo valor que extrapola o consumo humano básico. Além disso, a água desempenha um papel vital em diversos setores da sociedade contemporânea, como a produção de alimentos, a cadeia produtiva da mineração e indústria de transformação, bem como na geração de energia, navegação e tratamento de efluentes (MONTROYA; FINAMORE, 2020).

A água já foi considerada um recurso inesgotável, em grande parte devido à sua abundância superficial, cobrindo aproximadamente 75% da superfície terrestre (DE MENEZES OLIVO; MITSUGU ISHIKI, 2014). Contudo, entre percentual, apenas 8% são de água doce, e mesmo assim, a água doce tem sua distribuição geográfica de modo desigual. Além disso, a porcentagem de água doce disponível para uso humano é de aproximadamente 0,6% do total, pois apenas 1,2% se apresentam em forma de rios e lagos. Dos 98% restantes, que estão em ambientes subterrâneos, metade está em profundidade inviável para o uso humano (MOTA, 2002). E nessa parcela diminuta, além de seu papel socioeconômico, está o desempenho de um papel fundamental na biodiversidade global, abrigando cerca de 10% desta e aproximadamente 1/3 de todas as espécies de vertebrados aquáticos (REID et al., 2019).

No cenário mundial, onde mais de um terço dos rios na Europa não atingiu os níveis mínimos de qualidade, e em alguns países, todos os seus rios estão contaminados (HANNAH et al., 2022). Na América do Norte, mais da metade dos rios estão impactados por intensa poluição (ENVIRONMENTAL INTEGRITY PROJECT, 2022) É natural que a preocupação com a qualidade dos corpos hídricos na Amazônia Legal brasileira aumente, considerando que esse território detém 13,56% de toda a água doce do planeta (BATISTA; MIRANDA, 2019). No entanto, a preservação da qualidade dos rios na Amazônia Legal já é tema de discussão desde o último século.

Batalha (1992), já destacava que desde a década de 50, com a criação da rodovia Belém-Brasília, a ocupação populacional no território da Amazônia Legal já provocava impactos

ambientais significativos. O autor ressaltava a importância da melhoria das condições socioeconômicas e de saneamento como chave para a preservação da qualidade da água. Concordando com essa perspectiva, anos mais tarde, Freitas e Giatti (2009), em seu estudo sobre os indicadores de sustentabilidade ambiental e de saúde na região da Amazônia Legal, demonstraram que, além da dificuldade em estabelecer indicadores claros para o mapeamento da sustentabilidade da saúde local, até o início dos anos 2000, não havia indicadores ambientais para esse propósito. Pós a implementação desses indicadores, que permitiram o mapeamento, foi possível observar o grau de degradação ambiental na região, incluindo o saneamento inadequado, com uma porcentagem de 83,5% de destinação inadequada de resíduos e esgoto.

Contudo, mesmo antes da implementação desses indicadores, estudos anteriores já abordavam a degradação ambiental na região da Amazônia Legal, embora estivessem focados principalmente na construção de barragens e minerações, com pouca atenção ao esgotamento sanitário e à gestão de resíduos. Esses estudos concordavam com as observações de Batalha (1992) sobre a falta de medidas para mitigar os impactos antrópicos decorrentes da urbanização. Em 1989, Ruivo e Sales, ao analisarem 22 parâmetros durante 4 anos em 470 amostras de água no rio Parauapebas, Pará, identificaram valores de parâmetros físico-químicos inconsistentes com as normas da época. Destacaram especialmente o aumento nos sólidos totais e na matéria orgânica, sugerindo que tal fenômeno poderia ser atribuído à urbanização nas margens do rio. Da mesma forma, na bacia hidrográfica do rio Amazonas, os autores Junk e Mello, (1990) já apontavam os impactos antrópicos resultantes da construção de barragens. Os autores descreveram perdas de solo, extinção de espécies vegetais e animais, alterações na geometria hidráulica do rio e deterioração na qualidade da água como alguns desses impactos. Para eles, a diminuição da vazão do rio, juntamente com o aumento de matéria orgânica, poderia elevar a demanda bioquímica de oxigênio, acarretando impactos na saúde ambiental.

Na década seguinte, com o aumento populacional na região, os estudos focados nos impactos da falta de gestão de resíduos e esgotamento sanitário na qualidade da água passaram a ganhar relevância. Nesse contexto, Cleto Filho e Walker (2001) investigaram o perfil físico-químico das águas da bacia hidrográfica do rio Negro, estado do Amazonas. Observando valores significativamente menores de potencial hidrogeniônico (pH), turbidez e condutividade elétrica (CE) em trechos naturais em comparação com trechos urbanizados, além de valores mais elevados de oxigênio dissolvido (OD) em áreas naturais. Além disso, notaram uma perda de biodiversidade nos trechos urbanos, atribuindo tais alterações ao crescimento urbano e à subsequente perda de recursos naturais na região. Enquanto Cunha et al. (2004), investigaram os fatores de influência na qualidade microbiológica da bacia do Igarapé da Fortaleza, Amapá.

Neste estudo, foram avaliados os níveis de coliformes termotolerantes, antigamente denominados de coliformes fecais, e sua relação com áreas urbanas e periurbanas. Os autores identificaram desequilíbrios nos ecossistemas aquáticos, atribuídos ao lançamento de efluentes e resíduos domésticos, e observaram uma distribuição estatística bem definida em uma curva normal.

No estado do Amazonas, Lopes et al. (2008), conduziram um estudo sobre a qualidade da água nas bacias hidrográficas de Manaus – AM. Sua análise envolveu parâmetros físico-químicos e a presença de macroinvertebrados bentônicos. Os resultados revelaram variações nos impactos da cidade de Manaus entre as diferentes bacias hidrográficas, classificando-as em graus de poluição, desde "leve" até "muito alto". Este estudo evidenciou que as bacias mais distantes da urbanização local eram menos afetadas pela atividade antrópica, mas ainda assim eram influenciadas pelos impactos das bacias vizinhas, indicando um alto nível de contaminação e dificuldades na remediação natural. Já Miranda et al. (2009) conduziram uma análise semelhante em Santarém – Pará, focando nos parâmetros físico-químicos e na presença de elementos químicos no rio Tapajós. Suas descobertas revelaram alcalinização e redução nos níveis de oxigênio dissolvido (OD) nas águas do rio, possivelmente atribuídos ao lançamento de efluentes domésticos. Além disso, os autores notaram uma deterioração nos parâmetros em comparação com estudos anteriores no mesmo rio, sugerindo que o aumento da urbanização influenciou negativamente nessa degradação.

Nos últimos anos a situação não tem mostrado grandes avanços. Visto que estudos como o de Sant’Ana, Vital e Silva, (2019) ainda demonstram a falta de esgotamento sanitário e a urbanização como fontes de contaminação ambiental nos rios da Amazônia legal. Nesse estudo, os autores verificaram cursos d’água em distâncias diferentes ao município de Boa Vista, Roraima, e concluíram que os pontos mais próximos ao município tinham índice de qualidade muito ruim, evidenciando a influência negativa da urbanização na qualidade de água superficial da cidade, enquanto os pontos mais distantes, ainda que com índices melhores, ainda apresentavam impactos da contaminação advinda da urbanização. E Nobre Arcos e Brandão da Cunha (2021), verificaram contaminação nas águas superficiais do Rio Solimões, na Amazônia central. Segundo os autores, os fatores antrópicos como a má gestão urbana local e o esgotamento sanitário ausente foram de influência direta para essa contaminação.

Esses estudos expõem claramente o cenário da contaminação dos corpos hídricos da Amazônia Legal brasileira. Ainda que estes sejam um recurso natural imprescindível na atualidade, a falta de planejamento urbano, que causa o crescimento desorganizado de cidades, além da falta de esgotamento sanitário nessa região surgem como duas das principais causas do

deterioramento ambiental. E, no que diz respeito ao Tocantins, a situação dos corpos hídricos parece seguir o mesmo padrão. Embasando esse entendimento, Silveira e Mendonça (2009) estudaram os impactos de mineradoras na região central do estado. Os autores analisaram parâmetros físico-químicos e microbiológicos nas águas superficiais nos arredores da área de mineração. E verificaram valores de temperatura e pH anormais para a região, além de valores de turbidez, OD, e coliformes termotolerantes em desconformidade com as legislações específicas. Esses resultados demonstram possíveis impactos na biodiversidade local, além de contaminação de recursos hídricos de consumo à população local, o que tem impactos diretos na saúde local.

Barros et al. (2011), estudaram os parâmetros de qualidade de acordo com a res. 357/2005 CONAMA, no Rio Palmeiras, na bacia hidrográfica do Rio Tocantins, localizado nos municípios de Dianópolis, Novo Jardim e Ponte Alta do Bom Jesus, no estado do Tocantins. Os autores verificaram discordâncias pontuais de OD, nitrogênio amoniacal, fósforo total, cor e coliformes termotolerantes neste rio, trazendo à luz focos de contaminação pontuais neste rio. É ressaltado, porém, que este rio abrigaria pequenas centrais hidroelétricas, que transformariam o ambiente lótico e lêntico, modificando as dinâmicas hidrominerais e microbiológicas deste corpo hídrico, o que poderia amplificar o impacto dessas fontes de contaminação difusas já verificadas.

Carvalho et al. (2016), estudaram o índice de qualidade da água (IQA) do Ribeirão São João, em Porto Nacional, e em encontraram um índice que variou entre “ruim” e “aceitável”, mas nenhum dos pontos obteve classificação “boa” ou superior, demonstrando uma deterioração da qualidade desse corpo hídrico associada à urbanização regional. Além disso, os autores verificaram um alto índice de coliformes termotolerantes em boa parte das amostras, o que demonstra uma contaminação de origem fecal advinda do lançamento de efluentes sem o devido tratamento. Já Martins Guimarães et al. (2017), que também verificaram parâmetros similares no córrego Guará Velho, no município de Guaraí, e expõem valores dos parâmetros de qualidade como turbidez e *Escherichia coli* acima dos permitidos pela legislação. Levando ao entendimento de que este córrego sofre de contaminação fecal, refletida nos índices de *E. coli*. Os autores citam a descarga de efluentes domésticos sem tratamento, e de modo clandestino como fonte dessa contaminação.

Esses estudos demonstram um padrão claro nos corpos hídricos do Tocantins, uma vez que, embora alguns demonstrem fontes de contaminação difusa, os autores concordam em grande parte, que o alto índice de microrganismos relacionados com contaminações de origem fecal, tem como causa os lançamentos de efluentes domésticos sem tratamento. Esse raciocínio

é condizente com a situação de esgotamento sanitário do estado, fazendo com que seja possível e provável que, nos demais corpos hídricos do estado, que abrigam urbanizações, essa contaminação esteja presente. O que faz com que organismos patógenos possam estar presentes também, como é o caso de *E. coli* e *Salmonella spp.*, embora estes organismos sejam pouco estudados na região. O estudo de Oliveira et al. (2012), vem nesse sentido. Os autores fizeram um monitoramento microbiológico no Lago de Lajeado, em Palmas. E observaram a presença de *E. coli* diarreiogênica, com os patótipos *E. coli* Enteropatógena e *E. coli* Enterotoxigênica por meio de análises moleculares. Mesmo, com os resultados de NMP/100ml para *E. coli* pelo método de tubos múltiplos sendo inferiores aos limites máximos permitidos.

O mesmo padrão é possível para presença de *Salmonella spp.* por sua associação com indicadores fecais (POLO et al., 1998). Mesmo assim, não existem estudos a respeito desse patógeno em corpos hídricos do Tocantins ou da Amazônia legal. Contudo em corpos hídricos brasileiros, Santos et al. (2010), observaram a presença de *Salmonella spp.* tanto na água bruta do rio Meia Ponte em Goiânia, Goiás, quanto nos efluentes domésticos tratados lançados neste corpo hídrico, enquanto Viancelli et al. (2015) expõem uma presença de 14% de *Salmonella spp.* nas águas superficiais do Rio Suruvi em Santa Catarina. O que demonstra que rios tropicais podem oferecer riscos à saúde coletiva pela presença de enteropatógenos em suas águas.

Já se tratando da bacia hidrográfica do Rio Lontra e Corda, Barbosa e Rubin de Rubin, (2020) encontraram índices de qualidade da água entre boa e aceitável no córrego Baixa Funda, um dos córregos afluentes ao rio Lontra no Município de Araguaína, contudo, foram encontradas fontes de contaminação difusas neste córrego. O que pode ser transferido ao rio Lontra, pela proximidade das fontes de contaminação ao rio. Enquanto Júnior et al. (2014) demonstram que o uso do solo pela pecuária extensiva no decorrer da bacia hidrográfica promove a degradação em torno do rio o que possibilita fontes de contaminação por agroquímicos e metais pesados provenientes do manejo de gado e plantações. Corroborando com este dado, Tavares Maciel et al. (2019), expõem que 51% da área do alto Rio Lontra, onde se encontram as nascentes da bacia hidrográfica do Rio Lontra, estão ocupadas pela silvicultura de eucalipto, seguido pela pecuária, com 10, 11% de uso do solo, o que por sua vez, altera a dinâmica do solo na região além da carga de defensivos agrícolas e fertilizantes nos corpos d'água.

REFERÊNCIAS

- AGUIAR, M. F.; CECCONELLO, S. T.; CENTENO, L. N. SANEAMENTO BÁSICO versus DOENÇAS DE VEICULAÇÃO HÍDRICA NO MUNICÍPIO DE PELOTAS/RS. **HOLOS**, v. 3, p. 1–14, 2019. Disponível em: <http://www2.ifrn.edu.br/ojs/index.php/HOLOS/article/view/7940>.
- ARANDA, K. R. S.; FAGUNDES-NETO, U.; SCALETSKY, I. C. A. Evaluation of Multiplex PCRs for Diagnosis of Infection with Diarrheagenic *Escherichia coli* and *Shigella* spp. **Journal of Clinical Microbiology**, v. 42, n. 12, p. 5849–5853, 2004. Disponível em: <https://journals.asm.org/doi/10.1128/JCM.42.12.5849-5853.2004>.
- ARAÚJO, A. P. da C. *et al.* Toxicity evaluation of the combination of emerging pollutants with polyethylene microplastics in zebrafish: Perspective study of genotoxicity, mutagenicity, and redox unbalance. **Journal of Hazardous Materials**, v. 432, p. 128691, 2022. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389422004800>. Acesso em: 29 set. 2023.
- BAPTISTA, M.; CARDONO, A. **Rios e Cidades: uma longa e sinuosa história**. 2. ed. Belo Horizonte: Revista UFMG, 2013. v. 20 *E-book*. Disponível em: <https://periodicos.ufmg.br/index.php/revistadaufmg/article/view/2693/1559>. Acesso em: 30 mar. 2022.
- BARBOSA, L.; RUBIN DE RUBIN, J. C. Diagnóstico ambiental da bacia do córrego Baixa Funda em Araguaína – TO. **Revista EVS - Revista de Ciências Ambientais e Saúde**, v. 47, n. 1, p. 7443, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.18224/evs.v47i1.7443>. Acesso em: 1 out. 2023.
- BARROS, E. F. dos S. *et al.* Influência do regime hidrológico sobre os parâmetros de qualidade das águas no rio Palmeiras, TO. *In:*, 2011, Maceió - AL. **XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Maceió - AL: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2011. p. 1–20. Disponível em: <https://anais.abrhydro.org.br/job.php?Job=11566>. Acesso em: 4 out. 2023.
- BATALHA, B. H. L. Gestão das atividades antrópicas na Amazônia. **Revista Ambiente**, v. v, n. 1, p. 12–15, 1992. Disponível em: <https://revista.cetesb.sp.gov.br/revista/article/view/113>. Acesso em: 2 out. 2023.
- BATISTA, I. M. da S.; MIRANDA, L. M. Os “Hidronegócios” nos rios da Amazônia. **Revista Brasileira de História**, v. 39, n. 81, p. 117–139, 2019. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-01882019000200117&tlng=pt. Acesso em: 3 out. 2023.
- BRASIL. [Constituição (1934)]. **Constituição da república dos Estados Unidos do Brasil**. Rio de Janeiro, 1934. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao34.htm. Acesso em: 26 nov. 2023.
- BRASIL. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília, 1981. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l6938.htm. Acesso em: 26 nov. 2023.
- BRASIL. **Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei 8.001, de

13 de março de 1990, que modificou a Lei 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília, 1997. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm. Acesso em: 16 out. 2023.

BRUNI, J. C. A água e a vida. **Tempo Social**, v. 5, n. 1–2, p. 53–65, 1993. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-20701993000100053&lng=pt&nrm=iso&tlng=en. Acesso em: 28 set. 2023.

CASARIN, F.; SANTOS, M. **Água: o ouro azul: Usos e abusos dos recursos hídricos**. 1. ed. Rio de Janeiro: Editora Garamond, 2011. v. 1 *E-book*. Disponível em: Acesso em: 6 maio 2022.

CARVALHO, A. de P. *et al.* Avaliação da poluição em rios utilizando índices de qualidade da água: um estudo de caso no Ribeirão São João em Porto Nacional – TO. **Geociências**, v. 35, n. 3, p. 472–484, 2016. Disponível em: <https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/geociencias/article/view/11696>. Acesso em: 4 out. 2023.

CENTERS FOR DISEASE CONTROL AND PREVENTION. **National Enteric Disease Surveillance: Salmonella Annual Report, 2016**. Atlanta - USA: [s. n.], 2018. Disponível em: <https://www.cdc.gov/nationalsurveillance/salmonella-surveillance.html>. Acesso em: 6 out. 2023.

CLETO FILHO, S. E. N.; WALKER, I. Efeitos da ocupação urbana sobre a macrofauna de invertebrados aquáticos de um Igarapé da cidade de Manaus/AM - Amazônia Central. **Acta Amazonica**, v. 31, n. 1, p. 69–89, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1809-43922001311089>. Acesso em: 2 out. 2023.

COLLEN, B. *et al.* Global patterns of freshwater species diversity, threat and endemism. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 1, p. 40–51, 2014. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/geb.12096>. Acesso em: 29 set. 2023.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DOS AFLUENTES GOIANOS DO BAIXO PARANAÍBA – GO. **Comitês de Bacias Hidrográficas - Enquadramento**. [S. l.], 2023. Disponível em: https://cbhbaixoparanaiba.meioambiente.go.gov.br/?page_id=70. Acesso em: 15 nov. 2023.

COMMISSION OF THE EUROPEAN COMMUNITIES. Commission regulation (EC) No 2073/2005 of 15 November 2005. **2073/2005**: n. 2073/2005, 2005. Disponível em: <https://www.legislation.gov.uk/eur/2005/2073/data.pdf>. Acesso em: 6 out. 2023.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 274/2000**. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras, CONAMA, 2000. Disponível em: cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2018/01/RESOLU%C3%87%C3%83O-CONAMA-n%C2%BA-274-de-29-de-novembro-de-2000.pdf. Acesso em: 26 nov. 2023.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução CONAMA nº 357/2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos da água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_a_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf. Acesso em: 26 nov. 2023.

- CUNHA, A. C. da *et al.* Qualidade microbiológica da água em rios de áreas urbanas e periurbanas no baixo Amazonas: o caso do Amapá. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 9, n. 4, p. 322–328, 2004. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522004000400009&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 3 out. 2023.
- DE MENEZES OLIVO, A.; MITSUGU ISHIKI, H. Brasil frente às escassez de água. **Colloquium Humanarum**, v. 11, n. 3, p. 41–48, 2014. Disponível em: <http://revistas.unoeste.br/revistas/ojs/index.php/ch/article/view/1206/1279>. Acesso em: 28 set. 2023.
- DOUGAN, G.; BAKER, S. *Salmonella enterica* Serovar Typhi and the Pathogenesis of Typhoid Fever. **Annual Review of Microbiology**, v. 68, n. 1, p. 317–336, 2014. Disponível em: <https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev-micro-091313-103739>.
- DUDGEON, D. *et al.* Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. **Biological Reviews**, v. 81, n. 02, p. 163, 2006. Disponível em: <http://doi.wiley.com/10.1017/S1464793105006950>. Acesso em: 29 set. 2023.
- ENVIRONMENTAL INTEGRITY PROJECT. **The clean Water Act a t 50: Promesis Half kept at the Half-century mark**. Washington DC: [s. n.], 2022. Disponível em: <https://environmentalintegrity.org/wp-content/uploads/2022/03/CWA-report-3.22.22.pdf>. Acesso em: 3 out. 2023.
- FREITAS, C. M. de; GIATTI, L. L. Indicadores de sustentabilidade ambiental e de saúde na Amazônia Legal, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 25, n. 6, p. 1251–1266, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0102-311X2009000600008>. Acesso em: 3 out. 2023.
- GIATTI, L. L.; CUTOLO, S. A. Acesso à água para consumo humano e aspectos de saúde pública na Amazônia Legal. **Ambiente & Sociedade**, v. 15, n. 1, p. 93–109, 2012. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414-753X2012000100007&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 1 out. 2023.
- HANNAH, D. M. *et al.* Illuminating the ‘invisible water crisis’ to address global water pollution challenges. **Hydrological Processes**, v. 36, n. 3, 2022. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/hyp.14525>. Acesso em: 3 out. 2023.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Amazônia Legal**. IBGE, 2022. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/mapas-regionais/15819-amazonia-legal.html>. Acesso em: 26 nov. 2023.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de saneamento básico, 2017**. IBGE, 2020. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pnsb/pnsb-2017>. Acesso em: 16 nov. 2023.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades: Araguaína, Tocantins**, 25 de Março, 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/to/araguaina/panorama>. Acesso em: 09 ago. 2023.
- INYINBOR, Adejumoke. A. *et al.* Water Pollution: Effects, Prevention, and Climatic Impact. In: GLAVAN, M. (org.). **Water Challenges of an Urbanizing World**. [S. l.]: InTech, 2018. p. 33–53. *E-book*. Disponível em: <http://www.intechopen.com/books/water-challenges-of-an-urbanizing-world/water-pollution-effects-prevention-and-climatic-impact>. Acesso em: 29 set. 2023.

- JÚNIOR, A. de S. *et al.* Pecuária extensiva e impactos ambientais: o assoreamento do córrego inhumas na zona rural de Araguaína estado do Tocantins. **Amazônia: Ciência & Desenvolvimento, Belém**, v. 10, n. 19, p. 93–106, 2014. Disponível em: https://www.academia.edu/33436543/PECUA%20EXTENSIVA_E_IMPACTOS_AMBIENTAIS_O_ASSOREAMENTO_DO_C%20RREGO_INHUMAS_NA_ZONA_RURAL_%20DE_ARAGUA%20ESTADO_DO_TOCANTINS_Antonio_Clementino_dos_Santos. Acesso em: 4 out. 2023.
- JUNK, W. J.; MELLO, J. A. S. N. de. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. **Estudos Avançados**, v. 4, n. 8, p. 126–143, 1990. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40141990000100010&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 2 out. 2023.
- KAMBOJ, V.; KAMBOJ, N.; SHARMA, N. A review on general characteristics, classification and degradation of river systems. *In*: KUMAR, V. (org.). **Environmental Degradation: Causes and Remediation Strategies**. [S. l.]: Agro Environ Media - Agriculture and Environmental Science Academy, Haridwar, India, 2020. v. 1, p. 47–62. *E-book*. Disponível em: <https://www.aesacademy.org/books/edcrs-vol-1/04.pdf>. Acesso em: 28 set. 2023.
- KAPER, J. B.; NATARO, J. P.; MOBLEY, H. L. T. Pathogenic *Escherichia coli*. **Nature Reviews Microbiology**, v. 2, n. 2, p. 123–140, 2004. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nrmicro818>.
- KHALIL, I. A. *et al.* Morbidity and mortality due to shigella and enterotoxigenic *Escherichia coli* diarrhoea: the Global Burden of Disease Study 1990–2016. **The Lancet Infectious Diseases**, v. 18, n. 11, p. 1229–1240, 2018. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1473309918304754>.
- LIU, H.; WHITEHOUSE, C. A.; LI, B. Presence and Persistence of *Salmonella* in Water: The Impact on Microbial Quality of Water and Food Safety. **Frontiers in Public Health**, v. 6, 2018. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fpubh.2018.00159/full>.
- LOPES, M. J. N. *et al.* Avaliação preliminar da qualidade da água de bacias hidrográficas de Manaus utilizando macroinvertebrados como bioindicadores. **SaBios-Revista De Saúde E Biologia**, v. 3, n. 2, p. 1–9, 2008. Disponível em: <http://68.183.29.147/revista/index.php/sabios/article/view/96>. Acesso em: 3 out. 2023.
- MALHEIROS, T. F.; PROTA, M. G.; RINCON, M. A. P. Community participation and implementation of water management instruments in watersheds. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 8, n. 1, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.970>. Acesso em: 1 out. 2023.
- MARTINS GUIMARÃES, A. P. *et al.* Avaliação do pH, turbidez e análise microbiológica da água do córrego Guará Velho em Guaraí, estado do Tocantins. **DESAFIOS - Revista Interdisciplinar da Universidade Federal do Tocantins**, v. 4, n. 4, p. 3–14, 2017. Disponível em: Avaliação do pH, turbidez e análise microbiológica da água do córrego Guará Velho em Guaraí, estado do Tocantins. Acesso em: 4 out. 2023.
- MCRAE, L.; DEINET, S.; FREEMAN, R. The Diversity-Weighted Living Planet Index: Controlling for Taxonomic Bias in a Global Biodiversity Indicator. **PLOS ONE**, v. 12, n. 1, p. e0169156, 2017. Disponível em: <https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0169156>. Acesso em: 29 set. 2023.

MIRANDA, R. *et al.* Qualidade dos recursos hídricos da Amazônia - Rio Tapajós: avaliação de caso em relação aos elementos químicos e parâmetros físico-químicos. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 4, n. 2, p. 75–92, 2009. Disponível em: <http://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/view/210/356>. Acesso em: 3 out. 2023.

MONTOYA, M. A.; FINAMORE, E. B. As relações intersetoriais dos recursos hídricos na economia brasileira. **Revista Brasileira de Estudos Regionais e Urbanos**, v. 13, n. 4, p. 513–536, 2020. Disponível em: <https://revistaaber.org.br/rberu/article/view/559>. Acesso em: 28 set. 2023.

MOREIRA, M. *et al.* Isolation, Molecular Characterization and Geoprocessing of Enteropathogenic, Enterotoxigenic, and Shiga Toxin-Producing *Escherichia coli* in Drinking Water Sources from Southeast Brazil. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, n. 2, p. 39, 2020. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s11270-020-4394-4>.

MOTA, S. Água: Controle do desperdício e reúso. In: HOFMEISTER, W. (org.). **Água e desenvolvimento sustentável no semi-árido**. 1. ed. Fortaleza: Fundação Konrad Adenauer, 2002. v. 24, p. 53–68. *E-book*. Disponível em: https://www.kas.de/c/document_library/get_file?uuid=6868dcf0-2010-3626-b134-81fb8d09fbec&groupId=252038. Acesso em: 28 set. 2023.

NOBRE ARCOS, A.; BRANDÃO DA CUNHA, H. AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS DA POLUIÇÃO NAS ÁGUAS SUPERFICIAIS DE UM AFLUENTE DO RIO SOLIMÕES NA AMAZÔNIA CENTRAL BRASILEIRA. **Caminhos de Geografia**, v. 22, n. 80, p. 01–14, 2021. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/53079>. Acesso em: 5 out. 2023.

NU. CEPAL: DIVISIÓN DE MEDIO AMBIENTE Y DESARROLLO. **Recomendaciones de las reuniones internacionales sobre el agua: de Mar del Plata a París**. Chile: [s. n.], 1998. Disponível em: <https://repositorio.cepal.org/items/9fef1944-5100-4b9d-8e48-52ddc5ad74cb>. Acesso em: 1 out. 2023.

OLIVEIRA, K. W. *et al.* Antimicrobial resistance profiles of diarrheagenic *Escherichia coli* strains isolated from bathing waters of the Lajeado reservoir in Tocantins, Brazil. **Ambiente e Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 7, n. 2, p. 30–41, 2012. Disponível em: http://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/view/756/pdf_647.

PACÍFICO FILHO, M. *et al.* Cidades Médias na Amazônia Legal: Araguaína/TO, Imperatriz/MA e Marabá/PA – indutoras de desenvolvimento e desigualdades. **Redes**, v. 25, n. 4, p. 1477–1503, 2020. Disponível em: <https://online.unisc.br/seer/index.php/redes/article/view/15139>. Acesso em: 1 out. 2023.

PAIVA, R. F. da P. de S.; SOUZA, M. F. da P. de. Associação entre condições socioeconômicas, sanitárias e de atenção básica e a morbidade hospitalar por doenças de veiculação hídrica no Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 34, n. 1, 2018. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-311X2018000105003&lng=pt&tlng=pt.

POLO, F. *et al.* Relationship between presence of *Salmonella* and indicators of faecal pollution in aquatic habitats. **FEMS Microbiology Letters**, v. 160, n. 2, p. 253–256, 1998. Disponível em: <https://academic.oup.com/femsle/article-lookup/doi/10.1111/j.1574->

6968.1998.tb12919.x. Acesso em: 4 out. 2023.

REID, A. J. *et al.* Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. **Biological Reviews**, v. 94, n. 3, p. 849–873, 2019. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/brv.12480>. Acesso em: 28 set. 2023.

RUIVO, M. de L. P.; SALES, M. E. da C. Monitoramento da qualidade da água na área do projeto ferro Carajas - um subsídio para o estudo ambiental. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Programa de Ciências da Terra**, v. 1, n. 1, p. 11–24, 1989. Disponível em: <https://repositorio.museu-goeldi.br/handle/mgoeldi/624>. Acesso em: 2 out. 2023.

SALA, O. E. *et al.* Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. **Science**, v. 287, n. 5459, p. 1770–1774, 2000. Disponível em: <https://www.science.org/doi/10.1126/science.287.5459.1770>. Acesso em: 29 set. 2023.

SANT'ANA, A.; VITAL, M.; SILVA, H. INFLUÊNCIA DA URBANIZAÇÃO NA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO BRANCO E AFLUENTES NO MUNICÍPIO DE BOA VISTA, RORAIMA, AMAZÔNIA BRASILEIRA. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 16, n. 1, p. 6–6, 2019. Disponível em: <https://www.abrhidro.org.br/doi/?ID=2/210/5343>. Acesso em: 5 out. 2023.

SANTOS, P. P. *et al.* Qualidade microbiológica de afluentes e efluentes de estações de tratamento de água e esgoto de Goiânia, Goiás. **Revista de Patologia Tropical**, v. 39, n. 3, 2010. Disponível em: <http://www.revistas.ufg.br/index.php/iptsp/article/view/12209>. Acesso em: 4 out. 2023.

SECRETARIA DE PLANEJAMENTO E ORÇAMENTO. **Serviços de consultoria para elaboração do plano de recursos hídricos das bacias dos rios Lontra e Corda, na região do bico do papagaio/TO - pdrhlc** -. SEPLAN. 2002. Tocantins. Disponível em: <https://central.to.gov.br/download/222078>. Acesso em: 10 ago. 2023.

SILVA, N. da *et al.* **Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos e água**. 5. ed. São Paulo - SP: Blucher, 2017. *E-book*. Disponível em: https://issuu.com/editorablucher/docs/issuu_8cc4608f0c0cfd. Acesso em: 5 out. 2023.

SILVEIRA, leonardo R.; MENDONÇA, R. M. G. Aspectos e impactos ambientais da mineração na região central do estado do Tocantins. **Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, v. 6, n. 2, p. 191–208, 2009. Disponível em: <http://ferramentas.unipinhal.edu.br/engenhariaambiental/viewarticle.php?id=236&layout=abstract>. Acesso em: 4 out. 2023.

SOUZA, C. M. N. Gestão da água e saneamento básico: reflexões sobre a participação social. **Saúde e Sociedade**, v. 26, n. 4, p. 1058–1070, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0104-12902017170556>. Acesso em: 1 out. 2023.

STANAWAY, J. D. *et al.* The global burden of non-typhoidal *Salmonella* invasive disease: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2017. **The Lancet Infectious Diseases**, v. 19, n. 12, p. 1312–1324, 2019. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1473309919304189>.

TAVARES MACIEL, C. K. *et al.* Uso do solo no alto curso do rio Lontra, Tocantins. **Journal of Biotechnology and Biodiversity**, v. 7, n. 4, p. 424–433, 2019. Disponível em: <https://sistemas.uft.edu.br/periodicos/index.php/JBB/article/view/7755>. Acesso em: 4 out. 2023.

TEIXEIRA, J. C. *et al.* Estudo do impacto das deficiências de saneamento básico sobre a saúde pública no Brasil no período de 2001 a 2009. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, n. 1, p. 87–96, 2014. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522014000100087&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 1 out. 2023.

VIANCELLI, A. *et al.* Microbiological quality and genotoxic potential of surface water located above the Guarani aquifer. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, n. 7, p. 5517–5523, 2015. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s12665-015-4561-x>. Acesso em: 4 out. 2023.

WILLIAMS, N.; TORRES, A. G.; LLOYD, S. Evolution and Epidemiology of Diarrheagenic *Escherichia coli*. In: G. TORRES, A. (org.). **Pathogenic *Escherichia coli* in Latin America**. [S. l.]: BENTHAM SCIENCE PUBLISHERS, 2010. p. 8–24. *E-book*. Disponível em: <https://www.eurekaselect.com/54589/volume/1>.

WWF. **Living Planet Report 2020 - Bending the curve of biodiversity loss**. Gland: [s. n.], 2020. Disponível em: https://wwfin.awsassets.panda.org/downloads/lpr_2020_full_report.pdf. Acesso em: 29 set. 2023.

CAPÍTULO 2

- 1 – Programa de pós-graduação em Sanidade Animal e Saúde Pública nos Trópicos
- 2 – Instituto Federal do Tocantins
- 3- Universidade Federal do Norte do Tocantins

PERIGO SILENCIOSO: RELAÇÕES ENTRE OS PARÂMETROS DE QUALIDADE, ESGOTAMENTO SANITÁRIO E A PRESENÇA DE ENTEROPATÓGENOS EM UM RIO DA AMAZÔNIA LEGAL.

Marco Aurélio Miranda Soares¹ | Sabrina Guimarães Paiva² |
 José Carlos Ribeiro Júnior³ | Gilzelle Maria da Luz Silva³
 | Liana Bezerra Dias de Lima³ | Sandro Estevan Moron³

RESUMO

O rio Lontra, situado no limite sudeste da Amazonia legal, no norte do estado do Tocantins, é considerado recurso hídrico fundamental. No entanto, como a maioria dos ecossistemas aquáticos da região, os impactos antrópicos sofridos e as consequências na saúde pública são pouco conhecidos. Diante da relevância regional desse rio, o presente estudo objetivou monitorar a qualidade do Rio Lontra, no trecho urbano de Araguaína, Tocantins, através de análises físico-químicas e microbiológicas, tendo como referência as legislações vigentes, em 7 postos de amostragem por 16 meses. Análises moleculares para presença de *Salmonella* spp. e *Escherichia coli*, foram realizadas por PCR convencional. Os dados obtidos foram analisados usando o software estatístico SPSS 26. Os resultados indicaram que as águas do rio Lontra apresentam um pH ligeiramente mais ácido do que o indicado pela legislação, com uma diminuição significativa ($p \leq 0,05$) nos meses de transição entre estações em relação a estação chuvosa (pH 0,33) e de estiagem (pH 0,66). Observou-se valores de oxigênio dissolvido menores do que os permitidos, e o índice de coliformes termotolerantes ultrapassou os limites da legislação, indicando contaminação fecal. Das 56 amostras de água superficial obtidas, observou-se um percentual de positividade de 32,14% (18) para *E. coli* DEC, sendo EAEC (21,42%), EPEC (19,64%), ETEC e STEC (7,14%). Para *Salmonella* spp., o percentual foi de 67,85% (38). Os parâmetros de condutividade elétrica e sólidos totais apresentaram correlação ($\rho = 0,98$; $p \leq 0,05$) e ambos tiveram correlações negativas ($\rho = -0,74$ e $\rho = -0,73$; $p \leq 0,05$) devido a mudança de ambiente lêntico à lótico pelo represamento nos pontos 5 a 7. Observou-se correlação significativa da turbidez com as estações do ano ($\rho = 0,72$, $p \leq 0,05$), e turbidez e precipitação ($\rho = 0,64$, $p \leq 0,05$), potencialmente relacionada à erosão do solo às margens do rio. Por fim, os postos de amostragem tiveram correlação negativa moderada com *E. coli* (-0,42; $p \leq 0,05$) e fraca com *Salmonella* spp (-0,21; $p \leq 0,05$), indicando um aumento no índice de positividade no decorrer da passagem do rio pelo perímetro urbano de Araguaína, Tocantins. Desse modo, estes resultados revelam uma conformidade dos parâmetros físico-químicos, apesar de uma contaminação microbiológica evidente, com presença de enteropatógenos, o que coloca em risco a preservação da saúde pública local. As correlações analisadas revelam a falha no esgotamento sanitário como fonte dessa contaminação, além do represamento e antropização das margens deste rio, como influências para alteração das dinâmicas deste corpo hídrico. Deste modo, as análises realizadas foram úteis para esclarecer a real contaminação de corpos hídricos da Amazônia Legal, com destaque para o Rio Lontra, ao norte do estado do Tocantins, Brasil.

Palavras-chave: Contaminação hídrica; *Escherichia coli*; *Salmonella* spp; Saúde pública

1 – Programa de pós-graduação em Sanidade Animal e Saúde Pública nos Trópicos

2 – Instituto Federal do Tocantins

3- Universidade Federal do Norte do Tocantins

1 INTRODUÇÃO

O crescimento populacional, a descarga de efluentes domésticos e industriais, atividades agrícolas e a gestão inadequada dos resíduos urbanos têm causado contaminações e sérios danos à dinâmica dos ambientes aquáticos e aos organismos que neles habitam (KAMBOJ; KAMBOJ; SHARMA, 2020; MEIJIDE et al., 2018; ZHU; ZHANG; ŽAGAR, 2018). Cerca de 80% das águas residuais urbanas e industriais no mundo são descarregadas no ambiente sem o tratamento adequado, impondo um risco significativo ao uso de água contaminada, especialmente em países em desenvolvimento e subdesenvolvidos (LIN; YANG; XU, 2022). Porém, mesmo em regiões mais desenvolvidas, a situação é preocupante, uma vez que 60% dos rios na Europa estão contaminados (EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY, 2018), e cerca de 51% dos cursos d'água na América do Norte sofrem impactos de poluentes (ENVIRONMENTAL INTEGRITY PROJECT, 2020).

Na Amazônia Legal brasileira, a situação se faz ainda mais preocupante, devido a sua significativa reserva de água doce, representando pelo menos 13,56% da água doce global, e ao seu grau de biodiversidade, um dos maiores níveis do mundo (BATISTA; MIRANDA, 2019; RORATO et al., 2023). Essa área política administrativa ao norte do Brasil, contempla 5 milhões de km², engloba 9 estados brasileiros, incluindo o estado do Tocantins e abrange os biomas amazônico, cerrado e pantanal (FREITAS; GIATTI, 2009). A Amazônia Legal brasileira vem sofrendo intensos impactos antrópicos com efeitos negativos significantes na biodiversidade global (RORATO et al., 2023), como desmatamento, queimadas, saneamento básico inadequado e gestão hídrica irregular da região (RIEGER; PENHA; TEIXEIRA, 2021). Na região Norte e Nordeste brasileiras, o percentual de municípios com esgotamento sanitário é de 34,45%, e ainda sim, apenas 21,7% da população dessas regiões tem acesso ao serviço (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE), 2020, p. 20; MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO E DO DESENVOLVIMENTO REGIONAL (MIDR), 2022, p. 61).

De modo a mitigar esses impactos no Brasil, as resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 274/2000 (CONAMA, 2000) e 357/2005 (CONAMA, 2005), baseados na Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) (Lei nº 9.433/1997 (Brasil, 1997)), estabelecem com base em critérios físico-químicos e microbiológicos a classificação dos corpos d'água brasileiros em diferentes categorias. Essas categorias variam da classe “especial” às classes de 1 a 4, de acordo com os usos a que se destinam, sendo as classes mais elevadas associadas a uma qualidade de águas inferior. As classes “especial” e “classe 1”, são

mandatórias em unidades de conservação de proteção integral e terras indígenas respectivamente. Assim, a grande parte dos corpos hídricos brasileiros se classificam como classe 2, permitindo-se a proteção de comunidades aquáticas, recreação de contato primário e aquicultura, sendo essas vedadas nas classes 3 e 4.

Contudo, os impactos antrópicos sobre os rios brasileiros, tem prejudicado além o meio natural, a saúde pública da população (COSTA et al., 2021; MENEZES et al., 2021; SANTOS et al., 2017), pela contaminação por microrganismos patogênicos, como *Escherichia coli* e *Salmonella* spp., agentes causadores de doenças relacionadas à baixa qualidade da água (MUGADZA et al., 2021). *E. coli* é um agente comumente encontrado em águas contaminadas, e embora a maioria de suas cepas não sejam patogênicas, podem adquirir elementos genéticos por transferência horizontal, interações com bacteriófagos, ou por transposons com outras espécies de bactérias e se tornarem patogênicas (KAPER; NATARO; MOBLEY, 2004; WILLIAMS; TORRES; LLOYD, 2010), causando milhões de casos de diarreia aguda e infecção do trato urinário ao redor do mundo (MOREIRA et al., 2020). Por sua vez, *Salmonella* spp. é reconhecida como o principal agente causador de doenças transmitidas por alimentos (DTA) em todo o mundo, causando milhões de casos anualmente (CENTERS FOR DISEASE CONTROL AND PREVENTION, 2018), ocasionando preocupação com infecções pelo uso de águas recreacionais (EFSTRATIOU, 2001; SCHOEN; ASHBOLT, 2010; SIDDIQEE et al., 2020; SOLLER et al., 2010; WESTRELL et al., 2004).

O rio Lontra está localizado na Bacia dos rios Lontra e Corda, inserida no sistema hidrográfico do rio Araguaia, na região norte do estado do Tocantins, dentro dos limites da Amazônia Legal (SECRETARIA DO PLANEJAMENTO E ORÇAMENTO, 2002). Este rio está situado no ecótono entre os biomas Amazônia e o Cerrado, e é considerado área prioritária para a gestão dos recursos hídricos no estado do Tocantins (SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL, 2008). Pela sua localização, tem sido impactado por atividades antrópicas decorrentes da área urbana do município de Araguaína, a segunda cidade mais populosa do estado (IBGE, 2022), incluindo o lançamento de efluentes urbanos e industriais e práticas recreativas e de pesca sem controle adequado.

Apesar da relevância do rio Lontra e sua importância para a vida local e a biodiversidade aquática, estudos sobre os parâmetros de qualidade da água, os impactos antrópicos associados a ele e a presença de patógenos em suas águas são escassos (BARBOSA & RUBIM DE RUBIM, 2020). Diante disso, este estudo teve como objetivo comparar os parâmetros físico-

químicos e microbiológicos com as legislações vigentes, avaliar a presença de *Salmonella* spp e 5 patótipos de *E. coli* diarreiogênica (DEC): *E. coli* Enteropatogênica (EPEC); *E. coli* Enteroagregativa (EAEC); *E. coli* Enterotoxigênica (ETEC); *E. coli* Enteroinvasiva (EIEC); e *E. coli* produtora de toxina Shiga (STEC), além de verificar as relações entre os parâmetros físico-químicos e microbiológicos com a presença destes enteropatógenos, contribuindo para tomadas de decisões, aprimoramento de políticas públicas e melhoria da qualidade da água na área das bacias rio Lontra e Corda, localizada no sudeste da Amazônia legal brasileira.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Coleta das amostras

Durante o período de setembro de 2021 a dezembro de 2022, integrando as estações de estiagem (maio a setembro), chuvosa (novembro a fevereiro) e meses de transição entre estações (abril e outubro), foram realizadas coletas bimestrais de águas superficiais de acordo com o guia nacional de coleta e preservação de amostras (Agência Nacional de Águas (ANA); Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), pp.133 – 147, 2011). Foram escolhidos 7 postos de amostragem, nominados em ordem montante/jusante ao rio, no percurso urbano do rio Lontra, no município de Araguaína, Tocantins, (P1: 07°12'26.4"S, 48°17'46.9"W; P2: 07°12'29.5S, 48°14'40.3"W; P3: 07°12'44.8"S, 48°14'25.2"W; P4: 07°12'46.1"S, 48°14'13.6"W; P5: 07°12'34.3"S, 48°13'06.4"W; P6: 07°12'50.0"S, 48°13'02.2"W; P7: 07°13'24.4"S, 48°12'16.8"W). No total, 56 amostras de água superficial foram coletadas. Devido ao represamento das águas do rio Lontra pela usina hidrelétrica corujão, os postos 5 a 7 são caracterizados como ambientes lênticos, e os postos 1 a 4 como ambientes lóticos.

Os parâmetros físico-químicos, foram analisados *in loco*, Potencial Hidrogeniônico (pH); potencial de oxirredução (ORP); oxigênio total dissolvido (OD); condutividade elétrica (CE); sólidos totais dissolvidos (STD) e temperatura (°C), por meio de sonda multiparâmetro HANNA HI9829. Para as análises microbiológicas, moleculares e de turbidez, 500ml de água superficial foram coletadas à 30±5cm da superfície, a pelo menos 2m da margem mais próxima, em frascos de vidro âmbar previamente autoclavados, e encaminhadas para o Laboratório de Morfofisiologia e Bioquímica e ao Laboratório de Microbiologia de Alimentos, na Universidade Federal do Norte do Tocantins (UFNT). Para análise de turbidez foi utilizado turbidímetro POLICONTROL AP2000. Os dados de precipitação mensal (PP), dos meses de setembro de 2021 a dezembro de 2022, foram obtidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) (INMET, 2023).

2.2 Análises microbiológicas e moleculares

As análises de coliformes totais (CTO) e coliformes termotolerantes (CTE) seguiram o protocolo CETESB L5.202 (CETESB, 2018). De cada tubo positivado para CTE, 1ml passou prosseguir para extração de material genético pelo protocolo de fervura de Ribeiro Júnior et al., (2016), para análise da presença de *E. coli* DEC, totalizando, 471 amostras. Os extraídos foram reservados à -20°C até para a realização de *Polimerase Chain Reaction* (PCR) multiplex pelo protocolo de (ARANDA; FAGUNDES-NETO; SCALETSKY, 2004) (Tabela 1).

As análises de *Salmonella* spp seguiram ISO 6579 com modificações. Após pré-enriquecimento de 25ml de amostra em 225ml de água peptonada tampanda, 100µl foram transferidos para o caldo Rappaport-Vassilidis Soja, e 1.000µl para o caldo Selenito-Cistina, incubados por 24h a 41,5±1°C e 35±1°C, respectivamente. Após isso, ocorreu a estria de esgotamento em placas de ágar Xilose Lisina Desoxicolato (XLD) e ágar *Salmonella-Shigella* (SS) incubadas por 24h à 35±2°C, dessa, 697 colônias típicas foram isoladas e submetidas à extração de material genético pelo protocolo de fervura de Ribeiro Júnior et al., (2016). Os extraídos foram reservados à -20°C até para a realização de PCR uniplex pelo protocolo de (SHANMUGASAMY; VELAYUTHAM; RAJESWAR, 2011) (Tabela 1)

Os produtos amplificados de ambas PCRs foram analisados em gel de agarose 2% sob luz UV, submetidos a eletroforese à corrente de 90V.

2.3 Análises estatísticas

Os dados foram analisados usando o software estatístico SPSS Statistics 26. A comparação da presença de enteropatógenos entre as estações foi testada em pares pelo teste Qui-quadrado de Pearson e Teste Exato de Fisher, enquanto as comparações dos demais parâmetros foram analisadas por meio de testes de Kruskal-Wallis ($p \leq 0,05$). Todas as variáveis quantitativas contínuas foram testadas quanto à normalidade utilizando o teste de Shapiro-Wilk. Os testes de significância foram ajustados pela correção de Bonferroni ($\alpha = 0,05$). Para análise da correlação entre os parâmetros utilizou-se da correlação de Spearman ($p \leq 0,05$).

Tabela 1. Metodologias adotadas para análises moleculares

Microorganismo alvo	Designação do primer	Primers (5'-3')	Gene alvo	Tamanho (bp)	Referência
<i>Salmonella</i> spp.	S139	GTGAAATTATCGCCACCGTTCCGGCAA	<i>InvA</i>	284	SHANMUGASAMY et al (2011)
	S141	TCATCGCACCGTCAAAGGAACC			
	<i>eae1</i>	CTGAAACGGCGATTACGGCAA	<i>eae</i>	917	
	<i>eae2</i>	CCAGACGATACGATCCAG (12)			
	EAEC1	CTGGCGAAAGACTGTATCAT	CVD432	630	
	EAEC2	CAATGTATAGAAAATCCGCTGTT (15)			
	L1f	GGCGACAGATTATACCGTGC	gene LT	450	
	L1r	CGGTCCTATATATCCCTGTT (18)			
	STf	ATTTTMTTCTGTATTRTCTT	gene ST	190	
	STr	CACCCGGTACARGCAGGATT (18)			
Stx1f	ATAAATCGCCATTCCGTTGACTAC	<i>stx1</i>	180		
Stx1r	AGAACGCCCACTGAGATCATC (11)				
Stx2f	GGCAGCTGCTGAAACTGCCTCC	<i>stx2</i>	255		
Stx2r	TCGCCAGTTATCTGACATTTCTG (11)				

ARANDA et al (2004)

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Parâmetros físico-químicos

Os resultados dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos, em relação às estações de estiagem, chuvosa e os meses de transição, juntamente com os limites estabelecidos para estes estão dispostos na tabela 2. O parâmetro de turbidez não atingiu o limite máximo, mas mostrou diferenças significativas entre estações ($p \leq 0,05$), e os parâmetros de condutividade elétrica e sólidos totais não atingiram os limites permitidos.

A temperatura da água é provavelmente o maior parâmetro de influência na vida dos ecossistemas aquáticos se analisado individualmente (WHEATON, 1987). Influenciando sobre as reações químicas, crescimento, distribuição e desenvolvimento dos seres aquáticos (FANTIN-CRUZ; TONDATO; MOTTA-MARQUES, 2011). Houve diferenças significativas ($p \leq 0,05$) na temperatura das águas do rio Lontra entre a estação chuvosa e de estiagem ($\alpha = 0,19$; $p \leq 0,05$), assim como estação chuvosa e meses de transição ($\alpha = 0,01$; $p \leq 0,05$). A região norte do estado do Tocantins, está localizada entre os biomas amazônico e cerrado, e seu clima se caracteriza por um verão quente e alta incidência solar na estação de estiagem, e um inverno chuvoso com menor incidência solar (RIBEIRO; WALTER, 1998). Essas condições atmosféricas podem explicar as diferenças significativas, visto que são os principais fatores na troca de calor e consequente regime térmico de um corpo hídrico (CAISSIE, 2006).

Embora a resolução 357/2005 estabeleça a faixa ideal de potencial hidrogeniônico (pH) dos rios brasileiros entre 6 e 9, é observado que os rios na região amazônica e cerrado brasileiro naturalmente possuem águas ligeiramente ácidas podendo divergir dessa faixa ideal (LIMA et al., 2021; SANTOS et al., 2017). Os resultados do pH do presente estudo mostram essa característica no rio Lontra no período analisado. Em todas as estações analisadas, houve resultados abaixo do limite mínimo. Assim como, houve diferenças significativas ($p \leq 0,05$) entre os meses de transição e seca ($\alpha = 0,037$; $p \leq 0,05$) e entre meses de transição e estação chuvosa ($\alpha = 0,02$; $p \leq 0,05$). A característica naturalmente ácida dessas águas se deve principalmente à composição geoquímica do solo da região, predominantemente composto por latossolos vermelhos distróficos e neossolos quartzarênicos, com pH de 5,3 e 4,8 respectivamente (EMBRAPA, 2005; VIDAL DE NEGREIROS NETO et al., 2020). E encontra fundamento em medições anteriores realizadas no mesmo rio (SEPLAN, 2002).

Tabela 2: Resultados das análises comparativa dos parâmetros físico-químicos e microbiológicos nas estações de estagem, chuvosa e meses de transição, e limites estabelecidos pela legislação vigente.

(a) diferenças significativas em relação à estação chuvosa. (b) diferença significativa em relação à estação de estagem; (c) diferença significativa em relação aos meses de estagem.

Estações	Meses de transição	Parâmetros										
		Temperatura (°C)	pH	ORP (mV)	DO (mgL ⁻¹)	Condutividade (µS/cm)	Sólidos totais (mgL ⁻¹)	Turbidez (UNT)	Coliformes totais (NMP/100ml)	Coliformes termotolerantes (NMP/100ml)	LIMITES CONAMA 357/2005	LIMITES CONAMA 357/2005
Estagem	Média	27,30 ^a	6,12 ^c	242,94	6,41	17,34	9,00	7,90 ^a	10551,43	319,56		
	Dev. pad.	1,34	0,52	59,54	0,83	8,68	3,97	3,18	7342,85	501,81		
	Mediana	27,50	6,26	255,60	6,50	17,00	9,00	8,88	16000,00	80,00		
	Mínimo	23,73	5,30	116,20	4,35	1,13	3,00	2,54	210,00	0,00		
	Máximo	28,80	7,25	347,80	7,60	32,00	16,00	12,80	16000,00	1600,00		
	Média	28,05 ^a	5,47 ^{a,b}	224,56	6,25	17,29	8,71	10,27 ^a	9144,29	693,87		
	Dev. pad.	1,37	0,77	77,16	1,03	7,90	4,03	3,82	7447,26	901,89		
	Mediana	28,35	5,60	225,40	6,44	16,50	8,00	11,45	12600,00	175,00		
	Mínimo	25,20	4,06	36,50	4,59	6,00	3,00	2,93	400,00	0,00		
	Máximo	29,67	6,35	340,70	7,70	33,00	17,00	14,70	16000,00	2800,00		
	Média	26,56 ^{b,c}	6,07 ^c	227,75	6,50	16,38	8,19	31,15 ^{b,c}	12996,19	602,28		
	Dev. pad.	0,82	0,43	38,95	0,75	6,80	3,27	16,80	5144,74	1017,44		
Mediana	26,50	5,93	223,60	6,40	16,00	8,00	30,50	16000,00	27,00			
Mínimo	25,20	5,50	162,20	5,22	5,00	3,00	4,40	920,00	4,00			
Máximo	27,80	6,90	289,60	7,96	28,00	14,00	81,40	16000,00	3500,00			
LIMITES CONAMA 357/2005		-	≥ 6,00 a ≤ 9,00	-	≥ 5,00	-	500	100	-	1000		

Já a diminuição do pH nos meses de transição pode ser atribuída ao maior aporte de minerais provenientes dos solos circundantes ao rio neste período, pois a região norte tocantinense é caracterizada pelo clima seco na estação de estiagem, com predominância de gramíneas e materiais inflamáveis, que juntamente com o uso agrícola propiciam focos de queimadas naturais e artificiais (SILVA et al., 2020). Esse fenômeno, retira a cobertura vegetal do solo, que atua como proteção, mitigando o impacto das gotas de chuva através da captura da água pela cobertura vegetal situadas acima da superfície do terreno, evitando assim a ruptura dos agregados do solo (COSTA; RODRIGUES, 2015). À medida que o regime de chuvas aumenta, há a rápida recuperação da cobertura vegetal, pela brotação de novas estruturas vegetais (FRANÇOSO et al., 2014), diminuindo o aporte de nutrientes à medida que se adentra na época chuvosa.

O Oxigênio Dissolvido (OD) desempenha um papel fundamental na oxidação das águas naturais e exerce grande influência na dinâmica da vida aquática (BAIRD, 2002). Em rios caracterizados como classe 2 pela resolução 357/2005, é estabelecida uma concentração mínima de 5mgL^{-1} . E para garantir o funcionamento fisiológico adequado da maioria dos organismos aquáticos, uma concentração mínima de $2,0\text{mgL}^{-1}$ de OD é necessária (VAQUER-SUNYER; DUARTE, 2008). Portanto, uma redução pontual na concentração de OD pode levar à ocorrência de hipoxia pontual, que acarreta complicações diferentes em relação à hipoxia constante. Observou-se médias em todas as estações acima do limite mínimo estabelecido para águas de classe 2, mas concentrações pontuais de OD abaixo do limite permitido foram observadas nos pontos 2 e 7. Nos pontos 3, 4, 6 e 7 os valores ficaram muito próximos ao limite, em todas as estações (Figura 1). Não foram observadas diferenças significativas entre as estações, o que demonstra uma uniformidade da diminuição de OD neste corpo hídrico, não sendo influenciada pela pluviosidade da região.

O teor de OD pode flutuar em resposta a uma gama de influências externas. Estas incluem a oxidação de matéria orgânica, emissões para a atmosfera, atividade respiratória de organismos aquáticos, oxidação de íons metálicos e variações nas condições climáticas regionais de sua localização (ESTEVEZ, 2011. P. 175). Contudo, não se observou correlação discernível entre os parâmetros avaliados e os níveis de OD. Esta situação sugere a possibilidade de que um fator externo não examinado, tal como as características meândricas e hidrodinâmicas do corpo de água, ou mesmo os teores de matéria orgânica presentes no curso do rio, possam ter induzido estas modificações observadas.

Figura 1: Variação temporal e espacial dos valores de oxigênio dissolvido no rio Lontra entre os meses de setembro de 2021 a dezembro de 2022.

Mês da coleta	Oxigênio dissolvido (MgL ⁻¹)						
	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
Set. 2021	6,7	6,2	6,2	6,7	6,2	6,5	5,7 [#]
Nov. 2021	6,48	6,41	6,84	6,97	6,1	6,02	7,96
Fev. 2022	6	7,4	7,8	7,6	6,2	6	7,1
Abr. 2022	7,61	6,72	7,41	7,7	6,34	6,53	7,2
Jun. 2022	6,4	6,54	6,16	6	5,32 [#]	5,08 [#]	4,35*
Ago. 2022	7,57	7,28	7,55	7,32	6,69	7,13	7,09
Out. 2022	5,64 [#]	4,59*	5,17 [#]	5,17 [#]	5,03 [#]	5,80 [#]	6,64
Dez. 2022	5,47 [#]	6,01	6,40	6,60	5,22 [#]	5,57 [#]	6,24

(P1-P7) Postos de amostragem. (*) Valor abaixo do limite mínimo permitido pela res. 357/2005. (#) Valor próximo ao limite mínimo permitido pela res. 357/2005.

Mesmo diante disso, a situação é potencialmente preocupante, uma vez que efeitos subletais e até letais podem ocorrer à medida que a concentração de OD se aproxima do limite. BARROS et al. (2017) e JOHANNSSON et al. (2018) demonstraram que baixas concentrações de OD podem desencadear efeitos histopatológicos, genotóxicos e estresse oxidativo em peixes. Esses efeitos podem impactar diretamente na biota aquática do local, induzindo mudanças irreversíveis ao longo do tempo, alterando comportamentos alimentares, sexuais, impactando a sobrevivência da espécie como um todo naquele local (da COSTA ARAÚJO et al., 2020).

O potencial de oxirredução (ORP), é um fator crítico no processo de especiação química de contaminantes ambientais em corpos hídricos, alterando muitas reações por meio da oxidação ou redução de contaminante como metais pesados (CHUAN; SHU; LIU, 1996), e compostos nitrogenados (ZHAO; ZHANG; ZHOU, 2020). ORP é influenciado principalmente pela composição geoquímica do solo e pelo lançamento de efluentes urbanos e embora não seja mencionado na resolução 357/2005, é um bom indicador de poluição ambiental e de fundamental importância para o entendimento da dinâmica do corpo hídrico (do VALLE JUNIOR et al., 2013).

Os níveis de ORP no período estudado não apresentaram diferenças significativas entre as estações ou pontos de coleta. Além disso, esses valores permaneceram próximos à 200mV, o que está dentro dos níveis ideais para águas superficiais com pH próximos a 7 (-0,41V a 0,82V), indicando a ausência de contaminação de origem química neste corpo hídrico (JARDIM, 2014). Essas informações são de extrema importância para compreender a qualidade e a saúde do corpo hídrico em questão, pois a relação de ORP e pH pode, além de

indicar o nível de contaminação de um rio, também influenciar diferentes produtos da reação de uma mesma substância presente no ambiente. Alterando a toxicidade desses produtos para os organismos presentes ali, como a mudança na concentração de NH_4^+ , NO_3^- e NO_2^- (ZHAO; ZHANG; ZHOU, 2020).

3.2 Índices microbiológicos

Os valores obtidos para coliformes totais (CTO) variaram de 210 NMP100ml⁻¹ a um máximo de 16.000 NMP100ml⁻¹ no período analisado, o que se repetiu em todas as estações e não houve diferenças significativas. As resoluções 274/200 e 357/2005, não utilizam de CTO como parâmetro de qualidade, uma vez que o grupo CTO engloba tanto bactérias do trato gastrointestinal de animais de sangue quente, quanto bactérias não entéricas (SILVA, N. et al., 2017), e sua presença é pressuposta em corpos hídricos. Diferentemente, coliformes termotolerantes (CTE) são indicativos de contaminação de origem fecal e presença de organismos patogênicos como *E. coli*, pela predominância de enterobactérias do trato gastrointestinal neste grupo (SILVA, N. et al., 2017).

As análises de CTE, demonstram valores discrepantes à legislação. A resolução 357/2005 e resolução 274/2000, estabelecem um limite máximo para CTE de 1.000 NMP100ml⁻¹ para recreação de contato primário e enquadramento na classe 2. No presente estudo, não houve diferenças significativas nos valores obtidos de CTE, porém, estes valores variaram de 0 NMP100ml⁻¹ a 3.500 NMP100ml⁻¹ ambos na estação chuvosa, e valores maiores que 1.000 NMP100ml⁻¹ foram detectados em 7 das 8 coletas, e em todas as estações, como também em 6 dos 7 postos amostrais, sendo a única exceção, o ponto 4 (Figura 2). Esses resultados indicam uma contaminação fecal nesse corpo hídrico. Essa contaminação, por não ser influenciada pela mudança de estação, pode se originar de ineficiência do esgotamento sanitário local, representando um risco para saúde pública e ambiental local.

Embora o saneamento básico seja direito garantido pela constituição federal de 1988 (Brasil, 1988), o percentual da população atendida com esgotamento sanitário da região norte brasileira em 2022 era de 13,1% (MIDR, 2022), e o município de Araguaína conta com um percentual de 12%, abaixo que a própria região (IBGE, 2020) o que explica diversos relatos de contaminação de corpos hídricos na Amazônia legal e no Tocantins (CARNEIRO et al., 2021; NOBRE ARCOS; BRANDÃO DA CUNHA, 2021; SANT'ANA; VITAL; SILVA, 2019).

Figura 2: Variação temporal e espacial dos valores de coliformes termotolerantes no rio Lontra entre os meses de setembro de 2021 a dezembro de 2022.

Coliformes termotolerantes (NMP.100ml ⁻¹)							
Mês de coleta	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7
Set. 2021	1,8	6,8	0	7,8	1,8	6,8	7,8
Nov. 2021	20	10	4	7,8	1,6.10 ^{3*}	1,6.10 ^{3*}	48
Fev. 2022	12	17	26	9	17	1,6.10 ^{3*}	27
Abr. 2022	1,6.10 ^{3*}	430	1,6.10 ^{3*}	130	45	20	9,2
Jun. 2022	140,0	140	1,6.10 ^{3*}	80	490	170	900
Ago. 2022	1,3.10 ^{3*}	220,00	250,00	20,00	68,00	0,00	1,3.10 ^{3*}
Out. 2022	2,8.10 ^{3*}	220,00	1,7.10 ^{3*}	40,00	20,00	0,00	1,1.10 ^{3*}
Dez. 2022	220,00	3,5.10 ^{3*}	2,8.10 ^{3*}	490,00	130,00	490,00	20,00

(P1-P7) Postos de amostragem. (*) Valores acima do limite máximo permitido pela res. 357/2005.

É demonstrada a relação entre a falta de esgotamento sanitário com a maior morbidade/mortalidade, causadas principalmente por doenças de veiculação hídrica (TEIXEIRA; GUILHERMINO, 2006). Isso se converte em gastos com a saúde pública, sendo que no Tocantins, pelo menos 3,35% das internações são causadas por doenças de veiculação hídrica (PAIVA; SOUZA, 2018). Percentual que poderia ser reduzido drasticamente investindo-se em saneamento básico, pois de acordo com a Organização Mundial da Saúde (OMS), a cada 1 dólar gasto em saneamento básico, 4 dólares são economizados com o tratamento de doenças relacionadas com a falta de saneamento básico (OMS & UM Water, 2014).

Além do impacto social, a falta de esgotamento sanitário contribui diretamente para a contaminação de diversos rios da região nordeste (SILVA; CUNHA; LOPES, 2019), e norte (CARNEIRO et al., 2021; SIQUEIRA; APRILE; MIGUÉIS, 2012) brasileiras. Assim como já é registrada a infecção em vertebrados aquáticos por organismos de patogenicidade humana em corpos hídricos brasileiros (CANABARRO et al., 1992). O que pode ocasionar tanto enfermidades relacionadas ao consumo de pescado, quanto grandes perdas na biodiversidade aquática da região.

3.3 Presença de *E. coli* e *Salmonella* spp.

Das 56 amostras obtidas no estudo, foi observado um percentual de positividade de 32,14% (18) para pelo menos um dos patótipos de *E. coli* DEC, sendo EAEC (21,42%), EPEC (19,64%), ETEC e STEC (7,14%), EIEC (0%). Para *Salmonella* spp., o percentual foi de 67,85% (38) (Tabela 3). Das 1.168 colônias isoladas de ambos os enteropatógenos, 270 se mostraram positivas (Tabela 4). Este resultado gera preocupação, uma vez que diarreia é a segunda maior causadora de morbimortalidade em crianças menores de 5 anos em todo o

mundo, causando pelo menos 1.400 mortes diárias (FUNDO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A INFÂNCIA (UNICEF), 2016). No Tocantins, pelo menos 3.015 crianças menores que 5 anos foram hospitalizadas por diarreia nos anos de 2008 a 2013, com taxa média anual de 4,10 para 1.000 habitantes (FONTOURA et al., 2018). Esses patógenos são os principais causadores dessa enfermidade, sendo possível a infecção pela ingestão de comida ou contato com superfícies ou água contaminadas (YEN; KARINO; TOBE, 2016). Este cenário se alinha com o encontrado em estudos prévios realizados em rios brasileiros nas regiões sudeste e nordeste (DRUMOND et al., 2018; MONTEIRO et al., 2021), e com outro estudo que encontrou os patotipos EPEC e ETEC no lago de Lajeado, Tocantins, mesmo com índices de balneabilidade “bom”, ou “excelente”, de acordo com a resolução 274/2000 (OLIVEIRA et al., 2012).

Os patotipos EPEC, EAEC e ETEC lideram as causas de diarreia infantil aguda no mundo (PLATTS-MILLS et al., 2015). EAEC, encontrado com mais frequência neste estudo, é causador de diarreia aguda e persistente, causando mal nutrição principalmente em crianças e idosos, (TABORDA et al., 2018). Podendo também, colonizar o trato gastrointestinal humano de modo assintomático, levando a uma inflamação crônica (GOMES et al., 2016), e facilitando uma via de contaminação. Este patógeno é relatado como causador de um percentual que varia de 0,5% a 41% entre as hospitalizações por gastroenterite aguda no Brasil (ASSIS et al., 2014; LIMA et al., 2013; ORLANDI et al., 2006).

Já o patotipo EPEC está associado a surtos de diarreia infantil desde os anos de 1940 e 50 (BRAY, 1945; ROBINS-BROWNE, 1987). Como também com alto risco de mortalidade infantil em países em desenvolvimento (KOTLOFF et al., 2013). EPEC tem o mecanismo de patogenicidade caracterizado por colonizar o epitélio intestinal, causando lesões do tipo *attaching and effacing* (EAE), o que limita a capacidade de absorção das células intestinais, levando à diarreia (VÁSQUEZ-GARCÍA et al., 2019). O patotipo STEC, tem ruminantes como principal reservatório animal, o que inclui bovinos, e pode ser transferida à reservatórios ambientais por meio de carcaças e matéria fecal contaminadas (MONAGHAN et al., 2011). O elevado número de bovinos relacionados com a agropecuária da região, uma das principais atividades econômicas do município (IBGE, 2022), pode favorecer a presença desse patotipo nos corpos hídricos da região. STEC é um dos responsáveis pela colite hemorrágica (CH) e síndrome Hemolítico-Urêmica (SHU), mesmo com baixa frequência de infecção no Brasil (ORI et al., 2019). SHU é responsável por 50% das lesões renais agudas em idade pediátrica, e entre 10% e 15% dos pacientes com CH evoluem para SHU, uma enfermidade caracterizada por diarreia, febre e vômitos, com fezes sanguinolentas, apresentando coágulos e forte dor

abdominal (OMS, 2018).

Agravando ainda mais a situação, o ambiente aquático proporciona interações desses patógenos com o ambiente e outros xenobióticos presentes. O contato com ambiente aquático pode ativar mecanismos de sobrevivência das *E. coli* DEC, como a construção de um biofilme protetor, que auxilia na sobrevivência no ambiente não favorável. E uma vez ingerida, esse biofilme auxilia na permanência do patógeno na mucosa intestinal, facilitando a evasão ao sistema imunológico (GOMES et al., 2016). Além disso, é comprovada a capacidade de aumento de dispersão desses patótipos quando em contato com microplásticos presentes em águas superficiais contaminadas no Brasil (SILVA et al., 2019). Favorecendo ainda mais a contaminação e provável infecção por água contaminada.

Apesar de *Salmonella* spp. ser bastante estudado em produções agrícolas brasileiras, muito devido a legislação específica para esse patógeno em produções avícolas (Instrução Normativa SDA nº 20, de 21 de outubro de 2016, Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (MAPA)) (MAPA, 2016). Estudos a respeito da presença de *Salmonella* spp. em corpos hídricos brasileiros são escassos (MELO et al., 1997). Mesmo sendo comprovada a relação desse patógeno com indicadores fecais (POLO et al., 1998). Esse fato pode ser atribuído ao tempo requerido para as análises presuntivas, que duram até 5 dias, e para os testes bioquímicos e confirmativos de cepas até 7 dias. Porém, mudanças nos índices bacteriológicos podem ocorrer em espaços bem menores de tempo, fazendo com que o resultado não represente o ambiente atual precisamente (MANSILHA et al., 2010). Além disso, é prazo suficiente para que infecções possam ocorrer pelo contato com a água contaminada.

O alto índice de positividade de *Salmonella* spp. nas águas superficiais do rio Lontra é desafiador, visto que *Salmonella* spp. é o principal patógeno associado com doenças transmitidas por alimentos (DTA), e causa anualmente mais de 93 milhões de casos de gastroenterite, e pelo menos 155.000 mortes (MAJOWICZ et al., 2010) Sendo seu risco associado a águas superficiais contaminadas, estudado em todo o mundo (CALLAHAN; VAN KESSEL; MICALLEF, 2019; JIMÉNEZ et al., 2014; TARAZI; AL DWEKAT; ISMAIL, 2021). E o potencial patogênico de cepas não-tifoides relacionadas com corpos hídricos já foi evidenciado (BURGUEÑO-ROMAN et al., 2019).

Tabela 3: Índice de positividade enteropatógenos em amostras de água superficial do Rio Lontra, por ponto de amostragem. N° amostral = 8

Índice de positividade de enteropatógenos por amostragem			
Posto de amostragem	Organismo alvo	Percentual de positividade	N° de amostras positivas
P1	EAEC	50%	4
	EPEC	37,5%	3
	ETEC	25%	2
	STEC	12,5%	1
	EIEC	0%	0
	<i>Salmonella</i> spp.	75%	6
P2	EAEC	37,5%)	3
	EPEC	25%	2
	ETEC	0	0
	STEC	0	0
	EIEC	0	0
	<i>Salmonella</i> spp.	37,5%	3
P3	EAEC	37,5%	3
	EPEC	25%	2
	ETEC	0	0
	STEC	0	0
	EIEC	0	0
	<i>Salmonella</i> spp.	50%	4
P4	EAEC	0	0
	EPEC	12,5%	1
	ETEC	12,5%	1
	STEC	0	0
	EIEC	0	0
	<i>Salmonella</i> spp.	25%	2
P5	EAEC	0	0
	EPEC	12,5%	1
	ETEC	0	0
	STEC	12,5%	1
	EIEC	0	0
	<i>Salmonella</i> spp.	12,5%	1
P6	EAEC	12,5%	1
	EPEC	12,5%	1
	ETEC (0)	0	0
	STEC	12,5%	1
	EIEC	0	0
	<i>Salmonella</i> spp.	12,5%	1
P7	EAEC	12,5%	1
	EPEC	12,5%	1
	ETEC	12,5%	1
	STEC	12,5%	1
	EIEC	0	0
	<i>Salmonella</i> spp.	12,5%	1

EAEC = *E. coli* Enteroagregativa; EIEC = *E. coli* Enteroinvasiva; EPEC = *E. coli* Enteropatógena; ETEC = *E. coli* Enterotógena (ETEC); STEC = *E. coli* produtora de toxina Shiga.

Tabela 4: Índice de positividade enteropatógenos por colônia isolada em amostras de água superficial do Rio Lontra, por ponto de amostragem. N° amostral = 1.168

Ponto de coleta	Enteropatógeno	Estação de estagem		Meses de transição		Estação chuvosa	
		Isolados/Extraídos	Positividade	Isolados/Extraídos	Positividade	Isolados/Extraídos	Positividade
1	<i>E. coli</i> <i>Salmonella</i> spp.	1/23 7/27	4,35% 25,93%	5/27 17/33	18,52% 51,52%	4/23 21/47	17% 45%
2	<i>E. coli</i> <i>Salmonella</i> spp.	0/25 7/35	0,00% 20,00%	8/20 12/27	40,00% 44%	7/25 19/50	28% 38%
3	<i>E. coli</i> <i>Salmonella</i> spp.	1/29 1/27	3,45% 3,70%	9/24 9/24	37,50% 37,50%	7/20 18/42	35% 43%
4	<i>E. coli</i> <i>Salmonella</i> spp.	0/9 5/15	0,00% 33,33%	1/11 9/23	9,09% 39,13%	0/13 17/49	0% 35%
5	<i>E. coli</i> <i>Salmonella</i> spp.	0/10 0/18	0,00% 0,00%	0/3 4/20	0,00% 20,00%	8/30 8/38	27% 21%
6	<i>E. coli</i> <i>Salmonella</i> spp.	0/5 0/13	0,00% 0,00%	0/1 1/15	0,00% 6,67%	4/31 21/47	13% 45%
7	<i>E. coli</i> <i>Salmonella</i> spp.	0/25 13/27	0,00% 48,15%	0/13 9/22	0,00% 40,91%	0/22 17/48	0% 35%

(%) percentual de positividade. (1) Colônias isoladas/Colônias extraídas.

Assim como no caso de *E. coli* DEC, por se tratar de uma enterobactéria, o ambiente aquático não é propício para o desenvolvimento e sobrevivência de *Salmonella* spp. fazendo com que esta desenvolva mecanismos de sobrevivência e persistência nesses ambientes. Uma vez no ambiente aquático, *Salmonella* spp. pode sobreviver por períodos maiores que 30 dias pelo mecanismo de biofilme, por reservatórios naturais presentes nesses ambientes como protozoários de vida livre e até vertebrados aquáticos (LIU; WHITEHOUSE; LI, 2018), podendo interagir com outros xenobióticos ambientais, pelos processos de sedimentação e absorção (HENDRICKS, 1971; MOORE et al., 2003; MORIÑO; BORREGO; ROMERO, 1986), podendo prolongando seu tempo no ambiente por até 2 anos (LI et al., 2014).

3.4 Dinâmica dos parâmetros de qualidade e de influência na presença de *Salmonella* spp e *E. coli* DEC em ambientes aquáticos.

No ambiente aquático, os parâmetros físico-químicos e microbiológicos se interrelacionam, e não podem ser analisados de modo totalmente individual, sendo que alguns fatores, tem entre si interações atenuantes ou agravantes (CETESB, 2021). Desse modo, a análise da correlação de Spearman, auxiliou na identificação das relações entre os parâmetros avaliados. Neste sentido, a matriz de correlação de Spearman (Tabela 4) se mostrou ferramenta valiosa para visualização das dinâmicas entres os parâmetros analisados neste estudo, assim como auxiliou na escolha das variáveis aplicáveis ao modelo de regressão logística binária. Os pontos amostragem mostraram uma correlação negativa significativa ($p \leq 0,05$) com diversos parâmetros. A organização dos postos de amostragem vai de modo jusante/montante, contrariamente ao fluxo do rio, que vai de modo montante/jusante, de modo que uma correlação negativa indica um acréscimo dos valores dos parâmetros no decorrer da passagem pelo perímetro urbano, incluindo a maior positividade dos patógenos analisados.

Essa correlação pode ser vista entre CE e ST (0,98; $p \leq 0,05$) como também na forte correlação negativa desses parâmetros com PA (-0,74; -0,73; $p \leq 0,05$). A resolução 357/2005 não faz referência à CE, mas esta está diretamente associada aos ST, podendo ser influenciada pela composição geoquímica do solo e pelo lançamento de efluentes urbanos, que aumentam a disponibilidade íons, como sais e metais (MEDEIROS; SILVA; LINS, 2018).

No período estudado, não foram observados valores maiores que $100 \mu\text{Scm}^{-1}$ na

condutividade, valor indicativo da presença de poluentes (CETESB, 2021). Contudo, puderam ser observadas as correlações supracitadas, que são justificadas pelo represamento das águas nos pontos 5, 6 e 7, caracterizando um ambiente lântico, permitindo a migração de metais e íons para os sedimentos de fundo, e nos demais pontos é observada o forte fluxo gerado pela queda d'água gerada pela usina hidroelétrica local, caracterizando um ambiente lótico, suspendendo os sedimentos de fundo (ESTEVES, 2011).

Tabela 5: Matriz de correlação (Spearman) entre parâmetros de qualidade, precipitação, localização geográfica e presença de enteropatógenos no Rio Lontra

	PA	ME	ET	PP	pH	ORP	DO	CE	ST	Temp	TU	CTO	CTE	SAL	EC
PA															
ME	0,000														
ET	0,000	0,063													
PP	0,000	-0,119	0,882												
pH	-0,123	0,245	-0,038	-0,236											
ORP	0,013	-0,35	-0,156	0,119	-0,257										
DO	-0,106	-0,28	0,004	-0,012	-0,258	0,071									
CE	-0,74	-0,011	-0,056	0,000	0,093	-0,132	-0,028								
ST	-0,73	-0,044	-0,072	0,006	0,065	-0,103	-0,039	0,98							
Temp	-0,29	-0,044	-0,32	-0,4	0,125	-0,082	-0,046	0,357	0,383						
TU	-0,37	0,074	0,726	0,646	0,191	-0,176	0,020	0,356	0,348	0,086					
CTO	-0,47	-0,45	0,160	0,251	-0,076	-0,091	0,237	0,492	0,474	-0,050	0,31				
CTE	-0,120	0,515	0,114	-0,008	0,208	-0,156	-0,162	0,036	0,014	-0,142	0,131	0,129			
SAL	-0,210	0,050	0,177	0,150	-0,114	-0,144	0,170	0,207	0,178	0,020	0,123	0,42	0,37		
EC	-0,42	-0,100	0,353	0,35	0,024	0,080	0,276	0,200	0,201	-0,166	0,421	0,461	0,332	0,146	

Postos de amostragem (PA), meses do ano (ME), estações do ano (ET), precipitação (PP), potencial hidrogeniônico (pH), potencial de oxirredução (ORP), oxigênio dissolvido (DO), condutividade elétrica (CE), sólidos totais (ST), temperatura (Temp), turbidez (TU), coliformes totais (CTO), coliformes termotolerantes (CTE), *Salmonella* spp (SAL), *E. coli* (EC).

Essa suspensão, influencia diretamente nos sólidos totais dissolvidos (STD), cuja res. 357/2005, estabelece um nível máximo de 500mgL^{-1} . E embora haja um aumento significativo nos pontos 1, 2, 3 e 4, esse parâmetro não atingiu o limite máximo permitido. Além disso, a forte correlação de TU, com ET (0,72; $p \leq 0,05$) e PP (0,64; $p \leq 0,05$), assim como de PP com ET (0,88; $p \leq 0,05$), indica uma mudança perceptível na turbidez no decorrer das estações do ano, e pode ser explicada pelo processo de erosão do solo às margens do corpo hídrico no período chuvoso (CAMPOS et al., 2017). Pois no perímetro na região analisada, a ocupação do solo ao redor do corpo hídrico é predominantemente

caracterizada por áreas de pastagens com influência urbana e áreas urbanas (SANTOS; ALVES, 2018).

Os postos de amostragem também mostraram correlação significativa com os índices de positividade de *E. coli* (-0,42; $p \leq 0,05$) e *Salmonella* spp (-0,21; $p \leq 0,05$), o que indica que a maior positividade destes enteropatógenos nas amostras obtidas dos postos mais a jusante do rio. O que indica o maior impacto dessa contaminação no decorrer da passagem do Rio Lontra pelo perímetro urbano, isso pode ser reflexo do aporte de diversos córregos interiores à cidade, que podem carregar os impactos antrópicos de forma mais intensa, pelo processo de escoamento superficial e lançamento de esgoto urbano (HENZ et al., 2021). Há correlações também entre CTO com *Salmonella* spp (0,42; $p \leq 0,05$) e *E. coli* (0,46; $p \leq 0,05$), e CTE com *Salmonella* spp (0,37; $p \leq 0,05$) e *E. coli*. (0,33; $p \leq 0,05$), indicando uma correlação visível entre a presença de enteropatógenos com indicadores de contaminação fecal utilizados pela legislação. Contudo, nota-se que as correlações obtidas entre CTE e ambos os enteropatógenos foi moderada, o que reflete a interferência da microbiota aquática e sedimentos de rio nas análises de patógenos em corpos hídricos (GALÈS; BALEUX, 1992; POLO et al., 1998).

4 CONCLUSÕES

Este estudo revelou que, embora os parâmetros físico-químicos do Rio Lontra, no Tocantins, estejam dentro das normas legais, a contaminação microbiológica por coliformes termotolerantes e enteropatógenos indica uma séria ameaça à saúde pública. As correlações estudadas, mostram que a ineficiência do sistema de esgotamento sanitário local está diretamente ligada a essa contaminação, destacando a importância de melhorias no saneamento básico para preservação da saúde pública e ambiental da região. Além disso, o represamento do fluxo d'água e a antropização das margens deste rio, se mostraram fortes influências para alteração das dinâmicas deste corpo hídrico. Deste modo, as análises realizadas foram úteis para esclarecer a real contaminação de corpos hídricos da Amazônia Legal, com destaque para o Rio Lontra, ao norte do estado do Tocantins, Brasil.

REFERENCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: Água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. pp. 133-147. Brasília, Distrito federal, 2011. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2021/10/Guia-nacional-de-coleta-e-preservacao-de-amostras-2012.pdf>. Acesso em: 25 ago. 2023.
- ARANDA, K. R. S.; FAGUNDES-NETO, U.; SCALETSKY, I. C. A. Evaluation of Multiplex PCRs for Diagnosis of Infection with Diarrheagenic *Escherichia coli* and *Shigella* spp. **Journal of Clinical Microbiology**, v. 42, n. 12, p. 5849–5853, 2004. Disponível em: <https://journals.asm.org/doi/10.1128/JCM.42.12.5849-5853.2004>. Acesso em: 16 nov. 2023
- ASSIS, F. E. A. *et al.* Impact of Aeromonas and diarrheagenic *Escherichia coli* screening in patients with diarrhea in Paraná, southern Brazil. **The Journal of Infection in Developing Countries**, v. 8, n. 12, p. 1609–1614, 2014. Disponível em: <https://jidc.org/index.php/journal/article/view/25500659>. Acesso em: 16 nov. 2023
- BAIRD, C. **Química Ambiental**. 2. Ed, 2002. Bookman.
- BARBOSA, L.; RUBIN DE RUBIN, J. C. Diagnóstico ambiental da bacia do córrego Baixa Funda em Araguaína – TO. **Revista EVS - Revista de Ciências Ambientais e Saúde**, v. 47, n. 1, p. 7443, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.18224/evs.v47i1.7443>. Acesso em: 12 out. 2023.
- BARROS, I. T. *et al.* Environmental risk assessment in five rivers of Parana River basin, Southern Brazil, through biomarkers in *Astyanax* spp. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 19, p. 16228–16240, 2017. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s11356-017-9186-z>. Acesso em: 16 nov. 2023.
- BATISTA, I. M. da S.; MIRANDA, L. M. Os “Hidronegócios” nos rios da Amazônia. **Revista Brasileira de História**, v. 39, n. 81, p. 117–139, 2019. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-01882019000200117&tlng=pt. Acesso em: 3 out. 2023. Acesso em: 16 nov. 2023.
- BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil de 1988**. Brasília, Distrito Federal, 1988. Presidência da República. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acesso em: 01 set. 2023.
- BRASIL. **Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília, 1997. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19433.htm. Acesso em: 16 out. 2023.
- BRAY, J. Isolation of antigenically homogeneous strains of *Bact. coli neapolitanum* from summer diarrhoea of infants. **The Journal of Pathology and Bacteriology**, v. 57, n. 2, p. 239–247, 1945. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1002/path.1700570210>. Acesso em: 16 nov. 2023

- BURGUEÑO-ROMAN, A. *et al.* Pathogenic potential of non-typhoidal *Salmonella* serovars isolated from aquatic environments in Mexico. **Genes & Genomics**, v. 41, n. 7, p. 767–779, 2019. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s13258-019-00798-7>. Acesso em: 16 nov. 2023
- CAISSIE, D. The thermal regime of rivers: a review. **Freshwater Biology**, v. 51, n. 8, p. 1389–1406, 2006. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2427.2006.01597.x>. Acesso em: 16 nov. 2023
- CALLAHAN, M. T.; VAN KESSEL, J. A.; MICALLEF, S. A. *Salmonella enterica* recovery from river waters of the Maryland Eastern Shore reveals high serotype diversity and some multidrug resistance. **Environmental Research**, v. 168, p. 7–13, 2019. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0013935118304997>. Acesso em: 16 nov. 2023
- CAMPOS, S. *et al.* Geoprocessamento aplicado no diagnóstico dos conflitos de uso e ocupação do solo em áreas de preservação permanente no Ribeirão das agulhas–Botucatu (SP). **InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade**, v. 2, n. 6, p. 163, 2017. Disponível em: <http://www.periodicoseletronicos.ufma.br/index.php/interespaco/article/view/6487>. Acesso em: 16 nov. 2023
- CANABARRO, T. F. *et al.* Isolamento de bactérias e vírus em peixes de águas do município de Santa Maria e arredores. **Ciência Rural**, v. 22, n. 1, p. 93–100, 1992. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-84781992000100015&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 16 nov. 2023
- CARNEIRO, C. R. de O. *et al.* Análise bacteriológica para avaliação da qualidade da água superficial da sub-bacia do baixo Guamá em Belém do Pará. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 10, p. 93–108, 2021. Disponível em: <https://sustenere.co/index.php/rica/article/view/6401>. Acesso em: 16 nov. 2023.
- CENTERS FOR DISEASE CONTROL AND PREVENTION. **National Enteric Disease Surveillance: Salmonella Annual Report 2016**. Atlanta, 2018. Disponível em: <https://www.cdc.gov/nationalsurveillance/salmonella-surveillance.html>. Acesso em: 09 ago. 2023.
- CHUAN, M. C.; SHU, G. Y.; LIU, J. C. Solubility of heavy metals in a contaminated soil: Effects of redox potential and pH. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 90, n. 3–4, p. 543–556, 1996. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/BF00282668>. Acesso em: 16 nov. 2023.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Coliformes totais, coliformes termotolerantes e Escherichia coli - Determinação pela técnica de tubos múltiplos**. São Paulo, SP. 29 p, 2018. Disponível em: https://cetesb.sp.gov.br/wp-content/uploads/2018/01/Para-enviar-ao-PCSM_-NTC-L5.202_5%C2%AAed_-dez.-2018.pdf. Acesso em: 18 nov. 2023.
- COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Relatório de qualidade das águas interiores no Estado de São Paulo. Série Relatórios. CETESB**. São Paulo, SP. 537 p, 2021. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso em: 03 set. 2023.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Apêndice E: Índices de Qualidade das Águas, Critérios de Avaliação da Qualidade dos Sedimentos e Indicador de Controle de Fontes 2021**. CETESB. São Paulo, SP. 36 p, 2021.

Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/publicacoes-e-relatorios/>. Acesso em: 05 set. 2023.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 274, 29 de novembro de 2000**. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. CONAMA, 2000. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2018/01/RESOLU%C3%87%C3%83O-CONAMA-n%C2%BA-274-de-29-de-novembro-de-2000.pdf>. Acesso em: 16 out. 2023.

CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 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. CONAMA, 2005. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Resolucao/2005/res_conama_357_2005_classificacao_corpos_agua_rtfcd_altrd_res_393_2007_397_2008_410_2009_430_2011.pdf. Acesso em: 16 out. 2023.

COSTA, A. R. de S. *et al.* Impacto da urbanização nas águas superficiais de uma microbacia urbana no município de Capanema/PA, Brasil. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 2, p. 203–215, 2021. Disponível em: <http://www.sustenere.co/index.php/rica/article/view/CBPC2179-6858.2021.002.0020>. Acesso em: 16 nov. 2023

COSTA, Y. T.; RODRIGUES, S. C. Relação entre cobertura vegetal e erosão em parcelas representativas de cerrado. **REVISTA GEOGRÁFICA ACADÊMICA**, v. 9, n. 2, p. 61, 2015. Disponível em: <http://revista.ufr.br/index.php/rga/article/view/3160>. Acesso em: 16 nov. 2023

da COSTA ARAÚJO, A. P. *et al.* How much are microplastics harmful to the health of amphibians? A study with pristine polyethylene microplastics and *Physalaemus cuvieri*. **Journal of Hazardous Materials**, v. 382, p. 121066, 2020. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0304389419310209>. Acesso em: 16 nov. 2023

do VALLE JUNIOR, R. F. *et al.* Diagnóstico temporal e espacial da qualidade das águas superficiais do rio Uberaba – MG. **Caminhos de Geografia**, v. 14, n. 45, 2013. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/17554>.

DRUMOND, S. N. *et al.* Identificação molecular de *Escherichia coli* diarreio gênica na Bacia Hidrográfica do Rio Xopotó na região do Alto Rio Doce. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 3, p. 579–590, 2018. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522018000300579&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 16 nov. 2023

EFSTRATIOU, M. A. Managing Coastal Bathing Water Quality: The Contribution of Microbiology and Epidemiology. **Marine Pollution Bulletin**, v. 42, n. 6, p. 424–431, 2001. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X00002253>. Acesso em: 16 nov. 2023.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Análise da**

informação pedológica da Região de Araguaína e Palmerantes-TO para fins de zoneamento agrícola. Planaltina: EMBRAPA produção de informação, 2005.

Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/570356/analise-da-informacao-pedologica-da-regiao-de-araguaina-e-palmeirante-to-para-fins-de-zoneamento-agricola>. Acesso em: 05 ago. 2023.

ENVIRONMENTAL INTEGRITY PROJECT. **The clean Water Act at 50: Promises Half kept at the Half-century mark.** Washington DC, 2022. Disponível em:

<https://environmentalintegrity.org/wp-content/uploads/2022/03/CWA-report-3.22.22.pdf>. Acesso em: 16 nov. 2023.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY. **Report From the Commission to the Council and the European Parliament on the Implementation of Council Directive 91/676/EEC Concerning the Protection of Waters against Pollution Caused by Nitrates From Agricultural Sources Based on Member State Reports for the Period 2012–2015.** European Commission, Brussels, Belgium. pp. 1–14. Disponível em:

<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/HTML/?uri=CELEX:52018SC0246&rid=4>. Acesso em: 14 out. 2023.

ESTEVEES, F. A. **Fundamentos de Limnologia** (3^o ed), 2011. Interciência. Disponível em: <https://doceru.com/doc/1v0xxs0>. Acesso em: 07 ago. 2023.

FANTIN-CRUZ, I.; TONDATO, K. K.; MOTTA-MARQUES, D. Regime térmico em águas correntes e sua importância na estrutura do habitat e na biologia de organismos aquáticos. **Caminhos de Geografia**, v. 11, n. 36, p. 295–307, 2011. Disponível em: <https://seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/16291>. Acesso em: 16 nov. 2023

FONTOURA, V. M. *et al.* Socio-environmental factors and diarrheal diseases in under five-year old children in the state of Tocantins, Brazil. **PLOS ONE**, v. 13, n. 5, p. e0196702, 2018. Disponível em: <https://dx.plos.org/10.1371/journal.pone.0196702>. Acesso em: 16 nov. 2023

FRANÇOSO, R. *et al.* Fenologia e produção de frutos de Caryocar brasiliense Cambess. E Enterolobium gummiferum (Mart.) J.F.Macbr. em diferentes regimes de queima. **Revista Árvore**, v. 38, n. 4, p. 579–590, 2014. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622014000400001&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 16 nov. 2023

FREITAS, C. M. de; GIATTI, L. L. Indicadores de sustentabilidade ambiental e de saúde na Amazônia Legal, Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 25, n. 6, p. 1251–1266, 2009. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-311X2009000600008&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 5 out. 2023. Acesso em: 16 nov. 2023.

FUNDO DAS NAÇÕES UNIDAS PARA A INFÂNCIA. **One is too many: Ending child deaths from pneumonia and diarrhea.** UNICEF, New York, 2016. Disponível em: <https://data.unicef.org/resources/one-many-ending-child-deaths-pneumonia-diarrhoea/>. Acesso em: 26 ago. 2023.

GALÈS, P.; BALEUX, B. Influence of the Drainage Basin input on a Pathogenic Bacteria (*Salmonella*) Contamination of a Mediterranean Lagoon (The Thau Lagoon -

- France) and the Survival of This Bacteria in Brackish Water. **Water Science & Technology**, v. 25, n. 12, pp. 105–114, 1992. Disponível em: <https://doi.org/10.2166/wst.1992.0342>. Acesso em 18 nov. 2023.
- GOMES, T. A. T. *et al.* Diarrheogenic *Escherichia coli*. **Brazilian Journal of Microbiology**, v. 47, p. 3–30, 2016. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1517838216310917>. Acesso em: 16 nov. 2023
- HENDRICKS, C. W. Increased Recovery Rate of *Salmonellae* from Stream Bottom Sediments Versus Surface Waters. **Applied Microbiology**, v. 21, n. 2, p. 379–380, 1971. Disponível em: <https://journals.asm.org/doi/10.1128/am.21.2.379-380.1971>. Acesso em: 16 nov. 2023
- HENZ, S. K. F. *et al.* Análise do amortecimento das vazões e da poluição difusa da lagoa de detenção do Guará II - DF. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 9, p. 260–277, 2021. Disponível em: <https://www.sustenere.co/index.php/rica/article/view/6165>. Acesso em: 16 nov. 2023.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Pesquisa Nacional de saneamento básico, 2017**. IBGE, 2020. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/pesquisa/pnsb/pnsb-2017>. Acesso em: 16 nov. 2023.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades: Araguaína, Tocantins**, 25 de Março, 2022. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/to/araguaina/panorama>. Acesso em: 09 ago. 2023.
- INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Banco de dados meteorológicos do INMET**. INMET, 11 de outubro, 2023. Disponível em: <https://portal.inmet.gov.br/dadoshistoricos>. Acesso em: 11 out. 2023.
- JARDIM, W. F. Measurement and interpretation of redox potential values (e_h) in environmental matrices. **Química Nova**, 2014. Disponível em: <http://www.gnresearch.org/doi/10.5935/0100-4042.20140207>. Acesso em: 16 nov. 2023
- JIMÉNEZ, M. *et al.* Prevalence and genetic diversity of *Salmonella* spp. in a river in a tropical environment in Mexico. **Journal of Water and Health**, v. 12, n. 4, p. 874–884, 2014. Disponível em: <https://iwaponline.com/jwh/article/12/4/874/571/Prevalence-and-genetic-diversity-of-Salmonella-spp>. Acesso em: 16 nov. 2023
- JOHANNSSON, O. E. *et al.* Does hypoxia or different rates of re-oxygenation after hypoxia induce an oxidative stress response in *Cyphocharax abramoides* (Kner 1858), a Characid fish of the Rio Negro?. **Comparative Biochemistry and Physiology Part A: Molecular & Integrative Physiology**, v. 224, p. 53–67, 2018. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1095643318300801>. Acesso em: 16 nov. 2023
- KAMBOJ, V.; KAMBOJ, N.; SHARMA, N. A review on general characteristics, classification and degradation of river systems. *In*: KUMAR, V. (org.). **Environmental Degradation: Causes and Remediation Strategies**. [S. l.]: Agro Environ Media - Agriculture and Environmental Science Academy, Haridwar, India, 2020. v. 1, p. 47–62. *E-book*. Disponível em: <https://www.aesacademy.org/books/edcrs-vol-1/04.pdf>. Acesso em: 28 set. 2023.

- KAPER, J. B.; NATARO, J. P.; MOBLEY, H. L. T. Pathogenic *Escherichia coli*. **Nature Reviews Microbiology**, v. 2, n. 2, p. 123–140, 2004. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/nrmicro818>. Acesso em: 16 nov. 2023
- KOTLOFF, K. L. *et al.* Burden and aetiology of diarrhoeal disease in infants and young children in developing countries (the Global Enteric Multicenter Study, GEMS): a prospective, case-control study. **The Lancet**, v. 382, n. 9888, p. 209–222, 2013. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0140673613608442>. Acesso em: 16 nov. 2023
- LI, B. *et al.* Diversity and Antimicrobial Resistance of *Salmonella* enterica Isolates from Surface Water in Southeastern United States. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 80, n. 20, p. 6355–6365, 2014. Disponível em: <https://journals.asm.org/doi/10.1128/AEM.02063-14>. Acesso em: 16 nov. 2023
- LIMA, I. F. N. *et al.* Prevalence of enteroaggregative *Escherichia coli* and its virulence-related genes in a case–control study among children from north-eastern Brazil. **Journal of Medical Microbiology**, v. 62, n. 5, p. 683–693, 2013. Disponível em: <https://www.microbiologyresearch.org/content/journal/jmm/10.1099/jmm.0.054262-0>. Acesso em: 16 nov. 2023
- LIMA, L. B. *et al.* Streams fish from Upper Araguaia and Middle Rio da Mortes basin, Brazil: generating subsidies for preservation and conservation of this critical natural resource. **Biota Neotropica**, v. 21, n. 4, 2021. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032021000400303&tlng=en. Acesso em: 16 nov. 2023
- LIN, L.; YANG, H.; XU, X. Effects of Water Pollution on Human Health and Disease Heterogeneity: A Review. **Frontiers in Environmental Science**, v. 10, 2022. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fenvs.2022.880246/full>. Acesso em: 16 nov. 2023
- LIU, H.; WHITEHOUSE, C. A.; LI, B. Presence and Persistence of *Salmonella* in Water: The Impact on Microbial Quality of Water and Food Safety. **Frontiers in Public Health**, v. 6, 2018. Disponível em: <https://www.frontiersin.org/article/10.3389/fpubh.2018.00159/full>. Acesso em: 16 nov. 2023
- MAJOWICZ, S. E. *et al.* The Global Burden of Nontyphoidal *Salmonella* Gastroenteritis. **Clinical Infectious Diseases**, v. 50, n. 6, p. 882–889, 2010. Disponível em: <https://academic.oup.com/cid/article-lookup/doi/10.1086/650733>. Acesso em: 16 nov. 2023
- MANSILHA, C. R. *et al.* *Salmonella*: The forgotten pathogen: Health hazards of compliance with European Bathing Water Legislation. **Marine Pollution Bulletin**, v. 60, n. 6, p. 819–826, 2010. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X10000160>. Acesso em: 16 nov. 2023
- MEDEIROS, W. M. V.; SILVA, C. E. da; LINS, R. P. M. Avaliação sazonal e espacial da qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Longá, Piauí, Brasil. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 13, n. 2, p. 1, 2018. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980-

993X2018000200315&lng=en&nrm=iso&tlng=pt. Acesso em: 16 nov. 2023

MEIJIDE, F. J. *et al.* Effects of waterborne exposure to the antidepressant fluoxetine on swimming, shoaling and anxiety behaviours of the mosquitofish *Gambusia holbrooki*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 163, p. 646–655, 2018. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0147651318306808>. Acesso em: 16 nov. 2023

MELO, M. T. *et al.* Coliforms and *Salmonella* in seawater near to domestic sewage sources in Fortaleza (Ceará, Brazil). **Microbiologia (Madrid, Spain)**, v. 13, n. 4, p. 463–470, 1997. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/9608520>. Acesso em: 16 nov. 2023

MENEZES, J. de F. F. *et al.* Contaminação de águas superficiais por agrotóxicos: análise dos impactos causados na saúde humana e ambiental. **Biológicas & Saúde**, v. 11, n. 37, p. 19–35, 2021. Acesso em: 16 nov. 2023.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Instrução Normativa SDA nº 20, de 21 de outubro de 2016. Estabelece o controle e o monitoramento de *Salmonella* spp. nos estabelecimentos avícolas.** MAPA. Brasília 2016. Disponível em: https://www.in.gov.br/materia/-/asset_publisher/Kujrw0TZC2Mb/content/id/22061817/doi-2016-10-25-instrucao-normativa-n-20-de-21-de-outubro-de-2016-22061778-22061778. Acesso em: 15 set. 2023.

MINISTÉRIO DA INTEGRAÇÃO E DESENVOLVIMENTO REGIONAL. **Diagnóstico Temático Serviços de Água e Esgoto: Visão Geral: ano de referência 2020.** Brasília. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento – SNIS, 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/mdr/pt-br/assuntos/saneamento/snis/produtos-do-snis/diagnosticos/agua-e-esgotos>. Acesso em: 14 out. 2023.

MONAGHAN, Á. *et al.* Serotypes and Virulence Profiles of Non-O157 Shiga Toxin-Producing *Escherichia coli* Isolates from Bovine Farms. **Applied and Environmental Microbiology**, v. 77, n. 24, p. 8662–8668, 2011. Disponível em: <https://journals.asm.org/doi/10.1128/AEM.06190-11>. Acesso em: 16 nov. 2023

MONTEIRO, V. M. da S. *et al.* First detection of diarrheagenic *Escherichia coli* pathotypes in the Mearim River Watershed, Maranhão State, Brazil. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 42, n. 6supl2, p. 3869–3882, 2021. Disponível em: <https://www.uel.br/revistas/uel/index.php/semagrarias/article/view/44148>. Acesso em: 16 nov. 2023

MOORE, B. C. *et al.* Survival of *Salmonella enterica* in Freshwater and Sediments and Transmission by the Aquatic Midge *Chironomus tentans* (Chironomidae: Diptera). **Applied and Environmental Microbiology**, v. 69, n. 8, p. 4556–4560, 2003. Disponível em: <https://journals.asm.org/doi/10.1128/AEM.69.8.4556-4560.2003>. Acesso em: 16 nov. 2023

MOREIRA, M. *et al.* Isolation, Molecular Characterization and Geoprocessing of Enteropathogenic, Enterotoxigenic, and Shiga Toxin-Producing *Escherichia coli* in Drinking Water Sources from Southeast Brazil. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 231, n. 2, p. 39, 2020. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s11270-020-4394-4>. Acesso em: 16 nov. 2023

MORINIGO, M. A.; BORREGO, J. J.; ROMERO, P. Comparative study of different methods for detection and enumeration of *Salmonella* spp. in natural waters. **Journal of Applied Bacteriology**, v. 61, n. 2, p. 169–176, 1986. Disponível em: <https://sfamjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2672.1986.tb04272.x>. Acesso em: 16 nov. 2023

MUGADZA, D. T. *et al.* Drinking water quality and antibiotic resistance of *E. coli* and *Salmonella* spp. from different sources in Gweru urban, Zimbabwe. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 193, n. 8, p. 546, 2021. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s10661-021-09322-5>. Acesso em: 16 nov. 2023

NOBRE ARCOS, A.; BRANDÃO DA CUNHA, H. Avaliação dos impactos da poluição nas águas superficiais de um afluente do rio Solimões na Amazônia central brasileira. **Caminhos de Geografia**, v. 22, n. 80, p. 01–14, 2021. Disponível em: <http://www.seer.ufu.br/index.php/caminhosdegeografia/article/view/53079>. Acesso em: 16 nov. 2023

OLIVEIRA, K. W. *et al.* Antimicrobial resistance profiles of diarrheagenic *Escherichia coli* strains isolated from bathing waters of the Lajeado reservoir in Tocantins, Brazil. **Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 7, n. 2, p. 30–41, 2012. Disponível em: http://www.ambi-agua.net/seer/index.php/ambi-agua/article/view/756/pdf_647. Acesso em: 16 nov. 2023.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE, UN-WATER. **UN-water global analysis and assessment of sanitation and drinking-water (GLAAS) 2014 report: investing in water and sanitation: increasing access, reducing inequalities**. OMS, 2014. Disponível em: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/139735>. Acesso em: 25 set. 2023.

ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DE SAÚDE. **Shiga toxin-producing *Escherichia coli* (STEC) and food: attribution, characterization, and monitoring: report. Microbiological risk assessment series 31**. OMS, Roma, 2018. Disponível em: <https://apps.who.int/iris/handle/10665/272871>. Acesso em: 20 out. 2023.

ORI, E. L. *et al.* Diarrhoeagenic *Escherichia coli* and *Escherichia albertii* in Brazil: pathotypes and serotypes over a 6-year period of surveillance. **Epidemiology and Infection**, v. 147, p. e10, 2019. Disponível em: https://www.cambridge.org/core/product/identifier/S0950268818002595/type/journal_article.

ORLANDI, P. P. *et al.* Etiology of diarrheal infections in children of Porto Velho (Rondonia, Western Amazon region, Brazil). **Brazilian Journal of Medical and Biological Research**, v. 39, n. 4, p. 507–517, 2006. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-879X2006000400011&lng=en&tlng=en. Acesso em: 16 nov. 2023

PAIVA, R. F. da P. de S.; SOUZA, M. F. da P. de. Associação entre condições socioeconômicas, sanitárias e de atenção básica e a morbidade hospitalar por doenças de veiculação hídrica no Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 34, n. 1, 2018. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0102-311X2018000105003&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 16 nov. 2023

PLATTS-MILLS, J. A. *et al.* Pathogen-specific burdens of community diarrhoea in developing countries: a multisite birth cohort study (MAL-ED). **The Lancet Global**

- Health**, v. 3, n. 9, p. e564–e575, 2015. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2214109X15001515>. Acesso em: 16 nov. 2023
- POLO, F. *et al.* Relationship between presence of *Salmonella* and indicators of faecal pollution in aquatic habitats. **FEMS Microbiology Letters**, v. 160, n. 2, p. 253–256, 1998. Disponível em: <https://academic.oup.com/femsle/article-lookup/doi/10.1111/j.1574-6968.1998.tb12919.x>. Acesso em: 16 nov. 2023.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: EMBRAPA (Ed.). **Cerrado: ambiente e flora. 3. ed. Planaltina: EMBRAPA - CPAC**, 2008. p. 89–166. Disponível em: <https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/570911/cerrado-ecologia-e-flora>. Acesso em: 16 nov. 2023.
- RIBEIRO JUNIOR, J. C. *et al.* Efficiency of boiling and four other methods for genomic DNA extraction of deteriorating spore-forming bacteria from milk. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 37, n. 5, p. 3069, 2016. Disponível em: <http://www.uel.br/revistas/uel/index.php/semagrarias/article/view/24630>.
- RIEGER, R. A.; PENHA, D. de L. B.; TEIXEIRA, E. C. Waterborne Diseases, Basic Sanitation, and Health: Perspectives for Brazil's Legal Amazon. **Review of Regional Studies**, v. 51, n. 1, p. 89–104, 2021. Disponível em: <https://rrs.scholasticahq.com/article/23477-waterborne-diseases-basic-sanitation-and-health-perspectives-for-brazil-s-legal-amazon>. Acesso em: 1 out. 2023. Acesso em: 16 nov. 2023
- ROBINS-BROWNE, R. M. Traditional Enteropathogenic *Escherichia coli* of Infantile Diarrhea. **Clinical Infectious Diseases**, v. 9, n. 1, p. 28–53, 1987. Disponível em: <https://academic.oup.com/cid/article-lookup/doi/10.1093/clinids/9.1.28>. Acesso em: 16 nov. 2023
- RORATO, A. C. *et al.* Trajetórias: a dataset of environmental, epidemiological, and economic indicators for the Brazilian Amazon. **Scientific Data**, v. 10, n. 1, p. 65, 2023. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/s41597-023-01962-1>. Acesso em: 16 nov. 2023
- SANT'ANA, A.; VITAL, M.; SILVA, H. Influência da urbanização na qualidade da água do Rio Branco e afluentes no município de Boa Vista, Roraima, Amazônia brasileira. **Revista de Gestão de Água da América Latina**, v. 16, n. 1, p. 6–6, 2019. Disponível em: <https://www.abrhidro.org.br/doi/?ID=2/210/5343>. Acesso em: 17 nov. 2023.
- SANTOS, D. A. R.; ALVES, H. D. Análise multitemporal da dinâmica de uso e cobertura da terra no alto curso da bacia hidrográfica do rio Lontra, TO. **XIX Encontro nacional de geógrafos, 19**. 2018. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/343699814_Analise_multitemporal_da_dinamica_de_uso_e_cobertura_da_terra_no_alto_curso_da_bacia_hidrografica_do_rio_Lontra_TO. Acesso em: 16 out. 2023.
- SANTOS, R. C. L. *et al.* Aplicação de índices para avaliação da qualidade da água da Bacia Costeira do Sapucaia em Sergipe. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 23, n. 1, p. 33–46, 2017. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-

41522018000100033&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 16 nov. 2023

SCHOEN, M. E.; ASHBOLT, N. J. Assessing Pathogen Risk to Swimmers at Non-Sewage Impacted Recreational Beaches. **Environmental Science & Technology**, v. 44, n. 7, p. 2286–2291, 2010. Disponível em: <https://pubs.acs.org/doi/10.1021/es903523q>. Acesso em: 16 nov. 2023.

SECRETARIA DE PLANEJAMENTO E ORÇAMENTO. **Serviços de consultoria para elaboração do plano de recursos hídricos das bacias dos rios lontra e corda, na região do bico do papagaio/to - pdrhc - SEPLAN. 2002.** Tocantins. Disponível em: <https://central.to.gov.br/download/222078>. Acesso em: 10 ago. 2023.

SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. **Plano Estadual de Recursos Hídricos do Tocantins. Relatório Final.** SEMADES, Tocantins, 2011. Disponível em: <https://www.to.gov.br/semarh/plano-estadual-de-recursos-hidricos/5v8vkvw5a5hn>. Acesso em 10 ago. 2023.

SHANMUGASAMY, M.; VELAYUTHAM, T.; RAJESWAR, J. Inv A gene specific PCR for detection of *Salmonella* from broilers. **Veterinary World**, v. 4, n. 12, p. 562–564, 2011. Disponível em: <http://www.veterinaryworld.org/Vol.4/December-2011/8.html>. Acesso em: 16 nov. 2023

SIDDIQEE, M. H. *et al.* *Salmonella* from a Microtidal Estuary Are Capable of Invading Human Intestinal Cell Lines. **Microbial Ecology**, v. 79, n. 2, p. 259–270, 2020. Disponível em: <http://link.springer.com/10.1007/s00248-019-01419-2>. Acesso em: 16 nov. 2023

SILVA, M. M. *et al.* Dispersal of potentially pathogenic bacteria by plastic debris in Guanabara Bay, RJ, Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 141, p. 561–568, 2019. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0025326X1930164X>. Acesso em: 16 nov. 2023

SILVA, N. *et al.* **Manual de métodos de análise microbiológica de alimentos e água.** 5. ed. São Paulo: Blucher, 2017. Acesso em: 16 nov. 2023

SILVA, F. C. da S. *et al.* Técnicas de sensoriamento remoto para delimitação de áreas queimadas no Tocantins através do processamento digital de imagens Landsat 8-TM. **Journal of Biotechnology and Biodiversity**, v. 8, n. 1, p. 006–011, 2020. Disponível em: <https://sistemas.uft.edu.br/periodicos/index.php/JBB/article/view/7852>. Acesso em: 16 nov. 2023

SILVA, A. M. C.; CUNHA, M. C. C.; LOPES, D. V. Qualidade da água como reflexo de atividades antrópicas em bacias hidrográficas do Nordeste, Brasil. **Geosul**, v. 34, n. 72, p. 102–123, 2019. Disponível em: <https://periodicos.ufsc.br/index.php/geosul/article/view/1982-5153.2019v34n72p102>. Acesso em: 16 nov. 2023

SIQUEIRA, G. W.; APRILE, F.; MIGUÉIS, A. M. Diagnóstico da qualidade da água do rio Parauapebas (Pará - Brasil). **Acta Amazonica**, v. 42, n. 3, p. 413–422, 2012. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0044-59672012000300014&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 16 nov. 2023

SOLLER, J. A. *et al.* Estimating the primary etiologic agents in recreational freshwaters impacted by human sources of faecal contamination. **Water Research**, v. 44, n. 16, p.

4736–4747, 2010. Disponível em:

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0043135410005452>. Acesso em: 16 nov. 2023

TABORDA, R. L. M. *et al.* Characterization of enteroaggregative *Escherichia coli* among diarrheal children in western Brazilian amazon. **Arquivos de Gastroenterologia**, v. 55, n. 4, p. 390–396, 2018. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0004-28032018002400390&tlng=en. Acesso em: 16 nov. 2023

TARAZI, Y. H.; AL DWEKAT, A. F.; ISMAIL, Z. B. Molecular characterization of *Salmonella* spp. isolates from river and dam water, irrigated vegetables, livestock, and poultry manures in Jordan. **Veterinary World**, v. 14, n. 3, p. 813–819, 2021. Disponível em: <http://www.veterinaryworld.org/Vol.14/March-2021/36.html>. Acesso em: 16 nov. 2023

TEIXEIRA, J. C.; GUILHERMINO, R. L. Análise da associação entre saneamento e saúde nos estados brasileiros, empregando dados secundários do banco de dados indicadores e dados básicos para a saúde 2003- IDB 2003. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 11, n. 3, p. 277–282, 2006. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522006000300011&lng=pt&tlng=pt. Acesso em: 16 nov. 2023

VAQUER-SUNYER, R.; DUARTE, C. M. Thresholds of hypoxia for marine biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 40, p. 15452–15457, 2008. Disponível em: <https://pnas.org/doi/full/10.1073/pnas.0803833105>.

VÁSQUEZ-GARCÍA, A. *et al.* *Escherichia coli* detection and identification in shellfish from southeastern Brazil. **Aquaculture**, v. 504, p. 158–163, 2019. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0044848618308093>. Acesso em: 16 nov. 2023

VIDAL DE NEGREIROS NETO, J. *et al.* Geologia de calcários do Tocantins e composição química de latossolos e neossolos quartzarênicos. **Revista Cereus**, v. 12, n. 1, p. 137–151, 2020. Disponível em: <http://ojs.unirg.edu.br/index.php/1/article/view/2877/>. Acesso em: 16 nov. 2023

WESTRELL, T. *et al.* QMRA (quantitative microbial risk assessment) and HACCP (hazard analysis and critical control points) for management of pathogens in wastewater and sewage sludge treatment and reuse. **Water science and technology : a journal of the International Association on Water Pollution Research**, v. 50, n. 2, p. 23–30, 2004. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/15344769>. Acesso em: 16 nov. 2023

WHEATON, W. C. The Cyclic Behavior of the National Office Market. **Real Estate Economics**, v. 15, n. 4, p. 281–299, 1987. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/1540-6229.00433>. Acesso em: 16 nov. 2023

WILLIAMS, N.; TORRES, A. G.; LLOYD, S. Evolution and Epidemiology of Diarrheagenic *Escherichia coli*. In: G. TORRES, A. (org.). **Pathogenic *Escherichia coli* in Latin America**. [S. l.]: BENTHAM SCIENCE PUBLISHERS, 2010. p. 8–24. E-

book. Disponível em: <https://www.eurekaselect.com/54589/volume/1>. Acesso em: 16 nov. 2023

YEN, H.; KARINO, M.; TOBE, T. Modulation of the Inflammasome Signaling Pathway by Enteropathogenic and Enterohemorrhagic *Escherichia coli*. **Frontiers in Cellular and Infection Microbiology**, v. 6, 2016. Disponível em: <http://journal.frontiersin.org/Article/10.3389/fcimb.2016.00089/abstract>. Acesso em: 16 nov. 2023

ZHAO, S.; ZHANG, B.; ZHOU, N. Effects of Redox Potential on the Environmental Behavior of Nitrogen in Riparian Zones of West Dongting Lake Wetlands, China. **Wetlands**, v. 40, n. 5, p. 1307–1316, 2020. Disponível em: <https://link.springer.com/10.1007/s13157-020-01301-9>. Acesso em: 16 nov. 2023

ZHU, S.; ZHANG, Z.; ŽAGAR, D. Mercury transport and fate models in aquatic systems: A review and synthesis. **Science of The Total Environment**, v. 639, p. 538–549, 2018. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0048969718315900>. Acesso em: 16 nov. 2023

CAPÍTULO 3

1 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Pelo monitoramento realizado nas águas superficiais do Rio Lontra, foi possível observar uma problemática significativa relacionada aos parâmetros de qualidade desse corpo hídrico, no município de Araguaína, Tocantins. Embora a maior parte dos parâmetros físico-químicos tenham se mantido dentro dos limites estabelecidos pelas resoluções CONAMA 274/00 e 357/05, isso não pode ser tomado como garantia de saúde ambiental. Um dos principais parâmetros, o oxigênio dissolvido, mostrou valores abaixo ou muito próximos ao limite mínimo, o que pode desencadear processos deletérios na biodiversidade aquática local. E, os resultados de coliformes termotolerantes evidenciaram uma preocupante contaminação de origem fecal na área urbana do Rio Lontra, atingindo valores até 3 vezes maiores que o limite máximo estabelecido.

Além disso, as interrelações dos fatores abióticos se toraram mais claras, juntamente com as dinâmicas do corpo hídrico com o ambiente circunvizinho do município de Araguaína, principalmente pela mudança de ambiente lântico para lótico promovido pelo represamento de suas águas. Apesar de não apresentarem valores discrepantes à legislação, apresentam características distintas para os dois ambientes, o que pode influenciar a biodiversidade local, pela mudança na dinâmica dos fatores abióticos intrínsecos aos ambientes aquáticos, tornando relevante a continuação do monitoramento das características físico-químicas deste corpo hídrico.

Cabe destacar ainda que as dinâmicas de um corpo hídrico, juntamente com o ambiente que o cerca são processos complexos e devem ser mais bem estudados para uma total compreensão. No presente estudo, foram considerados parâmetros físico-químicos e microbiológicos inclusos nas legislações, mas não em sua totalidade, muito por limitações financeiras, de pessoal ou de equipamentos. Contudo, é importante que os demais parâmetros, como fluxo d'água, nitrogênio total e fósforo total e outros sejam analisados para a síntese de metodologias como o Índice de Qualidade da Água (IQA), e consequentemente uma melhor compreensão deste corpo hídrico.

Mesmo assim, foi demonstrada a presença de enteropatógenos como *Escherichia coli* e *Salmonella* spp., responsáveis por infecções e enfermidades em humanos. Para *E. coli*, foi confirmada a presença de 4 patótipos distintos, e para *Salmonella* spp, sua presença foi confirmada na maior parte das amostras. Esses resultados, em conjunto com os de coliformes, indicam uma contaminação generalizada, muito provável pelo despejo de efluentes domésticos nos córregos interiores à cidade. Isso fica evidente na análise das

interrelações deste estudo, pois esses parâmetros não foram influenciados pela sazonalidade, mas pelo fluxo montante/jusante do corpo hídrico, visto na localização dos postos de amostragem, o que aponta a falta de esgotamento sanitário no município como fonte de contaminação ambiental.

Embora a investigação de *Salmonella* spp tenha se voltado para o gênero *Salmonella*, e não para espécies ou patótipos específicos como a investigação de *E. coli*, é importante saber que enterobactérias do gênero *Salmonella* são patogênicas para humanos e animais, e se trata do gênero mais importante para saúde pública dentre as *Enterobacteriaceae*, de modo que quaisquer espécies envolvidas tem o potencial de causar dano a saúde pública, quer pela infecção direta de humanos, quer pela infecção indireta. Nesse sentido, o alto grau de positividade encontrado causa um significativo alerta à população e ao poder público para o perigo que envolve esse corpo hídrico. Além disso, a contaminação hídrica de origem fecal não envolve somente *Salmonella* spp. e *E. coli*, mas uma diversidade de outras bactérias como também outros patógenos que englobam fungos, vírus, invertebrados e protozoários. Cabendo uma análise da presença de outros tipos de patógenos nessas águas.

Ademais, não foram analisadas em sua totalidade as relações do ambiente circundante ao corpo hídrico e os impactos dessa relação, seja na saúde da população local ou em outros pontos deste rio. O rio Lontra perpassa uma área urbanizada e, portanto, de intensa atividade antrópica. Desse modo, são esperadas outras formas de antropização, além de impactos na saúde pública decorrente da presença de enteropatógenos encontrada neste estudo, visto que a população de alguns bairros se encontra inseridas nas proximidades deste corpo hídrico.

Diante disso, torna-se evidente a importância da ação conjunta do poder público, sociedade civil e instituições de pesquisa, para o trabalho forma integrada para enfrentar essa questão multifacetada. São necessárias ações articuladas, investimentos em infraestrutura e educação ambiental, além do estímulo à participação ativa da comunidade local na proteção e preservação do Rio Lontra. A implementação de políticas de saneamento básico adequado, o tratamento de efluentes industriais e domésticos, e o estímulo a práticas agrícolas sustentáveis são pontos que podem contribuir para a melhoria da qualidade da água e a redução da contaminação microbológica no Rio Lontra. Além disso, o estabelecimento de áreas de preservação e ações de reflorestamento em suas margens podem contribuir para a proteção da bacia hidrográfica e,

consequentemente, do rio.