

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
DEPARTAMENTO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE ALIMENTOS
CURSO DE CIÊNCIA E TECNOLOGIA DE ALIMENTOS

Alice Cristina da Silva

**MÉTODO DE TRIAGEM DIRECIONADA E AVALIAÇÃO DE CONTAMINANTES
EMERGENTES POR LC-MS/MS EM PESCADO: COMPARAÇÃO COM ÁGUA E
SEDIMENTO SOB UMA PERSPECTIVA *ONE HEALTH***

Florianópolis
2023

Alice Cristina da Silva

**MÉTODO DE TRIAGEM DIRECIONADA E AVALIAÇÃO DE CONTAMINANTES
EMERGENTES POR LC-MS/MS EM PESCADO: COMPARAÇÃO COM ÁGUA E
SEDIMENTO SOB UMA PERSPECTIVA *ONE HEALTH***

Trabalho de Conclusão de Curso de graduação em
Ciência e Tecnologia de Alimentos do Centro de
Ciências Agrárias da Universidade Federal de Santa
Catarina como requisito parcial para a obtenção do título
de Bacharel em Ciência e Tecnologia de Alimentos.

Orientador: Prof.^a Dr.^a Silvani Verruck

Florianópolis
2023

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor,
através do Programa de Geração Automática da Biblioteca Universitária da UFSC.

Cristina da Silva, Alice

Método de triagem direcionada e avaliação de contaminantes emergentes por LC- MS/MS em pescado: : comparação com água e sedimento sob uma perspectiva one health / Alice Cristina da Silva ; orientador, Silvani Verruck, 2023.

94 p.

Trabalho de Conclusão de Curso (graduação) - Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Ciências Agrárias, Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos, Florianópolis, 2023.

Inclui referências.

1. Ciência e Tecnologia de Alimentos. 2. Lagoa da Conceição. 3. medicamentos. 4. quantificação. 5. peixe. I. Verruck, Silvani . II. Universidade Federal de Santa Catarina. Graduação em Ciência e Tecnologia de Alimentos. III. Título.

Alice Cristina da Silva

Método de triagem direcionada e avaliação de contaminantes emergentes por LC-MS/MS em pescado: comparação com água e sedimento sob uma perspectiva *one health*

Este Trabalho de Conclusão de Curso foi julgado adequado para obtenção do título de Bacharel e aprovado em sua forma final pelo Curso de Ciência e Tecnologia de Alimentos.

Florianópolis, 12 de junho de 2023.

Insira neste espaço a
assinatura digital

Prof.^a Dra. Ana Carolina de Oliveira Costa

Banca examinadora

Insira neste espaço a
assinatura digital

Prof.(a) Silvani Verruck, Dr. (a)
Orientadora

Insira neste espaço a
assinatura digital

Prof.(a) Isabela Maia Toaldo Fedrigo, Dr.(a)
Universidade Federal de Santa Catarina

Insira neste espaço a
assinatura digital

Prof.(a) Itaciara Larroza Nunes, Dr.(a)
Universidade Federal de Santa Catarina

Florianópolis, 2023

AGRADECIMENTOS

Aos meus pais, Priscila, Rodrigo e Tiago por todo o esforço dedicado à minha educação que me trouxe até aqui, obrigada por tudo.

Aos meus tios, Tatiane, Tony, Marcelo e Alexandre por servirem como exemplo pessoal de educação e profissionalismo, sempre me dando sugestões e encorajamento, obrigada por me incentivarem.

Agradeço a professora Carlise e a equipe do LFH pela oportunidade de trabalhar em um laboratório pela primeira vez como IC e por todo o aprendizado adquirido.

A professora Silvani, por ser um exemplo de profissional, não deixando de lado a empatia e respeito com seus alunos, por aceitar me orientar, por toda atenção e disponibilidade oferecidas, pela leveza em dias caóticos e pelos bons cafés. Gratidão por todos os ensinamentos.

Aos meus colegas de curso Roblessa, Luan, Brenda, Pilar, Gabriely, Fernando e Marcela, que alegraram todos os meus dias. Muito obrigada pela parceria.

Aos meus colegas Francisco, Gabriely, Matheus e Bruna, pela disposição em me auxiliar sempre que possível. Gratidão.

Ao Luan Amaral, por vivenciar comigo esta fase tão importante em nossas vidas, pelas horas de bancada, pelas risadas e pelos surtos. Sou eternamente grata por ter cruzado seu caminho.

Aos colegas do Ministério da Agricultura Dr. Rodrigo B. Hoff e Luan Oliveira, por realizarem as análises de LC-MS/MS. Muito obrigada.

À professora Jussara Kasuko e equipe do Laboratório de Microbiologia Molecular Aplicada (MIMA) pelo auxílio com as amostras de água e sedimento.

À Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina (FAPESC) pelo apoio financeiro nas análises deste trabalho, sob termo de outorga nº 2022TR001403.

RESUMO

A pesca artesanal desempenha um papel vital na subsistência de diversas comunidades costeiras, fornecendo segurança alimentar e nutricional. O impacto da ação antrópica aos ecossistemas costeiros pode colocar em risco a perpetuação da pesca e a saúde da população que consome o pescado proveniente destas áreas. Neste sentido, o objetivo do presente trabalho foi coletar amostras de água (n = 27), sedimento (n = 24) e pescado (n = 22) da região da Lagoa da Conceição – Florianópolis – SC e realizar suas extrações pelos métodos de extração em fase sólida (SPE), extração por líquido pressurizado (PLE) e extração sólido-líquido assistida por ultrassom (UAE), respectivamente. Posteriormente, detectar a partir de um método de triagem direcionada por cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massa (LC MS/MS) a presença de 165 contaminantes de preocupação emergente (CECs) nessas mesmas amostras. Na etapa qualitativa foram detectados e identificados sem ambiguidade 35 CECs, sendo diclofenaco, sertralina, nitrazepam, cafeína, clindamicina, benzoilecgonina, nimesulida, piroxicam, azeperol e temazepam os compostos mais frequentes entre as amostras. O ponto Levap (Lagoa de Evapoinfiltração) apresentou a maior incidência de CECs na água, com 23 ocorrências, evidenciando o acúmulo de CECs na saída da estação de tratamento de efluentes da região. Nas amostras de pescado os CECs mais frequentemente detectados, presentes em mais da metade das amostras, foram sertralina (22/22), diclofenaco (21/22) e nitrazepam (15/22). Os CECs mais comuns entre as amostras de sedimento foram cafeína, diclofenaco e sertralina. Alguns dos analitos detectados na avaliação qualitativa não puderam ser confirmados com seus respectivos padrões analíticos. Amostras provenientes de sedimentos apresentaram a maior incidência de quantificação de CECs, com a cafeína atingindo a maior concentração (55,89 $\mu\text{g.Kg}^{-1}$). Ciprofloxacino foi o único CEC quantificado em pescado acima do limite de quantificação, com concentrações entre 2,94 e 4,18 $\mu\text{g.Kg}^{-1}$. Os resultados quantitativos corroboraram com a avaliação de triagem. O método utilizado foi considerado satisfatório, pois além de confirmar a presença dos CECs, permitiu observar sua ocorrência em diferentes matrizes ambientais. A detecção frequente de diversos CECs pode indicar um risco significativo para a biota estuarina. Além disso, o acúmulo destes compostos em animais que são amplamente consumidos pela população local deve ser constantemente avaliado e estudado, a fim de se obter dados para avaliação de risco e prevenir possíveis prejuízos à saúde humana.

Palavras-chave: Lagoa da Conceição; medicamentos; antibióticos; drogas ilícitas; quantificação; peixe.

ABSTRACT

Artisanal fisheries play a vital role in the livelihood of many coastal communities, providing food and nutrition security. The impact of anthropic action on coastal ecosystems can jeopardize the perpetuation of fishing and the health of the population that consumes fish from these areas. In this sense, the objective of the present work was to collect samples of water (n = 27), sediment (n = 24) and fish (n = 22) from the region of Lagoa da Conceição - Florianópolis - SC and carry out their extractions by extraction methods in solid phase (SPE), pressurized liquid extraction (PLE) and ultrasound-assisted solid-liquid extraction (UAE), respectively. Subsequently, using a screening method directed by liquid chromatography coupled to mass spectrometry (LC MS/MS) to detect the presence of 165 contaminants of emerging concern (CECs) in these same samples. In the qualitative stage, 35 CECs were unambiguously detected and identified, with diclofenac, sertraline, nitrazepam, caffeine, clindamycin, benzoylecgonine, nimesulide, piroxicam, azeperol and temazepam being the most frequent compounds among the samples. The Levap point (Evapoinfiltration Lagoon) had the highest incidence of CECs in the water, with 23 occurrences, evidencing the accumulation of CECs at the exit of the region's effluent treatment plant. In fish samples, the most frequently detected CECs, present in more than half of the samples, were sertraline (22/22), diclofenac (21/22) and nitrazepam (15/22). The most common CECs among the sediment samples were caffeine, diclofenac and sertraline. Some of the analytes detected in the qualitative assessment could not be confirmed with their respective analytical standards. Samples from sediments showed the highest incidence of SCC quantification, with caffeine reaching the highest concentration (55.89 $\mu\text{g.Kg}^{-1}$). Ciprofloxacin was the only CEC quantified in fish above the limit of quantification, with concentrations between 2.94 and 4.18 $\mu\text{g.Kg}^{-1}$. Quantitative results corroborated the screening assessment. The method used was considered satisfactory, as in addition to confirming the presence of CECs, it allowed observing their occurrence in different environmental matrices. The frequent detection of several CECs may indicate a significant risk to the estuarine biota. In addition, the accumulation of these compounds in animals that are widely consumed by the local population must be constantly evaluated and studied, in order to obtain data for risk assessment and prevent possible harm to human health.

Keywords: Lagoa da Conceição; drugs; antibiotics; illicit drugs; quantification; fish.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Organismos encontrados mortos após o rompimento da barragem da LEvap.....	21
Figura 2: Pontos amostrais de coleta de água e sedimento na Lagoa da Conceição.	50
Figura 3: Processo de preparo e extração em SPE de amostras de água.	51
Figura 4: Processo de preparo e extração de amostras de sedimento.	52
Figura 5: Processo de preparo e extração de amostras de pescado.	53

LISTA DE QUADROS

Quadro 1: Antibióticos encontrados em corpos d'água de diferentes países.	25
Quadro 2: Antimicrobianos listados na IN N° 162, de 1 de junho de 2022, para espécies de pescado.	29
Quadro 3: Propriedades de solubilidade e polaridade de diferentes anti-inflamatórios não esteroidais (NSAIDs).....	31
Quadro 4: Psicoterápicos detectados em organismos marinhos.....	33

LISTA DE TABELAS

Tabela 1: Classificação química e/ou farmacológica dos analitos e parâmetros de espectrometria de massa para todos os analitos avaliados.....	54
Tabela 2: Analitos detectados em amostra de água e sedimento da Lagoa da Conceição.....	62
Tabela 3: Frequência de analitos detectados em amostra de pescado (n = 22) da Lagoa da Conceição.	63
Tabela 4: Concentração mínima-máxima de analitos quantificados em amostras de água ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e sedimento ($\mu\text{g.Kg}^{-1}$) da Lagoa da Conceição.	66
Tabela 5: Concentração de analitos quantificados em amostras de pescado ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) da Lagoa da Conceição.....	67

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

4MBC	4-metilbenzilideno cânfora
AA	Ácido acético
ACN	Acetonitrila
AMP	Ampicilina
AMX	Amoxicilina
BDZs	Benzodiazepínicos
BE	Benzoilecgonina
BP3	Benzofenona-3
BRAs	Bactérias resistentes a antibióticos
BZF	Bezafibrato
CAF	Cafeína
CASAN	Companhia Catarinense de Águas e Saneamento
CBD	Canabidiol
CDE	Compostos desreguladores endócrinos
CECs	Contaminants of Emerging Concern - Contaminantes de preocupação emergentes
CET	Cetamina
CFAs	Compostos farmacêuticos ativos
CIP	Ciprofloxacino
COC	Cocaína
DCF	Diclofenaco
EC50	Effective Concentration 50%
EDDP	2-etilideno-1,5-dimetil-3,3- difenilpirrolidina
EDGE	Extração Guiada por Dispersão Energizada
EHMC	Etilhexil metoxicinamato
EHS	Salicilato de etilhexil
EQS	Environmental Quality Standards
ERI	Eritromicina
ESI	Ionização por eletrospray
ETE	Estação de tratamento de efluentes
EUA	Estados Unidos da América

FA	Ácido fórmico
FAO	Food and Agriculture Organization of the United Nations
GRAs	Genes de Resistencia a Antimicrobianos
HPAs	Hidrocarbonetos policíclicos aromáticos
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
IDA	Ingestão diária aceitável
IDs	Illicit drugs
K_d	Coeficiente de adsorção
K_{ow}	Coeficiente partição octanol-água
LC	Lagoa da Conceição
LC-MS/MS	Liquid chromatography–mass spectrometry
LEvap	Lagoa de evapoinfiltração
LOD	Limite de detecção
MDA	3,4-metilenodioxianfetamina
MDMA	3,4-metilenodioximetanfetamina
MeOH	Metanol
MRM	Monitoramento de reações múltiplas
NORMAN	Network of Reference Laboratories, Research Centers and Related Organizations for Monitoring of Emerging Environmental Substances
NSAIDs	Anti-inflamatórios não esteroidais
OC	Octocrileno
OMS	Organização Mundial da Saúde
PCPs	Produtos de cuidado pessoal
PES	Projeto Escoando Sustentabilidade
PFAA	Ácidos perfluoroalquil
PFAs	Substâncias per e polifluoroalquilas
PFCA	Perfluorocarboxílicos
PFDA	Ácido perfluorodecano sulfônico
PFHpS	Ácido perfluoroheptano sulfônico
PFNA	Ácido perfluorononanoico
PFOA	Ácido perfluorooctanoico
PFOS	Ácido perfluorooctanossulfônico
PFSA	Ácidos perfluorossulfônicos

PLE	Pressurized liquid extraction
QR	Quociente de risco
RJ	Rio de Janeiro
RQ	Risk quotient
SER	Sertralina
SP	São Paulo
SPE	Solid-phase extraction
SUT	Sulfametoxazol
TC	Toxicidade crônica
THC	$\Delta 9$ -tetraidrocanabinol
THC-COOH	11-nor-9-carboxi- $\Delta 9$ -tetraidrocanabinol
THC-OH	11-hidroxi- $\Delta 9$ -tetraidrocanabinol
THG	Transferência horizontal de genes
UAE	Ultrasound assisted extraction
UASB	Upflow anaerobic sludge blanket
USEPA	United States Environmental Protection Agency
UV	Ultravioleta

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	15
2	OBJETIVOS	17
2.1	Objetivo Geral.....	17
2.2	Objetivos Específicos.....	17
3	REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	18
3.1	Pesca artesanal.....	18
3.2	Lagoa da Conceição.....	19
3.2.1	Rompimento da barragem da Lagoa de Evapoinfiltração (LEvap).....	20
3.3	Contaminantes de preocupação emergente.....	22
3.3.1	Compostos farmacêuticos ativos (CFA).....	23
3.3.1.1	Antibióticos	24
3.3.1.2	Anti-inflamatórios	30
3.3.1.3	Antidepressivos e ansiolíticos	32
3.3.1.4	Betabloqueadores e antipênicos	35
3.3.1.5	Opioides.....	37
3.3.2	Drogas de abuso e estimulantes.....	38
3.3.3	Produtos de cuidado pessoal (PCPs)	41
3.3.3.1	Filtros UV	42
3.3.4	Compostos disruptores endócrinos (CDE)	43
3.3.5	Substâncias per e polifluoroalquil (PFAS).....	44
3.4	Métodos de extração e análises de CECs.....	46
4	MATERIAL E MÉTODOS	49
4.1	Materiais, reagente, padrões e soluções.....	49
4.2	Amostras	50
4.3	Preparo das amostras	51
4.3.1	Água	51
4.3.1	Sedimento	51
4.3.2	Pescado	52
4.4	Análise por LC-MS/MS.....	52
5	RESULTADOS E DISCUSSÃO	61
5.1	Ocorrência qualitativa de contaminantes emergentes	61
5.2	Avaliação quantitativa de contaminantes emergentes	65
6	CONCLUSÃO	71
	ANEXO A – Cromatogramas	89

1 INTRODUÇÃO

A pesca artesanal desempenha um papel importante na subsistência de diversas comunidades costeiras, fornecendo segurança alimentar e nutricional. Além disso, é reconhecida como um indicador de qualidade nos locais onde é praticada, podendo contribuir para a preservação dos recursos pesqueiros (CATELLA *et al.*, 2012; CHANDE *et al.*, 2019). A demanda por pescado tem aumentado constantemente, tornando-se um dos alimentos mais comercializados em todo o mundo em 2020, de acordo com a FAO (2022).

No estado de Santa Catarina, no Brasil, e em particular em regiões costeiras, como em Florianópolis, a pesca artesanal é uma das atividades econômicas mais relevantes na região até os dias atuais. Os pescadores atuam em áreas que abrangem o mar aberto, baías e lagoas (RIBAS *et al.*, 2016; FEPESC, 2023). No entanto, as intervenções humanas nos ecossistemas costeiros têm causado impactos significativos, representando uma ameaça à sustentabilidade da pesca e à saúde da população que consome pescado dessas regiões. Os principais desafios enfrentados incluem a poluição agrícola causada pelo uso excessivo de fertilizantes e defensivos, a poluição industrial e urbana, a ocupação desordenada das áreas costeiras e a destruição de manguezais, dunas e restingas (FAO, 2003; SILVA *et al.*, 2008; LEITE, 2009; HAZIN, 2012).

Diante deste contexto, o estuário da Lagoa da Conceição (Florianópolis, Santa Catarina – Brasil) abriga diversas atividades como pesca, turismo e navegação, sendo de extrema importância ao ecossistema devido à sua alta produtividade natural elevada (ARCARI *et al.*, 2017). No entanto, um dos principais problemas enfrentados na região está relacionado aos efluentes despejados no corpo lagunar, seja de forma irregular, por meio de esgotos clandestinos, ou tratados, mas ainda contendo resíduos de fármacos, drogas de abuso, produtos de cuidado pessoal, patógenos resistentes, entre outros (PES 12, 2021). A presença destas substâncias, consideradas contaminantes de preocupação emergente (CECs), nos corpos d'água pode causar desequilíbrios na biota local e, conseqüentemente, representar riscos para a saúde animal e humana (NAWAZ; SENGUPTA, 2019).

Os CECs geralmente são provenientes de itens consumidos diariamente pela população ou produzidos em grande escala por indústrias, que ainda não são oficialmente abordados por nenhuma política ou legislação ambiental, mas podem ser identificados em diversos ecossistemas como corpos d'água, sedimentos e em associados a organismos vivos (PIVETTA; GASTALDINI, 2019; BAUDISCH *et al.*, 2022; KRISHNAN *et al.*, 2023). A liberação de CECs no meio ambiente é a principal rota de contaminação dos sistemas aquáticos (STARLING

et al., 2019), e suas propriedades físico-químicas podem afetar sua capacidade de se acumular na biota. Os avanços nas pesquisas destes contaminantes estão diretamente relacionados à evolução de técnicas analíticas que permitam sua detecção em baixas concentrações (ng e $\mu\text{g.L}^{-1}$), como, por exemplo, a cromatografia líquida acoplada a espectrometria de massas (LC-MS/MS) (JANK *et al.*, 2014).

Órgãos internacionais, como a United States Environmental Protection Agency (USEPA) e NORMAN, uma rede de laboratórios de referência especializada no monitoramento de contaminantes ambientais emergentes com sede na Europa, afirmam que os CECs podem ser candidatos a uma futura regulamentação. Portanto é necessário realizar pesquisas sobre sua ecotoxicidade, os potenciais efeitos à saúde humana e coletar dados sobre sua ocorrência no meio ambiente (OHADE *et al.*, 2021). No Brasil, não há registros de programas oficiais que abordam essa problemática especificamente, embora várias pesquisas acadêmicas tenham sido realizadas nos últimos anos, fornecendo dados para que empresas de saneamento e órgãos governamentais possam tomar medidas de mitigação (MONTAGNER *et al.*, 2017).

Os CECs podem circular entre o meio ambiente, animais e seres humanos (KRISHNAN *et al.*, 2023). Como resultado, órgãos locais, nacionais e globais precisam unir esforços colaborativos por meio de políticas, pesquisas e iniciativas educacionais que abordam o conceito "One Health" (Saúde Única), que reconhece a interconexão entre a saúde humana, animal e ambiental, e busca promover a cooperação e a sinergia entre as diferentes áreas para enfrentar desafios de saúde de forma abrangente (OHADE *et al.*, 2021). Através dessa abordagem, é possível melhorar a compreensão, prevenção e controle de doenças, bem como promover a sustentabilidade e a saúde de todos os seres vivos envolvidos (KIM; CHA, 2021).

2 OBJETIVOS

2.1 OBJETIVO GERAL

Realizar uma avaliação abrangente da presença qualitativa e quantitativa de contaminantes de preocupação emergente (CECs) em amostras de água, sedimentos e pescado coletadas em diferentes demarcações da Lagoa da Conceição (Florianópolis, Santa Catarina – Brasil).

2.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Coletar amostras de água, sedimento e pescado de diferentes pontos na região da Lagoa da Conceição (Florianópolis, Santa Catarina – Brasil);
- Realizar a extração das amostras de água em cartuchos de extração em fase sólida (SPE);
- Realizar o preparo de amostras de sedimento usando extração por líquido pressurizado (PLE);
- Realizar o preparo de amostras de pescado por extração sólido-líquido assistida por ultrassom (UAE);
- Analisar amostras de água, sedimento e pescado quanto a presença de 165 analitos, incluindo compostos farmacêuticos ativos e drogas de abuso, utilizando um método qualitativo de triagem direcionada por LC-MS/MS;
- Quantificar os CECs mais relevantes da avaliação qualitativa em amostras de água, sedimento e pescado por LC-MS/MS.

3 REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

3.1 Pesca artesanal

A pesca é uma das atividades mais antigas praticadas pela humanidade. Sua expansão decorreu da necessidade dos navegadores europeus em garantir um recurso biológico energético capaz de suprir suas exigências fisiológicas para a exploração dos oceanos, bem como atender a demanda gerada pelas suas metrópoles em desenvolvimento, entre os séculos XV e XVI (BOUCHARD, 2022). Ao longo da história, técnicas de conservação como a salga e a conserva em óleo foram desenvolvidas por civilizações gregas, egípcias e romanas, possibilitando ainda mais a difusão do consumo de pescado (SANTOS, 2006).

A lei N° 11.959, de 29 de junho de 2009, artigo 2°, define a pesca como “toda operação, ação ou ato tendente a extrair, colher, apanhar, apreender ou capturar recursos pesqueiros”. Ainda no capítulo IV, seção I, artigo 8° da mesma lei, a pesca artesanal é caracterizada por ser “praticada diretamente por pescador profissional, de forma autônoma ou em regime de economia familiar, com meios de produção próprios ou mediante contrato de parceria, desembarcado, podendo utilizar embarcações de pequeno porte” (BRASIL, 2009).

A pesca em pequena escala provê a subsistência de inúmeras comunidades costeiras, garantindo sua segurança alimentar e nutricional. O consumo per capita mundial de pescado cresceu cerca de 1,4% ao ano, passando de 9,0 kg em 1961 para 20,5 kg em 2019, bem como a sua demanda, que em 2020 esteve entre os alimentos mais comercializados no mundo (FAO, 2022). Além disso, é considerada um indicador de qualidade nos locais onde é praticada, podendo servir como estratégia na preservação de recursos pesqueiros (CATELLA *et. al.*, 2012; CHANDE *et. al.*, 2019). Os pescadores artesanais se limitam em pequenas áreas devido suas embarcações e seu poder de pesca, e encontram no ambiente de transição entre rios e mares (estuários) a maior variedade de espécies (FAO, 2022).

No Brasil, a pesca artesanal ocorre em toda a extensão do seu território, seja em águas marinhas do litoral ou em bacias hidrográficas continentais (PRYSTHON, 2021). A FAO (2020) estima que a produção de pescado oriundo da captura marinha em 2018 foi de cerca de 500 mil toneladas, colocando o país na 33ª posição mundial dos maiores produtores. Já pela pesca continental, o país foi o 13º maior produtor mundial, com 220 mil toneladas no mesmo ano.

Em Santa Catarina, devido sua grande extensão costeira, a pesca tornou-se uma atividade praticada por muitas famílias a partir do século XVII no período de ocupação do

litoral, herdando características das técnicas de pesca indígenas e açorianas (PINHO, 2016; CARVALHO, 2019). Este fato faz da pesca artesanal uma das mais importantes atividades econômicas da região até hoje, onde, de modo geral, a produção do primeiro semestre é dominada por espécies pelágicas tropicais, como bonito-listrado e sardinha e a partir de maio/junho ocorre a predominância de espécies pelágicas de águas frias, como tainhas e anchovas, e demersais, como corvina e camarões (ISAAC, 2006).

Na região de Florianópolis, as praias muito antes de serem balneários turísticos abrigam núcleos de pescadores artesanais, que na orla são procurados por moradores para a compra de peixe fresco, mesmo a maior parte do pescado sendo destinado a peixarias e restaurantes locais (CORREA *et al.*, 2021). Atualmente a ilha apresenta uma única colônia representativa dos pescadores profissionais do setor artesanal, que atuam em diferentes áreas como mar aberto, baías e lagoas (RIBAS *et al.*, 2016; FEPESC, 2023). Uma característica comum a essas zonas costeiras é a forma desordenada com que vem ocorrendo sua ocupação e o uso de seus recursos renováveis, interferindo no desempenho dos estoques pesqueiros (ISAAC, 2006).

O impacto humano aos ecossistemas costeiros coloca em risco a perpetuação da pesca e a saúde da população que consome o pescado proveniente destas áreas, e vem sendo discutido há bastante tempo na literatura. Os principais desafios encontrados são: poluição agrícola por fertilizantes e defensivos; poluição industrial e urbana; ocupação desordenada das orlas e supressão de manguezais, dunas e restingas (FAO, 2003; LEITE, 2009; SILVA *et al.*, 2008; HAZIN, 2012).

3.2 Lagoa da Conceição

A bacia hidrográfica da Lagoa da Conceição (LC) fica localizada na região centro-leste de Florianópolis - Santa Catarina, Brasil, latitude 27° 34'38" S e longitude 48° 27' W. - e possui uma área de aproximadamente 77.2 km², sendo 20.7 km² de corpo d'água (MACHADO, 2019). É ligada ao mar pelo Canal da Barra, com sua foz em mar aberto na praia da Barra da Lagoa, que regula o nível de água e a troca de substâncias entre a laguna e o Oceano Atlântico. A lagoa é abastecida por pequenos rios, sendo o Rio João Gualberto o principal curso d'água localizado no extremo norte da bacia (SILVA, 2013).

Este estuário abriga diversas atividades como pesca, turismo e navegação, além de ser de extrema importância ao ecossistema devido sua elevada produtividade natural. Entretanto, sua ocupação desenfreada aliada a falta de planejamento urbano provoca um aumento nas

cargas de lançamento de efluentes no corpo lagunar, acarretando o decréscimo da balneabilidade desta região (ARCARI *et al.*, 2017).

Estudos realizados nas últimas décadas (FONSECA, 2006; SILVA *et al.*, 2017) já apontavam alterações nas características físico-químicas na água da Lagoa da Conceição. Souza (2010) relata que a pesca na região vinha diminuindo constantemente, em especial devido o lançamento clandestino de esgotos por restaurantes da orla. Atualmente o problema não se encontra apenas na entrada de esgoto bruto, mas também no efluente tratado pela Companhia Catarinense de Águas e Saneamento (CASAN), na Estação de Tratamento de Efluentes (ETE), que retorna a lagoa ainda com resíduos de fármacos, metais, patógenos resistentes a antibióticos e hormônios (PES 12, 2021), podendo acarretar na bioacumulação destes elementos no pescado e, conseqüentemente, na população consumidora.

3.2.1 Rompimento da barragem da Lagoa de Evapoinfiltração (LEvap)

O crescimento populacional em conjunto com o subdimensionamento da rede de tratamento de efluentes da Lagoa da Conceição vem alterando a qualidade da água e a eutrofização da lagoa devido a entrada de nutrientes e matéria orgânica que permanecem nos efluentes após o tratamento, bem como despejos irregulares que ocorrem no corpo lagunar (DA SILVA *et al.*, 2017; CABRAL *et al.*, 2019; PES 4, 2021).

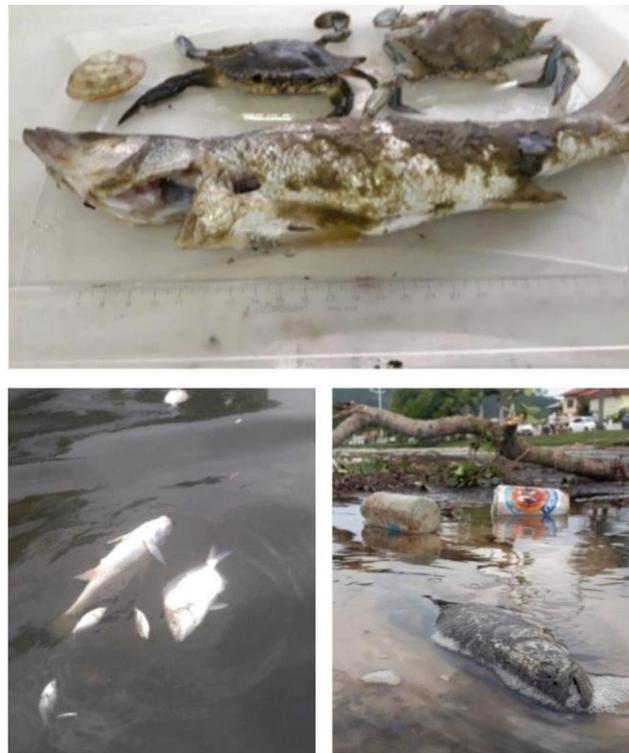
O processo de tratamento de efluentes domésticos pela CASAN na ETE da Lagoa da Conceição é realizado em três etapas antes de ser disposto na LEvap (PES 12, 2021):

- 1) **Tratamento prévio:** remoção de sujidades grosseiras (areia, pedra, folha, papel, plástico etc.);
- 2) **Tratamento primário:** remoção de sólidos em suspensão e parte da matéria orgânica;
- 3) **Tratamento secundário em reator UASB (Upflow Anaerobic Sludge Blanket) e desinfecção:** remoção de matéria orgânica e parte dos nutrientes dissolvidos

No entanto, o tratamento secundário aplicado neste sistema não possui uma eficiência de remoção ideal para a quantidade de CECs presentes, como fármacos, produtos de limpeza e de higiene pessoal, bactérias patogênicas, genes de resistência a antibióticos e outros contaminantes gerados pela população (PES 12, 2021; PRATA, 2021; YE *et al.*, 2022). Desta forma, é necessário realizar uma avaliação e adequação mais precisa das características do efluente tratado em relação aos CECs, a fim de garantir que possam ser descartados diretamente na natureza sem causar danos ambientais ou à saúde da população que consome pescado proveniente de áreas próximas aos pontos de despejo das ETes.

Somado a este fato, no dia 25 de janeiro de 2021 ocorreu o rompimento de uma barragem da LEvap da Lagoa da Conceição, liberando mais de 100 milhões de litros de efluente potencialmente rico nestes contaminantes na lagoa. Após o ocorrido, o local passou a apresentar sintomas de esgotamento como mortalidade e presença de metais em pescado amplamente consumidos pela população, como corvina, linguado, camarões, siris, caranguejos, berbigão, ostra etc. (PES 3, 2021; PES 4, 2021; PES 5, 2021). Estes organismos são extremamente sensíveis a alterações na qualidade da água, especialmente ao contato com substâncias exógenas, mesmo que estejam em baixas concentrações (SODRÉ *et al.*, 2018).

Figura 1: Organismos encontrados mortos após o rompimento da barragem da LEvap



Fonte: Adaptado de PES 1 (2021); PES 3 (2021) e PES 4 (2021).

3.3 Contaminantes de preocupação emergente

Contaminantes de preocupação emergente (do inglês *Contaminants of Emerging Concern* - CECs) são produtos químicos provenientes de itens consumidos diariamente pela população ou produzidos em grande escala por indústrias, que não são oficialmente abordados em nenhuma política ou legislação ambiental mas podem ser identificados em diversos nichos ecológicos como corpos d'água, sedimentos e em associação com organismos vivos (KRISHNAN *et al.*, 2023), como medicamentos, drogas de abuso, produtos de cuidado pessoal, disruptores endócrinos, substâncias per e polifluoroalquilas (PFAS), entre outros (PIVETTA; GASTALDINI, 2019; BAUDISCH *et al.*, 2022).

A liberação destas substâncias no meio ambiente, seja em sua composição original ou em forma de metabólitos, é a principal rota de contaminação dos sistemas aquáticos e resulta de atividade antrópica como o lançamento de efluentes impróprios ou mesmo bruto em rios, lagos e aquíferos (STARLING *et al.*, 2019). Sua detecção já foi constatada em diversos ambientes aquáticos ao redor do mundo como no Brasil (CAMPESTRINI; JARDIM, 2017; FONTES *et al.*, 2021), nos Estados Unidos (SCOTT *et al.*, 2019), na Colômbia (BOTERO COY *et al.*, 2018), na Índia (BALAKRISHNA *et al.*, 2017), em Portugal (SOUSA *et al.*; 2019), e em países africanos (KAMIKA *et al.*, 2021).

As propriedades físico-químicas dos CECs podem afetar sua capacidade de se acumular em organismos aquáticos (FONTES *et al.*, 2021). Um parâmetro comumente utilizado para avaliar o potencial de bioacumulação de uma molécula é seu coeficiente de partição octanol-água (K_{ow} - normalmente expresso em forma logarítmica como $\log K_{ow}$), que representa a medida da tendência de se mover entre dois solventes imiscíveis em equilíbrio (CHEN *et al.*, 2021). Com base nos valores de K_{ow} , os contaminantes orgânicos são geralmente categorizados como hidrofílicos ($\log K_{ow} < 3$), moderadamente hidrofóbicos ($4 \leq \log K_{ow} \leq 5$) e fortemente hidrofóbicos ($\log K_{ow} > 5$) (ZHU *et al.*, 2022).

Os avanços nas pesquisas destes contaminantes estão atrelados a evolução de técnicas analíticas que permitem sua detecção em baixas concentrações (ng e $\mu\text{g.L}^{-1}$), como por exemplo a cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massa (LC-MS/MS – do inglês *liquid chromatography–mass spectrometry*). Nesta técnica, LC separa os componentes da amostra individualmente, enquanto MS os detecta seletivamente. Para estes compostos, a cromatografia líquida é preferível à cromatografia gasosa, uma vez que a maioria dos CECs são polares e não voláteis (VÉLEZ *et al.*, 2019).

Órgãos internacionais como a USEPA (United States Environmental Protection Agency) e a Network of Reference Laboratories, Research Centers and Related Organizations for Monitoring of Emerging Environmental Substances (NORMAN), afirmam que estes poluentes podem ser candidatos a uma futura regulamentação dependendo de pesquisas sobre sua ecotoxicidade, efeitos potenciais à saúde e de dados referentes à sua ocorrência no meio ambiente (OHADE *et al.*, 2021).

No Brasil não há registros de programas oficiais que tratam dessa problemática, apesar de muitas pesquisas acadêmicas desenvolvidas nos últimos anos contribuírem no fornecimento de dados para que empresas de saneamento e órgãos governamentais possam tomar medidas cabíveis (MONTAGNER *et al.*, 2017). Desta forma, pesquisas que detectem e quantifiquem CECs em diferentes matrizes ecológicas, como alimentos, água e sedimento, são essenciais para que futuramente se estabeleçam limites ambientais e de ingestão seguros, visto que os riscos associados aos padrões de vida modernos podem gerar consequências para a saúde humana e de outros organismos (EUROPEAN UNION, 2020).

3.3.1 Compostos farmacêuticos ativos (CFA)

Os fármacos estão entre as classes mais estudadas de CECs em todo o mundo, incluindo o Brasil, devido a sua vasta utilização no tratamento de doenças. Eles abrangem produtos como antibióticos, anti-inflamatórios, antidepressivos, ansiolíticos, sedativos, beta-bloqueadores e antilipêmicos. A maioria destes compostos são desenvolvidos para manter sua estrutura química por tempo suficiente até realizarem sua função terapêutica, característica que, aliada à sua contínua utilização, pode fazer com que permaneçam no meio ambiente por um período significativo (PIVETTA; GASTALDINI, 2019; SHAHID *et al.*, 2021; SIVARANJANEE; KUMAR, 2021).

Nas últimas décadas o consumo de CFAs aumentou, principalmente para aqueles vendidos sem prescrição médica como analgésicos, antitérmicos e anti-inflamatórios (VIEIRA, 2018). Sakamoto *et al.* (2017) estimam que 50 a 90% de um fármaco administrado a um ser humano pode ser excretado em efluentes na sua forma original e, devido ao caráter lipofílico de muitos deles, podem acabar bioacumulando e afetando organismos marinhos. Além disso, metabólitos derivados destes compostos também podem apresentar perfil de toxicidade (MADIKIZELA; NCUBE, 2022).

O consumo de pescado contaminado por essas substâncias pode apresentar risco à saúde humana, dependendo da concentração em que se encontram. Em pescado, os fármacos

hormonais podem provocar distúrbios endócrinos, os psicoterápicos podem causar alterações no sistema nervoso central e os antibióticos promovem aumento de bactérias e genes de resistência a antimicrobianos (GRAs) (MONTAGNER *et al.*, 2017). Este último problema vem recebendo grande destaque pela Organização Mundial da Saúde nos últimos anos.

3.3.1.1 Antibióticos

Os antibióticos são CFAs essenciais no tratamento de infecções bacterianas e excessivamente requeridos por humanos e animais desde a descoberta do primeiro antibiótico, a penicilina (KIM; CHA, 2021). Entretanto, sua presença no meio ambiente gera preocupação devido a capacidade de algumas bactérias de se tornarem resistentes a estes medicamentos. Estes CFAs chegam até os corpos d'água através de águas residuais domésticas, resíduos hospitalares e efluentes de criação animal (ZAINAB *et al.*, 2020). O uso contínuo e o acúmulo destas substâncias no meio ambiente e em seres vivos são preocupantes e representa uma ameaça clínica e ambiental (LIU *et al.*, 2016; GWENZI *et al.*, 2020), sendo um dos problemas de saúde pública mais urgentes do século XXI (MONTEIRO *et al.*, 2020).

A maior descarga de antibióticos em aquíferos é realizada pelas ETEs, impactando severamente a população microbiana e podendo levar ao desenvolvimento e disseminação de bactérias resistentes a antibióticos (BRAs) no meio ambiente (KUMAR *et al.*, 2019; JUNAID *et al.*, 2022). Além disso, estas áreas são consideradas *hotspots* para a transferência horizontal de genes (THG), influenciada também pela presença de metais e desinfetantes, aumentando os riscos à saúde humana e ecológica (BERENDONK *et al.*, 2015).

Ambientes de água doce, como rios e lagos, são considerados reservatórios e rotas de disseminação de BRAs (NNANDOZIE; ODUME, 2019). O Quadro 1 reúne estudos que quantificaram antibióticos em corpos d'água. Os estudos relatam elevada presença de BRAs em rios que sofreram maior impacto pelo homem do que aqueles menos afetados (CHEN *et al.*, 2013; LEE *et al.*, 2020). Consequentemente, o aumento de resistência aos antimicrobianos em bactérias presentes também na microbiota humana pode se dar pelo consumo de água e alimentos contaminados (JUNAID *et al.*, 2022).

Quadro 1: Antibióticos encontrados em corpos d'água de diferentes países.

Antibiótico	Corpo d'água	País	Método de extração	Sistema analítico	Concentração (ng.L ⁻¹)	Referência
Trimetropim (TMP)	Rio	Bangladesh	SPE: cartucho Oasis HLB (6 mL, 500 mg) com MeOH e FA	LC-MS/MS	0,08 – 17,20	HOSSAIN <i>et al.</i> (2018)
	Rio	Brasil	SPE: cartucho Strata X® com MeOH, HAc e acetona	LC-MS/MS	24 – 84	ARSAND <i>et al.</i> (2020)
	Rio	Japão	SPE: cartucho Oasis HLB (200 mg, 6 cm ³)	LC-MS/MS	36 – 70	HANAMOTO <i>et al.</i> (2018)
	Rio	China	SPE: cartucho Oasis HLB (6 ml, 500 mg) e MeOH	LC-MS/MS	ND – 9,6	HU <i>et al.</i> (2018)
	Lago	Uganda	SPE: cartucho Chromabond HR-X (200 mg, 3 mL) com MeOH	LC-MS/MS	1,1 – 89	NANTABA <i>et al.</i> (2020)
	ELAE	Gana	SPE: cartucho Oasis HLB (200 mg, 30 µm, 6 cm ³) e MeOH	LC-MS/MS	31 – 1668	AZANU <i>et al.</i> (2018)
	Rio	Brasil	SPE: cartucho Oasis HLB (200 mg/6 cc) MeOH	GC-MS	ND – 143	RICO <i>et al.</i> (2021)
	Rios, canais, lagoas	Nigéria	SPE: cartucho Oasis MCX e MeOH	LC-MS/MS	2 – 388	EBELE <i>et al.</i> (2020)
	Rio	México	SPE: cartucho Oasis HLB (3 cm ³ , 60 mg) e MeOH	LC-MS/MS	34 – 120	RIVERA-JAIMES <i>et al.</i> (2018)
	Rio e baía	Estados Unidos	SPE: cartucho Strata- SCX (500 mg) e MeOH	LC-MS/MS	1,45 – 2,29	BEAN <i>et al.</i> (2018)
Ciprofloxacino (CIP)	ELAE	Gana	SPE: cartucho Oasis HLB (200 mg, 30 µm, 6 cm ³) e MeOH	LC-MS/MS	27 – 2371	AZANU <i>et al.</i> (2018)
	Rio	Brasil	SPE: cartucho Strata X® com MeOH, HAc e acetona	LC-MS/MS	48 – 344	ARSAND <i>et al.</i> (2020)
	Rio	China	SPE: cartucho Oasis HLB (6 ml, 500 mg) e MeOH	LC-MS/MS	ND – 4,5	HU <i>et al.</i> , (2018)
	Rio	China	SPE: cartucho Oasis HLB (6cc, 200 mg) com MeOH e FA	LC-MS/MS	0,17	GAO <i>et al.</i> (2022)
	Rio	Brasil	SPE: cartucho Phenomenex Strata-X® (200 mg, 3 mL) e MeOH	LC-MS/MS	ND – 70	BÖGER <i>et al.</i> (2021)
	Lago	Uganda	SPE: cartucho Chromabond HR-X (200 mg, 3 mL) com MeOH	LC-MS/MS	2 – 41	NANTABA <i>et al.</i> (2020)
	Rio	Japão	SPE: cartucho Oasis HLB (200 mg, 6 cm ³)	LC-MS/MS	12 – 76	HANAMOTO <i>et al.</i> (2018)
	Rio	Malásia	SPE: cartucho Oasis HLB (0,20 g, 30 µm) e MeOH	ELISA	52,5 – 299,8	PRAVEENA <i>et al.</i> (2018)
Sulfametoxazol (SUT)	Rio	Bangladesh	SPE: cartucho Oasis HLB (6 mL/ 500 mg) com MeOH e FA	LC-MS/MS	0,03 – 7,24	HOSSAIN <i>et al.</i> (2018)
	Rio	Brasil	SPE: cartucho Oasis HLB (200 mg/6 cc) MeOH	GC-MS	ND – 893	RICO <i>et al.</i> (2021)
	Rio	Japão	SPE: cartucho Oasis HLB (200 mg, 6 cm ³)	LC-MS/MS	72 – 121	HANAMOTO <i>et al.</i> (2018)
	ELAE	Gana	SPE: cartucho Oasis HLB (200 mg, 30 µm, 6 cm ³) e MeOH	LC-MS/MS	103 – 7194	AZANU <i>et al.</i> (2018)
	Lago	Uganda	SPE: cartucho Chromabond HR-X (200 mg, 3 mL) com MeOH	LC/MS/MS	0,8 – 5600	NANTABA <i>et al.</i> (2020)
	Rio	Brasil	SPE: cartucho Strata X® com MeOH, HAc e acetona	LC-MS/MS	34 – 184	ARSAND <i>et al.</i> (2020)
	Rio	China	SPE: cartucho Oasis HLB (6 ml, 500 mg) e MeOH	LC-MS/MS	ND – 22	HU <i>et al.</i> (2018)
	Rio	Brasil	SPE: cartucho Phenomenex Strata-X® (200 mg, 3 mL) e MeOH	LC-MS/MS	ND – 1800	BÖGER <i>et al.</i> (2021)
Rios, canais, lagoas	Nigéria	SPE: cartucho Oasis MCX e MeOH	LC-MS/MS	< 1 – 3180	EBELE <i>et al.</i> (2020)	

	Rio	México	SPE: cartucho Oasis HLB (3 cm ³ , 60 mg) e MeOH	LC-MS/MS	76 – 722	RIVERA-JAIMES <i>et al.</i> (2018)
	Rio	Malásia	SPE: cartucho Oasis HLB (0,20 g, 30 µm) e MeOH	ELISA	19,26 – 114,24	PRAVEENA <i>et al.</i> (2018)
	Rio e baía	Estados Unidos	SPE: cartucho de troca catiônica forte Strata-SCX (500 mg)	LC-MS/MS	8,09 – 14,73	BEAN <i>et al.</i> (2018)
Sulfadiazina	Rio	Bangladesh	SPE: cartucho Oasis HLB (6 mL, 500 mg) com MeOH e FA	LC-MS/MS	0,01 – 0,58	HOSSAIN <i>et al.</i> (2018)
	Rio	Brasil	SPE: cartucho Strata X® com MeOH, HAc e acetona	LC-MS/MS	33 – 119	ARSAND <i>et al.</i> (2020)
	Rio	China	SPE: cartucho Oasis HLB (6 ml, 500 mg) e MeOH	LC-MS/MS	ND – 24	HU <i>et al.</i> (2018)
	Rio	China	SPE: cartucho Oasis HLB (6cc, 200 mg) com MeOH e FA	LC-MS/MS	0,53	GAO <i>et al.</i> (2022)
Sulfametazina	Lago	Uganda	SPE: cartucho Chromabond HR-X (200 mg, 3 mL) com MeOH	LC/MS/MS	2,4 – 50	NANTABA <i>et al.</i> (2020)
	Rio	Bangladesh	SPE: cartucho Oasis HLB (6 mL/ 500 mg) com MeOH e FA	LC-MS/MS	0,11 – 4,19	HOSSAIN <i>et al.</i> (2018)
	Rio	China	SPE: cartucho Oasis HLB (6 ml, 500 mg) e MeOH	LC-MS/MS	ND – 14	HU <i>et al.</i> (2018)
Azitromicina (AZI)	Lago	Uganda	SPE: cartucho Chromabond HR-X de 3 mL (200 mg) com MeOH	LC-MS/MS	14 – 60	NANTABA <i>et al.</i> (2020)
	Rio	Brasil	SPE: cartucho Phenomenex Strata-X® (200 mg, 3 mL) e MeOH	LC-MS/MS	100 – 650	BÖGER <i>et al.</i> (2021)
	Rio	Japão	SPE: cartucho Oasis HLB (200 mg, 6 cm ³)	LC-MS/MS	55 – 272	HANAMOTO <i>et al.</i> (2018)
	Rio	Brasil	SPE: cartucho Strata X® com MeOH, HAc e acetona	LC-MS/MS	48 – 158	ARSAND <i>et al.</i> (2020)
Clindamicina (CLI)	Rio	Brasil	SPE: cartucho Strata X® com MeOH, HAc e acetona	LC-MS/MS	54 – 134	ARSAND <i>et al.</i> (2020)
	Rio	Bangladesh	SPE: cartucho Oasis HLB (6 mL/ 500 mg) com MeOH e FA	LC-MS/MS	0,04 – 6,46	HOSSAIN <i>et al.</i> (2018)
	Rio	China	SPE: cartucho Oasis HLB (6cc, 200 mg) com MeOH e FA	LC-MS/MS	10,02	GAO <i>et al.</i> (2022)
Tetraciclina	Lago	Uganda	SPE: cartucho Chromabond HR-X (200 mg, 3 mL) com MeOH	LC-MS/MS	2,7 – 70	NANTABA <i>et al.</i> (2020)
	ELAE	Gana	SPE: cartucho Oasis HLB (200 mg, 30 µm, 6 cm ³) e MeOH	LC-MS/MS	11 – 199	AZANU <i>et al.</i> (2018)
	Rio	China	SPE: cartucho Oasis HLB (6 ml, 500 mg) e MeOH	LC-MS/MS	ND – 25	HU <i>et al.</i> (2018)
	Rio	China	SPE: cartucho Oasis HLB (6cc, 200 mg) com MeOH e FA	LC-MS/MS	2,45	GAO <i>et al.</i> (2022)
	Rio	Japão	SPE: cartucho Oasis HLB (200 mg, 6 cm ³)	LC-MS/MS	0 – 29	HANAMOTO <i>et al.</i> (2018)
Amoxicilina	ELAE	Gana	SPE: cartucho Oasis HLB (200 mg, 30 µm, 6 cm ³) e MeOH	LC-MS/MS	ND – 5,9	AZANU <i>et al.</i> (2018)
	Rio	China	SPE: cartucho Oasis HLB (6cc, 200 mg) com MeOH e FA	LC-MS/MS	21,32	GAO <i>et al.</i> (2022)
	Rio	Brasil	SPE: cartucho Phenomenex Strata-X® (200 mg, 3 mL) e MeOH	LC-MS/MS	180 – 4630	BÖGER <i>et al.</i> (2021)
	Rios, canais, lagoas	Nigéria	SPE: Cartucho Oasis MCX e MeOH	LC-MS/MS	1610	EBELE <i>et al.</i> (2020)
	Rio	Malásia	SPE: cartucho Oasis HLB (0,20 g, 30 µm) e MeOH	ELISA	ND – 7,81	PRAVEENA <i>et al.</i> (2018)
Lincomicina (LIN)	Rio	China	SPE: cartucho Oasis HLB (200 mg, 6 cm ³)	LC-MS/MS	17	HANAMOTO <i>et al.</i> (2018)
	Rio	Brasil	SPE: cartucho Oasis HLB (200 mg/6 cc) MeOH	GC-MS	ND – 1,1	RICO <i>et al.</i> (2021)

Legenda: ELAE: Efluentes de lagoa de estabilização; SPE: solid-phase extraction; HLB: hydrophilic lipophilic balanced; MeOH: metanol; FA: ácido fórmico; LC-MS/MS: Liquid chromatography–mass spectrometry; GC-MS: gas chromatography–mass spectrometry ELISA: enzyme linked immuno sorbent assay; ND: não detectado.

Fonte: A autora (2023).

Dentre a classe das quinolonas, ciprofloxacino (CIP) é um dos antibióticos amplamente utilizados e sua presença relatada em águas de vários países (JUNAID *et al.*, 2022). Um dos valores mais elevados (28,13 mg.L⁻¹) detectados de CIP em água foi descrito por Li *et al.* (2018). Sengar e Vijayanandan (2022) realizaram a avaliação da toxicidade crônica (TC) de vários CECs para peixes. Essa medida representa o limiar de toxicidade, ou seja, se não for excedida, é improvável que sejam observados efeitos tóxicos crônicos. Para CIP, o TC determinado foi de 1553 mg.L⁻¹. Os autores também calcularam a ingestão diária aceitável (IDA) para humanos dessa substância, que ficou na ordem de 1,6 µg.Kg⁻¹/dia, sendo esse antibiótico o que apresentou o maior quociente de risco à saúde humana observado neste estudo (SENGAR; VIJAYANANDAN, 2022).

Outra classe muito utilizada é encontrada em águas superficiais são as sulfonamidas. O antibiótico que mais se destaca é o sulfametoxazol (SUT). SUT é predominantemente encontrado em água devido sua baixa biodegradabilidade e natureza hidrofílica (log K_{ow} 0,89), (MINETTO, 2013; VÉLEZ *et al.*, 2019). Azanu *et al.* (2018) analisaram 12 antibióticos em um rio em Gana (África), e SUT apresentou a maior concentração entre eles, podendo chegar a 2,86 µg.L⁻¹.

Alguns antibióticos ainda podem se acumular na fase sedimentar devido seu poder de adsorção, em razão da pouca fluidez e contato com luz e oxigênio desta matriz (JIMÉNEZ *et al.*, 2018). Em estudo realizado na costa oriental da China por Li *et al.* (2020), eritromicina (ERI) (Log K_{ow} 3,06) foi o antibiótico com maior frequência de detecção em uma concentração média de 3,4 ng.g⁻¹, seguido por clindamicina (CLI) (log K_{ow} 2,16) que apresentou concentração média de 2,5 ng.g⁻¹. Ao analisar o sedimento do reservatório de Danjiangkou (China), Li *et al.* (2019) demonstrou que mais de 90 % das concentrações detectáveis de antibióticos estavam abaixo de 1.0 ng.g⁻¹. Alguns dos antibióticos detectados com alta frequência incluíram anidroeritromicina (100 %), azitromicina (AZI) (100 %), claritromicina (90.9 %), ERI (63.6 %), roxitromicina (84.1 %) e CLI (77.3 %), com concentrações médias de 0.27, 0.04, 0.01, 0.02, 0.02 e 0.01 ng.g⁻¹, respectivamente.

Embora muitos antibióticos sejam encontrados em sua forma usual de administração em águas e sedimentos, alguns deles podem sofrer rápida degradação e/ou metabolização, e, em alguns casos, não apenas o composto original é biologicamente ativo, mas também seus produtos de transformação podem possuir algum efeito tóxico e nem sempre são devidamente identificados pelos métodos de instrumentação analítica convencionais (ARSAND *et al.*, 2018). Por exemplo, Arsand *et al.* (2018) realizaram experimentos de fotólise de amoxicilina (AMX) e ampicilina (AMP) para simular o destino desse composto sob irradiação solar em águas

superficiais. Para AMX, os autores observaram a geração do metabólito ácido amoxiciloico, que não apresenta atividade antibiótica porém pode ter propriedades alérgicas potenciais (REYNS *et al.*, 2008). Apenas para AMX e AMP, dois β -lactâmicos amplamente usados, foram descritos pelo menos 65 produtos de transformação (ARSAND *et al.*, 2018). Desta forma, para avaliar o impacto dos CECs no meio ambiente e na saúde humana, é fundamental também adquirir conhecimento sobre as vias de degradação e transformação desses compostos.

A IN N°162, de 1° de julho de 2022, estabelece a IDA e o limite máximo de resíduos (LMR) para insumos farmacêuticos ativos de medicamentos veterinários em alimentos de origem animal (BRASIL, 2022). No entanto, a maior parte das substâncias regulamentadas são para bovinos, suínos, ovinos e aves. Os parâmetros de antimicrobianos estabelecidos para pescado são apresentados no Quadro 2.

Quadro 2: Antimicrobianos listados na IN N° 162, de 1 de junho de 2022, para espécies de pescado.

Antibiótico	IDA ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Resíduo marcador	Espécie animal	Tecido	LMR ($\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$)
Ácido oxolínico	2,5	Ácido oxolínico	Todas as espécies destinadas à produção de alimentos	Músculo	100
Ampicilina	0 – 3	Ampicilina	Peixes	Músculo / pele	50
Benzilpenicilina/ benzilpenicilina procaína	0.5	Benzilpenicilina	Peixes	Músculo / pele	50
Benzoato de emamectina	0 – 0,5	Emamectina b1a	Peixes	Músculo / pele	100
Clortetraciclina	0 – 30 (IDA de grupo para clortetraciclina, oxitetraciclina e tetraciclina)	Molécula precursora (isolada ou combinada)	Peixes	Músculo / pele	100
Cloxacilina	200	Cloxacilina	Peixes	Músculo / pele	300
Colistina	0 – 7	Soma de colistina a e colistina b	Peixes	Músculo / pele	150
Danofloxacina	0 – 20	Danofloxacina	Peixes	Músculo / pele	100
Deltrametrina	0 – 10	Deltametrina	Salmão	Músculo / pele	30
Dicloxacilina	600	Dicloxacilina	Todas as espécies produtoras de alimento	Músculo	300
Diflubenzuron	0 – 20	Diflubenzuron	Salmão	Músculo / pele	10
Enrofloxacina	6,2	Soma de enrofloxacino e ciprofloxacino	Peixes	Músculo / pele	100
Eritromicina	0 – 0,7	Eritromicina a	Peixes	Músculo / pele	100
Florfenicol	3	Soma de florfenicol e seus metabólicos marcados como florfenicol amina	Peixes	Músculo / pele	1000
Oxitetraciclina	0 – 30 (IDA grupo para clortetraciclina, oxitetraciclina e tetraciclina)	Molécula precursora (isolada ou combinada)	Camarão gigante (<i>Penaeus monodon</i>)	Músculo	200
Trimetropima	4,2	Trimetoprima	Peixes	Músculo / pele	50

Fonte: Adaptado de BRASIL (2022). IDA: ingestão diária aceitável; LMR: limite máximo de resíduo.

Antibióticos como AMX, lincomicina (LIN) e sulfonamidas, que aparecem com frequência em água (Quadro 1), apresentam LMR de 50, 100 e 100 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ em músculo bovino, 50, 200 e 100 $\mu\text{g}\cdot\text{kg}^{-1}$ em músculo suíno e de aves, respectivamente, mas não possuem limites estabelecidos para músculo de pescado. A ausência de LMR para antibióticos no músculo de pescado não deve ser tratada como se a presença destes resíduos não fosse preocupante, visto que alguns estudos já comprovaram algum tipo de efeito destas substâncias para organismos marinhos (HU *et al.*, 2018). No trabalho de Ojemaye e Petrik (2019), foram quantificados níveis de SUT variando entre 88,63 e 6886 $\mu\text{g}\cdot\text{Kg}^{-1}$ em filés, intestino e fígado de diversas espécies de peixe, enquanto Kang *et al.* (2018) quantificaram níveis de AMX variando de 152 a 829 $\mu\text{g}\cdot\text{Kg}^{-1}$ também em peixes. A presença dos antibióticos no ambiente, bem como em pescado destinado a consumo, pode estar diretamente relacionada ao aumento da resistência aos antibióticos, que é uma grande preocupação para a saúde humana e animal (POLIANCIUC *et al.*, 2020).

3.3.1.2 Anti-inflamatórios

Os anti-inflamatórios não esteroidais (NSAIDs – do inglês *nonsteroidal anti-inflammatory drugs*) são fármacos amplamente consumidos devido à facilidade de obtenção sem receita médica. Essas substâncias possuem compostos ativos que controlam a inflamação e promovem a analgesia. Sua presença no meio ambiente é potencializada pelo alto consumo e pela eliminação incompleta nos sistemas de ETEs (VERAS *et al.*, 2019). Muitos dos NSAIDs possuem $\log K_{ow}$ maior que 3 (Quadro 3), o que representa um potencial comportamento lipofílico, podendo levar a bioacumulação em tecidos de organismos vivos (CHEN *et al.*, 2021).

Quadro 3: Propriedades de solubilidade e polaridade de diferentes anti-inflamatórios não esteroidais (NSAIDs).

NSAIDS	Solubilidade em água (mg.L ⁻¹ a 25 °C)	Log K _{ow}
Ácido mefenâmico	20 ¹	4.2
Ácido salicílico	2240	2.26
Betametasona	66.5	1.94
Carprofeno	Praticamente insolúvel	3.8
Dexametasona	89	1.83
Diclofenaco	2.37	4.51
Fenilbutazona	34	3.16
Ibuprofeno	21	3.97
Indometacina	0.94	0.91 a pH 7.4; 4.27 a pH 2.0
Meloxicam	7.15	3.54
Metilfenidato	Praticamente insolúvel	0.20
Naproxeno	15.9	3.18
Nimesulida	20 ²	2.6
Piroxicam	23 ³	3.06
Prednisolona	223	1.62
Prednisona	77.54	1.46
Triancinolona	80	1.16

Fonte: Adaptado de PubChem (2023). ¹30 °C; ²temperatura não reportada; ³22 °C.

O diclofenaco (DCF), ácido 2-(2,6-diclorofenilamino)fenilacético, é um dos contaminantes mais preocupantes desta classe devido sua ampla presença no meio ambiente (ELLEPOLA *et al.*, 2022). Além de ser frequentemente encontrado em águas superficiais, este composto também pode ser detectado de uma forma alarmante em animais marinhos como peixes e mexilhões, em concentrações variando entre ng e µg.g⁻¹ (ŚWIACKA *et al.*, 2022). Contudo, a legislação brasileira estabelece o LMR e a IDA deste composto apenas para bovinos e suínos, sendo de 5 µg.kg⁻¹ e 0.5 µg.kg⁻¹ de músculo, respectivamente (BRASIL, 2022).

O ibuprofeno é utilizado no tratamento da artrite reumatoide e distúrbios musculoesqueléticos em adultos e crianças. As ETEs são capazes de eliminar cerca de 90 % do ibuprofeno e seus metabólitos, mas ainda assim estes podem estar presentes no meio ambiente em diversos compartimentos, incluindo sedimentos, águas superficiais e água potável, devido suas propriedades químicas e lipofilicidade (MUÑIZ-GONZÁLEZ *et al.*, 2021). No Reino Unido, mais de 50 % do consumo de ibuprofeno e diclofenaco é atribuído a vendas sem prescrição médica (AUSTIN *et al.*, 2022). Em estudo conduzido por Chaves *et al.* (2020) no Maranhão (Brasil), o DCF apresentou alto quociente de risco para peixes (QR = 6,94) enquanto o ibuprofeno apresenta alto risco para crustáceos (QR = 5,84). Altas concentrações de DCF (6,8 – 8,7 µg.L⁻¹) também foram encontradas no plasma de bagre (*Clarias spp.*) coletado do reservatório Vrishabhavathi na Índia, refletindo o alto nível deste CFA na água (0,49 ± 110 µg.L⁻¹) (NOZAKI *et al.*, 2023). Adicionalmente, mexilhões da costa italiana apresentaram

concentrações de 144 e 171 $\mu\text{g.Kg}^{-1}$ para ibuprofeno e DCF, respectivamente (MEZZELANI *et al.*, 2020).

Piroxicam (PXC) e meloxicam (MXC) estão entre os principais anti-inflamatórios prescritos para o tratamento de dores músculo-esqueléticas. Apesar de existirem muitas informações sobre sua farmacocinética, pouco se encontra sobre sua possível ocorrência no meio ambiente (JIMÉNEZ *et al.*, 2018). Petre *et al.* (2016) detectou PXC em concentrações médias de 0,103 e 0,015 $\mu\text{g.L}^{-1}$ em águas residuais e superficiais, enquanto na bacia do rio Danúbio as concentrações não ultrapassaram 0,032 $\mu\text{g.L}^{-1}$ para 5 das 17 amostras coletadas (CHITESCU *et al.*, 2015).

Ao investigar a capacidade de adsorção de sedimentos fluviais para PXC e MXC, Jiménez *et al.* (2018) determinaram os respectivos valores de coeficiente de adsorção (K_d): 3.82 e 15.31 L.kg^{-1} . Desta forma, os autores evidenciaram que o MXC parece ter maior capacidade de adsorção do que PXC. Estes dois compostos também apresentaram um comportamento semelhante ao serem expostos à luz, tendo a taxa de degradação acelerada em contato com radiação UV (JIMÉNEZ *et al.*, 2018). A toxicidade dos oxicams e produtos da sua degradação foram previstos em software pelos autores para três parâmetros ecotoxicológicos. PXC e MXC apresentaram comportamento mais tóxico para *Pimephales promelas* do que para *Daphnia magna* e *Tetrahymena pyriformis* (JIMÉNEZ *et al.*, 2018).

3.3.1.3 Antidepressivos e ansiolíticos

Os fármacos psicoterapêuticos são utilizados no tratamento de distúrbios emocionais e psíquicos, como a depressão, ansiedade, transtornos bipolares, esquizofrenia e transtornos de déficit de atenção, atuando no sistema nervoso central e podendo desencadear várias modificações no comportamento, percepção, pensamento e emoções (BATISTA, 2021). Uma lista de psicoterápicos encontrados em pescado proveniente de diversas regiões do mundo é fornecida no Quadro 3. Nos últimos anos, houve um aumento na detecção de antidepressivos em amostras ambientais, que está associado ao aumento do consumo desses medicamentos. Estima-se que cerca de 11 % dos americanos com idade ≥ 12 anos consumam medicamentos antidepressivos (MADIKIZELA; NCUBE, 2022).

Quadro 4: Psicoterápicos detectados em organismos marinhos.

Classe	Local	Organismo	Concentração detectada ($\mu\text{g.Kg}^{-1}$)	Referência
Antidepressivos				
Sertralina	Espanha	Mexilhões	2	López-García <i>et al.</i> (2019)
	Inglaterra	Ostras e mexilhões	5 – 6	Maskrey <i>et al.</i> (2021)
Norsertalina	Inglaterra	Ostras e mexilhões	3 – 4	Maskrey <i>et al.</i> (2021)
	Portugal	Mexilhões	7	Silva <i>et al.</i> (2017)
Citalopram	Espanha	Bivalves e cefalópodes	9 – 14	Martínez-Morcillo <i>et al.</i> (2020)
	Zonas costeiras da Europa	Bivalves	ND – 21	Álvarez-Muñoz <i>et al.</i> , (2015)
	Inglaterra	Ostra e mexilhão	0,2 – 0,3	Maskrey <i>et al.</i> , (2021)
	Portugal	Mexilhões	4 – 5	Silva <i>et al.</i> (2017)
Amitriptilina	Mar Vermelho	Peixes, algas e Cirripedia	ND – 44	Ali <i>et al.</i> (2018)
	Inglaterra	Ostras e mexilhões	0,5 – 1	Maskrey <i>et al.</i> (2021)
Fluoxetina	Mar Vermelho	Peixes, algas e Cirripedia	ND – 9	Ali <i>et al.</i> (2018)
	Inglaterra	Ostras e mexilhões	0,05 – 0,1	Maskrey <i>et al.</i> (2021)
	Portugal	Mexilhões	2 – 10	Silva <i>et al.</i> (2017)
Norfluoxetina	Portugal	Mexilhões	9 – 22	Silva <i>et al.</i> (2017)
Paroxetina	Itália	Mexilhões	< LOQ – 50	Mezzelani <i>et al.</i> (2020)
Venlafaxina	Espanha	Bivalves	2 – 3	Alvarez-Muñoz <i>et al.</i> (2015)
	Espanha	Bivalves	2,9	Martínez-Morcillo <i>et al.</i> (2020)
	Zonas costeiras da Europa	Bivalves	3 – 36	Álvarez-Muñoz <i>et al.</i> (2015)
	França	Mexilhões	ND – 3	Bueno <i>et al.</i> (2014)
	Inglaterra	Ostras e mexilhões	0,04 – 0,07	Maskrey <i>et al.</i> (2021)
	Mercado Europeu	Tainha e mexilhão	0,08 – 0,11	Alves <i>et al.</i> (2017)
	China	Moluscos, crustáceos e peixes	0,3 – 0,9	Ruan <i>et al.</i> (2020)
Benzodiazepínicos				
Alprazolam	Espanha	Bivalves	ND – 0,8	Alvarez-Muñoz <i>et al.</i> (2015)
	Espanha	Cefalópodes	0,3	Martínez-Morcillo <i>et al.</i> (2020)
Diazepam	Islandia, Coreia e China	Algas comerciais	ND – 12	Helou <i>et al.</i> (2018)
Lormetazepam	Itália	Mexilhões	< LOQ – 288	Mezzelani <i>et al.</i> (2020)

Legenda: ND: não detectado; < LOQ: menor que o limite de quantificação.

Fonte: A autora, (2023).

Sertralina (SER) é um dos antidepressivos mais usados no tratamento da depressão, sendo o medicamento psicotrópico mais prescrito nos Estados Unidos em 2018 e, conseqüentemente, tornando-se um dos CFAs mais frequentemente detectados em águas superficiais e efluentes de ETEs (YANG *et al.*, 2021). A exposição de organismos aquáticos a SER é preocupante, pois este fármaco demonstra altas taxas de bioacumulação em experimentos com peixes de laboratório, como *Oncorhynchus mykiss* e *Salvelinus fontinalis* (GRABICOVA *et al.*, 2014) e peixes coletados do ambiente natural como *Salmo trutta* m. Fario e *Cyprinus carpio* (LIU *et al.*, 2018). Recentemente, de 34 produtos farmacêuticos investigados por Maskrey *et al.* (2021), a sertralina apresentou a maior concentração ($6 \mu\text{g} \cdot \text{Kg}^{-1}$) em tecido de mexilhões. O mesmo estudo identificou seu metabólito (norsertalina) e amitriptilina como fármacos adicionais com as maiores concentrações em amostras ambientais (Quadro 4).

Medicamentos como fluoxetina, citalopram e venlafaxina, foram detectados em organismos marinhos em altas concentrações (Quadro 4), o que está correlacionado com sua presença frequente em corpos d'água (MADIKIZELA; NCUBE, 2022). Além disso, a venlafaxina foi listada como um dos dez principais produtos farmacêuticos detectados com alta frequência em ambientes aquáticos na Europa e África (FEKADU *et al.*, 2019), o que pode explicar sua detecção em bivalves de áreas costeiras da Europa com concentrações que atingem até $36 \text{ ng} \cdot \text{g}^{-1}$ (Quadro 4).

Os benzodiazepínicos (BDZs) são medicamentos amplamente utilizados para tratar ansiedade, transtorno do pânico e insônia, causando efeitos ansiolíticos. Alguns dos BDZs mais comuns são alprazolam, oxazepam, iazepam, bromazepam, flurazepam e clonazepam (LEI *et al.*, 2021). Estas substâncias podem apresentar risco ambiental ao serem absorvidas por organismos aquáticos. Neste sentido, bioacumulação e alterações comportamentais e genéticas foram observadas em peixes expostos a baixas concentrações (NUNES *et al.*, 2019).

Na triagem de BDZs em rios europeus, Fick *et al.* (2017) detectaram um ou mais compostos em 86 % das amostras. Clonazepam, clordiazepóxido, halazepam e lorazepam não foram detectados em nenhuma amostra. Oxazepam foi o composto que apresentou maior ocorrência (85 %), com concentração máxima de $61 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$, seguido por temazepam (26 % – $39 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$), clobazam (14 % – $11 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$), bromazepam (12 % – $320 \text{ ng} \cdot \text{L}^{-1}$). Por outro lado, na América do Sul, Nunes *et al.* (2019) analisaram a presença de BDZs em águas superficiais no sul do Brasil e constataram que o efluente de uma ETE impactou no aumento da concentração de alprazolam no corpo d'água do Rio Cascavel. A concentração do ansiolítico aumentou de $0.4 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ a montante para $5.9 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ a jusante da descarga da ETE.

3.3.1.4 Betabloqueadores e antilipêmicos

Os bloqueadores dos receptores β -adrenérgicos (β -bloqueadores) são CFAs amplamente utilizados para tratar distúrbios cardiovasculares como ritmos cardíacos anormais, hipertensão arterial e angina pectoris. Cerca de 75 % destes fármacos e seus metabólitos são excretados pelo homem e liberados no meio ambiente através de ETEs, resíduos hospitalares e águas residuais. Cerca de 12 β -bloqueadores já foram detectados em águas residuais domésticas em todo o mundo, sendo que atenolol, metoprolol e propranolol geralmente apresentam as maiores concentrações (YI *et al.*, 2020).

Concentrações máximas relatadas destes CFAs em águas residuais brutas foram $294,7 \pm 12,3 \mu\text{g.L}^{-1}$ na Índia, $79,5 \pm 0,2 \mu\text{g.L}^{-1}$ também na Índia e $1,9 \mu\text{g.L}^{-1}$ nos Estados Unidos, respectivamente (MOHAPATRA *et al.*, 2016). Yi *et al.* (2020) sugerem que a presença de β -bloqueadores em águas superficiais varia espacial e temporalmente e é influenciada por descarga de águas residuais, precipitação e temperatura e que locais com temperatura mais elevada, maior escoamento e menor descarga de esgoto tendem a apresentar concentrações mais baixas de β -bloqueadores em águas superficiais.

Embora esses medicamentos possam desempenhar papéis benéficos no corpo humano, estudos demonstram que eles podem ser prejudiciais ao comportamento, reprodução, anatomia e fisiologia de organismos aquáticos. Pesquisas sobre seus efeitos em vertebrados aquáticos ainda são limitadas, o que impede a compreensão completa do seu impacto ambiental (DAVIS *et al.*, 2020).

Na pesquisa de Ali *et al.* (2018), atenolol foi encontrado em 46 % das amostras de algas, enquanto 100 % das amostras de crustáceos apresentaram o composto. Já em peixes, esta substância foi detectada em apenas uma amostra, com concentração de 63 ng.g^{-1} de peso seco. No experimento *in vitro* conduzido por Davis *et al.* (2020), *Pimephales promelas* que foram expostos ao propranolol apresentaram acúmulo desta substância localizado no tecido muscular da extremidade anterior e na região abdominal. Por outro lado, a análise do atenolol indicou que sua concentração era maior na região do sistema nervoso central. Maskrey *et al.* (2021) não detectaram metoprolol em nenhuma amostra de ostra e mexilhão analisadas, enquanto em ostras propranolol foi quantificado em concentrações até 30 vezes maiores do que o limite de quantificação do método (LOQ).

Dentre os β -bloqueadores, o propranolol é o que apresenta maior toxicidade. Isso pode ser comprovado pelo seu valor de EC_{50} (concentração efetiva – do inglês *effective concentration*), que varia de $2,59 \text{ mg.L}^{-1}$ para *Brachionus calyciflorus* exposto por 24 horas a

1,51 mg.L⁻¹ para *Ceriodaphnia dubia* exposto por 48 horas (FERRARI *et al.*, 2004; DE OLIVEIRA *et al.*, 2016), enquanto os valores de EC₅₀ de metoprolol, atenolol, sotalol, acebutolol e bisoprolol para *Daphnia magna*, *Artemia salina* e *Pseudokirchneriella subcapitata* foram todos superiores a 100 mg.L⁻¹, sendo muito mais elevado do que propranolol (MINGUEZ *et al.*, 2016).

Outra classe utilizada no tratamento de doenças cardiovasculares são os antilipêmicos, usados no tratamento de dislipidemia. Os antilipêmicos mais utilizados são o fenofibrato, bezafibrato (BZF), gemfibrozil e clofibrato, comumente relatados em ambientes aquáticos e considerados como drogas resistentes à biodegradação (MOJIRI *et al.*, 2022). Os fibratos são majoritariamente liberados no meio ambiente por meio da descarga de efluentes de ETEs, o que os torna potenciais contaminantes subaquáticos devido ao seu comportamento recalcitrante, e apesar de seus impactos em organismos aquáticos não serem bem conhecidos, pesquisas sobre sua toxicidade em algumas espécies já foram desenvolvidas (PEÑA-MÉNDEZ *et al.*, 2020).

Rosal *et al.* (2010) determinaram a toxicidade do fenofibrato em *Vibrio fischeri* e gemfibrozil em *Anabaena* sp., obtendo EC₅₀ < 1,72 mg.L⁻¹ e < 4,42 mg.L⁻¹ para os respectivos compostos. Fenofibrato se mostrou tóxico para o crustáceo *Artemia salina*, enquanto gemfibrozil pode causar estresse significativo em *Dreissena polymorpha*, além de reduzir os níveis de testosterona em *Carassius auratus* (QUINN *et al.*, 2015; MINGEZ *et al.*, 2016). Corcoran *et al.* (2015) descobriram que o ácido clofibrato é farmacologicamente ativo em carpas expostas a doses comparáveis às encontradas no ambiente aquático.

No Reino Unido, BZF foi detectado em efluentes de águas residuais em concentrações variando de 177 a 418 ng.L⁻¹ (VALLS-CANTENYS *et al.*, 2016). Velasco-Santamaría *et al.* (2011) expuseram BZF via oral a 1,7, 33 e 70 mg.g⁻¹ de BZF de ração durante 21 dias a *Danio Rerio* e observaram que o antilipêmico exerce um efeito hipocolesterolêmico e desregulador endócrino devido ao seu efeito na esteroidogênese gonadal e na espermatogênese. Na Baía de Galway, Irlanda, gemfibrozil foi quantificado na faixa de 0,04 – 0,3 ng.L⁻¹, enquanto em águas subterrâneas do Texas este composto ficou na ordem de até 6860 µg.L⁻¹ (FANG *et al.*, 2012). Dado o exposto, os fibratos são considerados uma preocupação emergente no ambiente aquático e devem ser monitorados e estudados para que se possa determinar os efeitos adversos associados à exposição crônica em humanos (YI *et al.*, 2020).

3.3.1.5 Opioides

Outros CFAs preocupantes do ponto de vista toxicológico são os opioides. Nos Estados Unidos os transtornos por uso de medicamentos são frequentes, principalmente quando se trata do consumo de opioides, onde as mortes causadas por overdose estão aumentando rapidamente e atingiram um nível endêmico (KAMIKA *et al.*, 2021). Os opioides são uma classe de medicamentos prescritos para aliviar muitos tipos de dor, mas também são usados para fins não médicos devido seus efeitos eufóricos que podem levar ao vício (CAMPOS-MAÑAS *et al.*, 2019). Substâncias como codeína, fentanil, cetamina (CET), metadona, 2-etilideno-1,5-dimetil-3,3- difenilpirrolidina (EDDP), oxicodona, tramadol e mepiridina são consideradas algumas das drogas mais prejudiciais devido sua capacidade de sobrecarregar o impulso respiratório, podendo levar a morte ou abstinência devido à dependência neural. Além disso, muitas delas estão associadas a diversos tipos de câncer, como pulmão, oral, bexiga, estômago, laringe e esôfago (KAMIKA *et al.*, 2021).

Campos-Mañas *et al.* (2019) conduziram um estudo com amostras de águas residuais e superficiais do estado de Minnesota (EUA) para detectar opioides. As concentrações destas drogas foram maiores nas estações de tratamento do que em águas superficiais. Tramadol foi o composto com maior concentração detectado em águas superficiais (20,9 – 1640 ng.L⁻¹). A concentração de metadona e seu metabólito EDDP em águas residuais variou entre 26,7 e 82,8 ng.L⁻¹ e 13,5 – 159,2 ng.L⁻¹, respectivamente. Vários opioides foram frequentemente detectados em águas residuais (40 – 88 %), detectado com menos frequência em águas superficiais a jusante (8 a 79 %) e detectado com muito menos frequência em amostras de águas superficiais a montante (8 a 12.5 %) (CAMPOS-MAÑAS *et al.*, 2019).

Em um estudo canadense, Rodayan *et al.* (2015) analisaram 19 opioides e alguns de seus metabólitos em águas superficiais e tratadas para consumo. Codeína (44 ± 3.5 ng.L⁻¹), morfina (6.4 ± 4.1 ng.L⁻¹), CET (15 ± 3.1 ng.L⁻¹), oxicodona (5.1 ± 0.7 ng.L⁻¹) e fentanil (12 ± 1.7 ng.L⁻¹) foram detectados nas amostras de água tratada. Yin *et al.* (2021) avaliaram a toxicocinética de diferentes soluções (0.01, 1 e 100 µg.L⁻¹) de mistura de metanfetamina e cetamina no peixe zebra (*Danio rerio*) durante 14 dias, evidenciando que a bioacumulação destas drogas nos órgãos do animal diminuiu na seguinte ordem: cérebro > fígado > intestino > ovário > músculo. Não foi evidenciada nenhuma mortalidade ou alteração patológica visível no corpo dos peixes, mas os resultados indicaram que o peixe-zebra pode ter sofrido efeitos subletais devido à exposição contínua a estas substâncias. Foi constatada ligeira perda de peso e aumento do cérebro, que pode ter sido causado por edema cerebral (YIN *et al.* 2021).

Jiang *et al.* (2015) demonstraram que um festival de música resultou em uma liberação elevada de CET em águas residuais e superficiais de Taiwan. Estudos têm investigado os efeitos negativos do abuso de CET em doses superclínicas a longo prazo, incluindo estresse oxidativo, comprometimento neurocognitivo, distúrbios comportamentais, anormalidades dependentes da concentração e aumento da mortalidade em mamíferos infectados por endotoxinas (WANG *et al.*, 2020). Cetamina e seu metabólito norcetamina conferiram padrões semelhantes de dose-resposta de mortalidade de *Daphnia magna* após uma exposição de 48 h e exibiram toxicidade aguda na concentração limite de 20 – 30 mg.L⁻¹. Os resultados indicaram um valor LC₅₀ de 30.93 (27.82 – 34.4) mg.L⁻¹ para CET e 25.35 (22.22 – 28.93) mg.L⁻¹ para norcetamina (LI *et al.*, 2017).

Os efeitos a longo prazo da exposição aos opioides nas baixas concentrações normalmente encontradas em águas residuais ou de consumo ainda são pouco compreendidos. Desta forma, mais pesquisas para identificar e quantificar opioides em diferentes matrizes ambientais é essencial para a proteção da qualidade da água e do pescado, e conseqüentemente da saúde humana (KAMIKA *et al.*, 2021).

3.3.2 Drogas de abuso e estimulantes

Drogas ilícitas (DIs) são substâncias que possuem efeito psicoativo e são caracterizadas pelo uso não medicinal, sendo proibidas por lei. O aumento do consumo e a frequente detecção destas drogas no meio ambiente tem gerado preocupação e motivado sua investigação (CAMPESTRINI; JARDIM, 2017). As ETEs possuem eficiência variável na remoção de drogas ilícitas, dependendo das características físico-químicas das moléculas e do tipo de tratamento aplicado. Entretanto, seus resíduos entram no curso urbano de água e podem eventualmente ser encontrados na rede de abastecimento de água potável (DAVOLI *et al.* 2019).

Dentre as principais DIs encontradas em matrizes aquáticas se destacam a benzoilecgonina (BE), cocaína (COC), norcocaína, norbenzoilecgonina, cocaetileno, anfetamina, metanfetamina, 3,4-metilenodioximetanfetamina (MDMA), 3,4-metilenodioxianfetamina (MDA) e canabinoides (HOW; EL-DIN, 2021). Devido sua polaridade geralmente média/alta, espera-se que esses compostos permaneçam na fase aquosa do meio. Por essa razão, a maioria dos estudos realizados até o momento se concentrou em matrizes de água. No entanto, algumas dessas substâncias, como os canabinoides e a metadona,

possuem propriedades hidrofóbicas ($\log K_{ow} > 3$), que os tornam suscetíveis a adsorver em matrizes sólidas ricas em matéria orgânica (LÓPEZ-GARCÍA *et al.*, 2021).

Estima-se que o número de usuários globais de COC seja de cerca de 20 milhões e que a combinação de características físicas, juntamente com a localização e alto índice de urbanização, fez da América do Sul um grande mercado consumidor e uma via importante de produção desta substância (UNODC, 2021a). Após o consumo, esta droga é rapidamente metabolizada pelo fígado e excretada pela urina principalmente como BE (35 – 55 %) e COC (1 – 9 %) (KRISHNAN *et al.*, 2023).

Huerta-Fontanela *et al.* (2008) publicaram uma das primeiras evidências da presença de DIs em água potável destinada ao consumo humano, na Espanha. Dos diversos Dis estudados, apenas o BE foi encontrado em níveis acima do limite de detecção do método (LOD), que foi de 0.04 ng.L⁻¹. Com base nas concentrações detectadas e na toxicidade associada ao BE, os autores concluíram que, assumindo uma ingestão de 2 L de água por dia durante 70 anos, a dose ingerida seria 20 vezes menor do que uma dose única de COC e, desta forma, nenhum efeito tóxico poderia ser esperado.

Estudo realizado por Campestrini e Jardim (2017) investigou os níveis de COC e BE presentes na água potável de cinco cidades do estado de São Paulo, Brasil. Os resultados indicaram a presença dessas substâncias em todas as amostras analisadas, sendo que as concentrações de COC variaram de 6 a 22 ng.L⁻¹, enquanto as concentrações de BE ficaram em torno de 10 e 652 ng.L⁻¹. Fontes *et al.* (2021) analisaram a água da Baía de Santos, São Paulo, e detectaram COC e BE em todas as amostras, com concentrações variando entre 1.91 ng.L⁻¹ a 12.52 ng.L⁻¹ e 9.88 ng.L⁻¹ a 28.53 ng.L⁻¹, respectivamente. Os autores também avaliaram a presença destas drogas em mexilhões da região, e COC foi detectada em todas as amostras variando de 0.914 µg.kg⁻¹ a 4,58 µg.kg⁻¹, enquanto BE não foi detectado. O estudo de Miller *et al.* (2019) evidenciou o acúmulo de COC no crustáceo *Gammarus pulex* em uma concentração média de 5.9 ± 4.3 ng.g⁻¹ (máx. 30.8 ng.g⁻¹). Davoli *et al.* (2019) sugerem que embora a maioria dos estudos de avaliação de risco de saúde tenham mostrado riscos insignificantes para a saúde humana no consumo ao longo da vida, ainda sim devemos considerar estas drogas como poluentes ambientais onipresentes.

Os canabinoides são uma classe de compostos orgânicos encontrados em plantas do gênero *Cannabis*, sendo o Δ^9 -tetraidrocanabinol (THC) e o canabidiol (CBD) os principais constituintes (CHEN *et al.*, 2021). A recente legalização, em alguns países, de produtos que contém estas substâncias têm gerado preocupações quanto à liberação de seus metabólitos nos sistemas aquáticos, uma vez que ainda há informações limitadas sobre seus impactos ambientais

(LÓPEZ-GARCÍA *et al.*, 2021). Após a inalação, o THC entra rapidamente na corrente sanguínea através dos pulmões e é metabolizado em 11-hidroxi- Δ 9-tetraidrocanabinol (THC-OH) pelo fígado. O THC-OH é então convertido em 11-nor-9-carboxi- Δ 9-tetraidrocanabinol (THC-COOH), que é excretado na urina e fezes humanas (HOW; EL-DIN, 2021).

Valcárcel *et al.* (2012) investigaram a ocorrência de DIs e seus metabólitos em águas superficiais e canalizadas da bacia do rio Tejo no centro da Espanha. Em relação aos canabinoides, THC e THC-OH não foram detectados nas amostras do rio, enquanto THC-COOH foi detectado em apenas um ponto de amostragem, na concentração de 6.51 ng.L⁻¹. Já nas amostras de estações de tratamento de água potável, THC e THC-OH foram detectados apenas uma vez nas concentrações de 5.5 e 0.49 ng.L⁻¹, respectivamente. Os autores atribuíram as baixas frequências de detecção dessas substâncias na água pelo seu alto potencial de partição em sólidos ($\log K_{ow} > 5$).

A toxicidade de THC-COOH em mexilhões-zebra (*Dreissena polymorpha*) foi testada por Parolini *et al.* (2017) em três concentrações (100, 500 e 1000 ng.L⁻¹). Embora o estudo tenha mostrado que apenas a maior concentração causou estresse oxidativo nos organismos, todas as três concentrações resultaram em aumento da fragmentação do DNA, sem causar dano genético específico. Além disso, o uso da maconha, principal droga proveniente da *Cannabis*, é associado a infertilidade masculina através da perturbação do equilíbrio do sistema endocanabinoide (DU PLESSIS *et al.*, 2015). González-Mariño *et al.* (2013) utilizaram a ferramenta Toxicity Estimation Software Tool (TEST), desenvolvida pela USEPA, para prever a toxicidade dos subprodutos do THC-COOH. De acordo com os resultados obtidos, a toxicidade dos subprodutos foi igual ou superior à do próprio THC-COOH. A LC₅₀ de *Daphnia magna* prevista para o THC-COOH foi de 62 μ g.L⁻¹, enquanto a dos subprodutos variou de 6 a 67 μ g.L⁻¹. How e El-Din (2020) sugerem que, devido aos resultados contraditórios de vários estudos, não é possível chegar a uma conclusão clara sobre os impactos ambientais e de saúde dos canabinoides. Por esse motivo, seria necessário realizar mais pesquisas sobre sua toxicidade a fim de avaliar melhor seus fatores de risco, seus metabólitos no meio ambiente e risco à saúde humana.

Um dos estimulantes mais consumidos pela população é a cafeína (CAF) (BACHMANN *et al.*, 2021), um alcaloide com capacidade de estimular o sistema nervoso, promovendo um estado de alerta temporário. É um composto naturalmente presente em algumas bebidas, como café, chá, guaraná e bebidas energéticas, além de poder ser encontrada em alguns produtos farmacêuticos, incluindo analgésicos, antigripais e inibidores de apetite (MARSON *et al.*, 2022). CAF tem sido identificada como um indicador químico de

contaminação antropogênica. De fato, estudos realizados em regiões altamente urbanizadas do Brasil encontraram níveis elevados de CAF em amostras ambientais, variando de 84 a 24.961 ng.L⁻¹ (CHAVES *et al.*, 2020). No estudo de Alves *et al.* (2022), CAF foi a substância com maior frequência de detecção, estando presente em 100 % das amostras, com uma concentração máxima de 743 ng.L⁻¹. Santos-Silva *et al.* (2018) observaram que os mecanismos envolvidos na biotransformação de CAF na espécie de peixe *Prochilodus lineatus* podem causar alterações cerebrais e provocar aumento no fígado. Koroša *et al.* (2020) verificaram que CAF apresentou baixa capacidade de sorção em sedimento. Os mesmos resultados foram reportados por Kiecak *et al.* (2019) em experimento com diferentes tipos de sedimentos, onde a sorção para CAF foi desprezível. Além disso, estes autores descobriram que os fatores cruciais que afetam a sorção de CAF são a capacidade de troca catiônica e a área de superfície específica em diferentes tipos de sedimentos (KIECAK *et al.*, 2019). Adicionalmente, na bacia do Rio Nairóbi, localizada no Quênia, outros estimulantes como a nicotina e seu principal metabólito cotinina foram frequentemente detectados (81.5 % e 78 %, respectivamente). Os autores sugerem que as grandes áreas destinadas ao cultivo de café e a presença de fábricas de tabaco na zona industrial de Nairobi, podem contribuir para a ocorrência desses compostos em águas superficiais (BAGNIS *et al.*, 2020).

3.3.3 Produtos de cuidado pessoal (PCPs)

A crescente demanda por produtos de cuidado pessoal (PCP) resulta numa grande liberação de substâncias químicas provenientes de cosméticos, fragrâncias, antioxidantes, repelentes e protetores solares no meio ambiente (KAVITHA, 2022; LUO *et al.*, 2023). Após atingirem os sistemas aquáticos, os PCPs podem sofrer partição na água, em sedimentos ou até mesmo na biota de alguns organismos, dependendo das suas propriedades físico-químicas (NAWAZ; SENGUPTA, 2019).

Em 2021 o Brasil lançou 7.368 novos produtos de higiene pessoal, perfumaria e cosméticos, ultrapassando a China e conquistando o segundo lugar no ranking mundial (ABIHPEC, 2022). Este cenário remete a reflexões quanto a contaminação ambiental, principalmente em regiões onde há maior densidade populacional como Sudeste e Sul, visto que muitos destes produtos têm efeito negativo comprovado em animais aquáticos, mesmo em concentrações muito pequenas (SENGAR; VIJAYANANDAN, 2022). Os PCPs podem agir como compostos desreguladores endócrinos (CDE), induzindo efeitos ecotoxicológicos em

animais aquáticos. Além disso, misturas complexas com outros contaminantes e alguns metais podem desencadear um efeito sinérgico, tornando esta questão ainda mais preocupante (CHAVES *et al.*, 2020).

3.3.3.1 Filtros UV

A conscientização sobre os efeitos nocivos da radiação solar tem levado ao aumento do uso de filtros ultravioleta (UV) nos últimos tempos. Estes compostos são comumente adicionados em PCPs, tais como protetores solares, produtos de maquiagem, bálsamos pós-barba, shampoos e sprays de cabelo (OUBAHMANE *et al.*, 2023). Compostos aromáticos conjugados com grupos carbonílicos, como a benzofenona-3 (BP3), etilhexil metoxicinamato (EHMC), octocrileno (OC), 4-metilbenzilideno cânfora (4MBC), salicilato de etilhexil (EHS), são os ingredientes ativos mais utilizados em filtros UV (CUNHA *et al.*, 2022). Estas moléculas podem entrar no ambiente aquático de duas formas: diretamente, através da lavagem da pele durante atividades recreativas, e indiretamente, por meio do lançamento de efluentes, tratados ou não, que são descarregados em rios (HUANG *et al.*, 2021). Em organismos aquáticos, estes compostos podem ser absorvidos de duas maneiras: por absorção direta através do contato direto com as moléculas pelas superfícies respiratórias e dérmicas, e por absorção indireta, que está relacionada à alimentação. A absorção direta pode levar à bioacumulação, enquanto a absorção indireta envolve processos de biomagnificação (CADENA-AIZAGA *et al.*, 2022).

Muitas das moléculas encontradas em filtros UV apresentam um $\log K_{ow}$ variando de 2 a 6. Devido a estes valores mais altos, estas moléculas podem se acumular na biota marinha (HUANG *et al.*, 2021). O Centro Comum de Pesquisa da União Europeia recomenda que substâncias com $\log K_{ow} > 5$ sejam preferencialmente monitoradas em sedimentos ou material particulado em suspensão (MPS), enquanto aquelas com $\log K_{ow} < 3$, na água. Para substâncias com $\log K_{ow}$ entre 3 e 5, a escolha de sedimento ou MPS é opcional, dependendo do grau de contaminação. O controle da biota também é recomendado para substâncias com potencial de acumulação através das cadeias alimentares, expondo os principais predadores através de sua dieta (CORTES *et al.*, 2020).

A maioria dessas substâncias não sofre fotodegradação significativa após a exposição à luz ultravioleta, o que as torna uma classe importante de contaminantes emergentes (OUBAHMANE *et al.*, 2023). Muitos destes compostos atuam como disruptores endócrinos e já foram detectados em diversas regiões, como o estuário Vitoriano na Austrália (ALLINSON *et al.*, 2018) e o estuário do Rio Pearl na China (HUANG *et al.*, 2016). Cunha *et al.* (2022)

detectaram com maior frequência EHS e EHMC em águas dos Rios Tejo e Douro, em Portugal, em concentrações variando de 0.058 a 0.470 ng.mL⁻¹ e 0.061 a 0.539 ng.mL⁻¹, respectivamente. Além disso, foi evidenciado que a presença de filtros UV nos sedimentos dos dois estuários foi mais elevada durante o inverno, enquanto na água as concentrações foram maiores no verão.

Araújo *et al.* (2018) observaram baixa mortalidade de larvas de *Solea senegalensis* expostas a 0.439 mg.L⁻¹ de 4-MBC, porém malformações foram observadas na incubação em concentrações > 0.439 mg.L⁻¹. Efeitos no comprimento foram mínimos, sendo observados em incubação com concentrações entre 0.229 e 0.360 mg.L⁻¹. Paredes *et al.* (2014) determinaram a EC₅₀ de *Mytilus Galloprovincialis* expostos a 3 filtros UVs. 4-MBC se mostrou como o mais tóxico (EC₅₀ 587.17 µg.L⁻¹), seguido por EHMC (EC₅₀ 3118.19 µg.L⁻¹) e BP-3 (EC₅₀ 3472.59 µg.L⁻¹).

Gago (2013) detectou traços de resíduos de diferentes filtros UV em sedimentos fluviais (até em 95 % das amostras), alguns em concentrações muito altas, como OC (870 ng.g⁻¹ base seca). Além disso, as concentrações de BP-3, OC e EHMC em peixes de rio variaram de 2.7 até 241.7 ng.g⁻¹ de peso seco. Este autor também constatou a presença de filtros UV em botos marinhos em até 70 % das amostras (89 – 782 ng.g⁻¹ base úmida), sugerindo que as estações de tratamento de águas residuais urbanas têm capacidade limitada para filtrar filtros UV (GAGO, 2013). Huang *et al.* (2021) apresentam estudos quanto à toxicidade de alguns filtros UVs. BP-3 aumentou o dano ao DNA em células epiteliais de mama humana *in vitro* e BP-3 e 4-MBC aumentaram o processo de apoptose de células nervosas, sendo considerados como possíveis fatores na patogênese de doenças neurodegenerativas. Estudos *in vivo* relataram que BP-3 causou morte, diminuição da eclosão e má formação no estágio inicial de desenvolvimento do peixe-zebra nas concentrações de 0.004 a 0.11 mM. Efeitos neurotóxicos causados por concentrações ambientais (10 µg.L⁻¹) de BP-3 em embriões de peixe-zebra foram observados, provocando diminuição do crescimento axonal e da proliferação celular e aumento da apoptose celular em larvas (HUANG *et al.*, 2021). Considerando o exposto, a avaliação destes CECs em pescado para consumo se torna relevante do ponto de vista toxicológico.

3.3.4 Compostos disruptores endócrinos (CDE)

Esta categoria de contaminante é composta por agentes exógenos que interferem na síntese, secreção, transporte, ligação, ação ou eliminação dos hormônios naturais do organismo que são responsáveis pela manutenção da homeostase, reprodução, desenvolvimento e/ou comportamento (USEPA, 2002). São exemplos de CDEs hormônios naturais e sintéticos,

alquifenóis, retardantes de chama bromados, bisfenol A, ftalatos, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e bifenilas policloradas (POYNTON; VULPE, 2009; RICHARDSON; KIMURA, 2016).

A devida atenção ao impacto destas substâncias no meio ambiente foi dada por volta dos anos 90, quando a presença de hormônios naturais e sintéticos presentes em ETEs foi relacionada com a alteração na reprodução de peixes expostos aos efluentes (PURDOM *et al.* 1994; DESBROW *et al.*, 1998). Uma vez que estes compostos são fisiologicamente ativos mesmo em baixas concentrações (MONTAGNER *et al.*, 2017), o estudo sobre sua presença em animais que são consumidos pelo homem torna-se essencial para garantir a segurança da população, evitando possíveis efeitos negativos à saúde (PIVETTA; GASTALDINI, 2019).

Torres *et al.* (2015) detectaram estriol, estrona, progesterona, 17β -estradiol, e 17α -etinilestradiol em amostras de água de superfície é tratada na região do rio Piracicaba (SP), e as maiores concentrações encontradas para estes hormônios foram 90, 28, 26, 137 e 194 ng.L^{-1} , respectivamente. A presença de 17α -etinilestradiol no ambiente aquático pode ocasionar a chamada cascata trófica, onde ao perturbar um nível trófico, consequências nos demais níveis serão notadas (CARPENTER *et al.*, 1985; GHISELLI; JARDIM, 2007). Estudos revelam que a exposição de diferentes organismos frente aos interferentes endócrinos levaram à ocorrência de efeitos como a feminização de peixes (MILLA *et al.*, 2011), alterações no desenvolvimento de moluscos e anfíbios (OEHLMANN *et al.*, 2000; HAYES *et al.*, 2010) e o desenvolvimento anormal de órgãos em diferentes organismos aquáticos (PICKERING; SUMPTER, 2003).

3.3.5 Substâncias per e polifluoroalquil (PFAS)

As substâncias per e polifluoroalquil (PFAS) são compostos químicos com uma cadeia de carbono fluorada funcionalizada com uma porção de ácido carboxílico ou sulfônico, o que lhes confere propriedades físico-químicas distintas (CARA *et al.*, 2022). Estes compostos possuem uma forte ligação covalente entre carbono e flúor, fazendo com que sejam quimicamente e fisicamente estáveis, além de apresentarem uma natureza anfifílica. Devido à sua estabilidade à degradação, os PFAS representam um alto risco para o meio ambiente, pois podem se acumular no solo, no ar e na água (DI GIORGI *et al.*, 2023).

Os ácidos perfluoroalquil (PFAA), como os ácidos perfluorossulfônicos (PFSA), incluindo o ácido perfluorooctanossulfônico (PFOS), e os ácidos perfluorocarboxílicos (PFCA), incluindo o ácido perfluorooctanóico (PFOA), são algumas das moléculas mais básicas da classe dos PFAS (ITRC, 2020). Esses compostos são encontrados em diversas fontes

no meio ambiente, como espuma de combate a incêndios, biossólidos usados na agricultura, lixiviados de aterros sanitários, ETEs, descarga de fábricas de fluoropolímeros, embalagens de alimentos, cosméticos, produtos farmacêuticos, eletrônicos, inseticidas e tintas (CARA *et al.*, 2022). Alguns PFAS podem ter uma meia-vida de anos no ambiente, isso significa que estes compostos são altamente persistentes e acumulativos (NICOLE, 2020).

A diversidade de PFAS e seus comportamentos químicos únicos, juntamente com sua característica anfífila, tornam a remoção destes compostos durante o tratamento de águas residuais um desafio. As águas residuais são uma importante fonte destes contaminantes, podendo afetar tanto águas superficiais quanto subterrâneas (O'CONNOR *et al.*, 2022). Em águas doces, altas concentrações de PFAS estão frequentemente associadas a atividades industriais (RÜDEL *et al.*, 2022). A biomagnificação destes compostos na biota aquática é uma preocupação crescente, pois pode resultar em envenenamento secundário de predadores de topo, incluindo humanos. Isso ocorre porque os PFAS tendem a se acumular nos tecidos de animais e se tornam mais concentrados à medida que são transferidos para predadores maiores na cadeia alimentar (CARA *et al.*, 2022).

De acordo com a pesquisa realizada na França por Denys *et al.* (2014), o consumo de peixes de água doce contribui para as concentrações internas de vários tipos de PFAS em humanos, incluindo PFOS, PFNA (ácido perfluorononanoico), PFHxS (ácido perfluorohexano sulfônico), PFHpS (ácido perfluoroheptano sulfônico) e PFDA (ácido perfluorodecano sulfônico). No estudo conduzido por Rüdél *et al.* (2022), foi verificado que, dos 22 tipos de PFAS analisados, 16 foram encontrados em pelo menos uma amostra de filé ou peixe inteiro, sendo o PFOS o mais comum. Os pesquisadores sugerem que PFAS com cadeia mais curta ou que sejam apenas polifluorados não são significativamente bioacumulados em peixes, e que as concentrações de PFAS nestes organismos são influenciadas por diversos fatores, como a espécie, o habitat, a dieta e a idade (RÜDEL *et al.*, 2022). Estes e outros estudos têm demonstrado que o consumo de peixe é uma das principais vias de exposição humana aos PFAS, bem como a ingestão de água potável e a inalação de poeira (CARA *et al.*, 2022).

A Diretiva do Quadro Europeu de Água da União Europeia estabelece que certos padrões de qualidade ambiental, conhecidos como EQS (Environmental Quality Standards), devem ser cumpridos para peixes que contenham certas substâncias acumulativas (EC, 2014). Estas substâncias devem ter suas concentrações determinadas no filé, tendo em vista que podem representar uma importante fonte direta de exposição aos humanos, e no peixe inteiro, levando em consideração o risco para a fauna (EC, 2014). No caso dos PFOS, por exemplo, o EQS correspondente para peixes baseado na saúde humana é de $9.1 \mu\text{g.kg}^{-1}$ (massa úmida), enquanto

o padrão de qualidade da vida selvagem correspondente é de 33 $\mu\text{g.kg}^{-1}$ (massa úmida) (EC, 2014).

3.4 Métodos de extração e análises de CECs

O Brasil, juntamente com Estados Unidos, França e Alemanha, é um dos maiores consumidores de fármacos do mundo (AUS DER BEEK *et al.*, 2016). Esse fato estabelece a presença de resíduos de antibióticos em alimentos e no meio ambiente como uma questão importante para a pesquisa científica no país. Além disso, a análise de CECs é uma tarefa desafiadora. Embora as concentrações de CECs no ambiente geralmente estejam em níveis traço e ultra-traço ($\mu\text{g.L}^{-1}$ e ng.L^{-1}), sua entrada contínua ao longo do tempo pode resultar no acúmulo desses compostos em organismos terrestres e aquáticos, podendo causar efeitos desconhecidos na saúde humana, além de contribuir para a resistência bacteriana (STARLING *et al.*, 2019).

Para identificar e quantificar compostos em níveis traço e ultra-traço, são necessários sistemas de pré-concentração e técnicas altamente sensíveis, como a cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massas (LC-MS/MS). Atualmente, o estado da arte para a determinação de CECs é o uso da espectrometria de massa de alta resolução, que possibilita uma identificação inequívoca em análises direcionadas e não direcionadas (CABALLERO-CASERO *et al.*, 2021). As metodologias analíticas multi-resíduos estão se tornando ferramentas essenciais, pois fornecem um maior conhecimento sobre a contaminação de um determinado bioma, ao mesmo tempo em que reduzem o tempo total de análise, amostragem de campo e custos (OMAR *et al.*, 2017). Estas metodologias são excelentes pois, dependendo da velocidade de varredura e do tempo de retenção, geralmente é possível analisar entre 150 e 200 compostos utilizando um método cromatográfico dedicado em LC-MS/MS no modo de monitoramento de reações múltiplas (MRM) (ARSAND *et al.*, 2018).

As principais técnicas de extração utilizadas para a determinação de CECs em amostras provenientes de diferentes localidades de ETEs e seus arredores, são a extração assistida por ultrassom, extração por líquido pressurizado (PLE – do inglês *pressurized liquid extraction*) e extração em fase sólida (SPE – do inglês *solid phase extraction*). Essas metodologias têm sido amplamente adotadas nos últimos anos para a extração de diversas classes de CECs de amostras líquidas, semi-sólidas e sólidas (MARTÍN-POZO *et al.*, 2019). Quanto às técnicas instrumentais selecionadas para a análise de amostras de CECs, a cromatografia líquida e gasosa acoplada à espectrometria de massas (LC e GC) são as mais utilizadas. A PLE seguida pela

medição LC-MS/MS é a escolha mais comum para muitos autores na detecção de CECs, devido à natureza geralmente polar desses compostos.

A técnica de PLE utiliza solventes líquidos convencionais em altas pressões para alcançar temperaturas acima de seu ponto de ebulição normal. Isso aumenta a solubilidade e a taxa de transferência de massa dos analitos, permitindo uma frequência analítica maior com menor quantidade de solvente. Ao longo das últimas décadas, PLE se tornou uma estratégia popular na preparação de amostras, sendo capaz de extrair contaminantes em matrizes sólidas. Além disso, esta técnica apresenta um alto nível de automação e capacidade de realizar múltiplas extrações simultaneamente (ANDREU *et al.*, 2019).

A Extração Assistida por Ultrassom (UAE – do inglês *ultrasound assisted extraction*) é um método que utiliza a energia do ultrassom em meios líquidos, sendo atribuído o seu maior impacto à cavitação acústica, um efeito que gera inúmeras bolhas, resultando na erosão mecânica de sólidos e na ruptura de partículas. O uso de ultrassom tem se tornado uma alternativa cada vez mais popular para extração "verde". Assim como na extração PLE, esse método requer baixos volumes de solvente de extração e tempo de extração reduzido. Enquanto o banho ultrassônico é a fonte mais comumente disponível e econômica de radiação ultrassônica, um sistema mais eficiente é a sonda cilíndrica utilizada para a sonicação de amostras (ALBERO *et al.*, 2019).

SPE é um método amplamente utilizado na preparação de amostras, permitindo a análise de diversos resíduos de compostos com uma ampla gama de propriedades físico-químicas e polaridades. Embora SPE seja considerado uma técnica de extração, em matrizes complexas que contenham diversos CECs como água, por exemplo, ele pode ser empregado como um procedimento subsequente para fins de limpeza. As três classes de sorventes disponíveis (fase reversa, fase normal ou sorventes de modo misto) são aplicadas em colunas ou cartuchos para limpar extratos de CECs. A aplicação de um procedimento de limpeza adicional, como o uso de cartuchos específicos, pode reduzir a interferência da matriz, proporcionando uma purificação eficaz e uma melhor seleção dos analitos-alvo (MARTÍN-POZO *et al.*, 2019). As capacidades de extrair uma grande variedade de compostos com diversas propriedades físico-químicas fazem da extração por SPE a opção preferida para a análise de CECs, permitindo a detecção de vários resíduos de compostos. O SPE é uma técnica altamente versátil e apresenta as melhores recuperações gerais na extração de analitos com uma ampla gama de polaridades (JANK *et al.*, 2014). Os resultados de recuperação podem variar dependendo da metodologia utilizada, devido à diversidade de classes químicas entre os CECs selecionados e às diferenças entre os métodos de extração empregados. Em termos gerais, os melhores protocolos de extração para a avaliação de CECs

são proporcionados pela maioria das técnicas estudadas, incluindo SPE, PLE e extração assistida por ultrassom (MARTÍN-POZO *et al.*, 2019).

4 MATERIAL E MÉTODOS

4.1 Materiais, reagentes, padrões e soluções

Todos os solventes utilizados foram de grau cromatográfico e os reagentes de grau analítico. Acetona, acetonitrila (ACN), Metanol (MeOH) foram fornecidos por JT Baker Chemical Co. (Phillipsburg, EUA). O ácido acético (AA) e o ácido fórmico (FA) foram fornecidos pela Tedia Co. (Fairfield, EUA) e o acetato de amônio foi adquirido da Sigma Aldrich Co. (St Louis, EUA). Água ultrapura (tipo I) (resistividade mínima 18.2 MΩ cm) foi obtida de um sistema de purificação Millipore Milli-Q[®] (Molsheim, França).

Todos os padrões analíticos de fármacos e contaminantes apresentavam alta pureza (≥ 95 % de pureza) e foram fornecidos pela Dr. Ehrenstorfer GmbH (Augsburg, Alemanha) ou Sigma-Aldrich (St. Louis, EUA), com exceção de halquinol e tiamulina fornecidos pela Farmabase (Jaguariúna, Brasil); zilpaterol por Toronto Research Chemicals Inc. (North York, Canadá) e ractopamina por Eli Lilly and Company (Indianápolis, EUA). A lista completa de analitos é apresentada na Tabela 1.

A solução de acetato de amônio foi preparada a 100 mmol.L⁻¹. A solução extratora de metanol:água foi preparada 90:10, v/v, respectivamente, acidificada com 0.1 % de ácido fórmico. A fase móvel A (água) e a fase móvel B (metanol) foram preparadas com 0.1 % de ácido acético e 5 mmol.L⁻¹ de acetato de amônio. Os solventes utilizados para preparar as soluções estoque de padrões foram descritos anteriormente (HOFF *et al.*, 2020). Devido às características das propriedades das espécies químicas envolvidas, diferentes solventes foram utilizados. Todas as soluções estoque dos padrões de medicamentos foram preparadas separadamente a 1000 µg.mL⁻¹ (HOFF *et al.*, 2020). A solução mix de fortificação para todos os analitos foi preparada a 2 µg.mL⁻¹ diluindo as alíquotas das soluções estoque dos padrões com ACN. A solução mix de fortificação de padrões internos foi preparada a 4 µg.mL⁻¹ e também, diluindo as soluções estoque dos padrões internos com ACN. Todas as soluções de estoque dos padrões de medicamentos e as soluções mix de fortificação dos padrões foram armazenados a -20 ± 3 °C.

Para o ensaio de extração por fase sólida (SPE – do inglês *solid-phase extraction*), Cartuchos Strata-X[®] SPE (6 mL, 200 mg, 30 µm) foram obtidos da Phenomenex. Para os métodos “EDGE”, foi utilizado o *Q-Cup*[®] (CEM Corporation, Matthews, EUA), que foi montado com um disco de filtração do tipo C1 (*Q-Discs*[®], CEM Corporation). Os sólidos

dispersores utilizados foram *Q-matrix*[®] (CEM Corporation, Matthews, EUA) e terra diatomácea obtida da Honeywell (Charlotte, EUA).

4.2 Amostras

Os pontos de amostragem foram selecionados com base na proximidade de assentamentos humanos, áreas turísticas e locais de despejo de resíduos. A localização geográfica dos pontos amostrados está ilustrada na Figura 2. As amostras de água foram coletadas na Lagoa de Evapoinfiltração (LEvap) e em diferentes pontos da região da Lagoa da Conceição (n = 27) nos meses de dezembro de 2022, fevereiro e abril de 2023. Essas amostras foram armazenadas em garrafas de vidro âmbar de 1 L. Para as amostras de sedimento (n = 24), foram coletadas duplicatas em cada um dos pontos e armazenadas em tubos de polipropileno de 50 mL. Em relação às análises de biota, espécies de pescado (n = 22), principalmente peixes *Eugerres brasilianus* e crustáceos *Callinectes danae*, foram coletadas por pescadores artesanais na Lagoa da Conceição. Todas as amostras de água e sedimento foram mantidas em refrigeradores a 4 °C, enquanto as amostras de pescado foram armazenadas em freezer a -20 °C, aguardando a realização das análises.

Figura 2: Pontos amostrais de coleta de água e sedimento na Lagoa da Conceição.



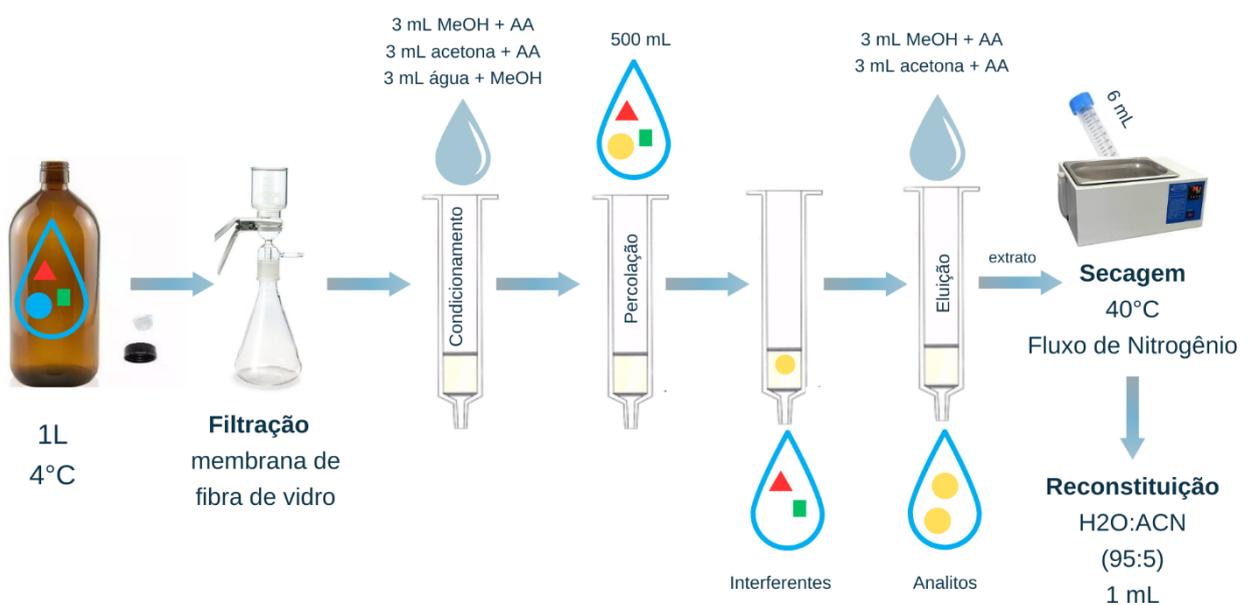
Fonte: Adaptado de Google maps (Google, 2023).

4.3 Preparo das amostras

4.3.1 Água

Inicialmente, antes do procedimento de extração em fase sólida (SPE), as amostras de água foram decantadas no próprio frasco de coleta, e posteriormente foram transferidas para um béquer de 1 L e filtradas num sistema de filtração à vácuo usando uma membrana de fibra de vidro 1.2 μm . Após a filtração da amostra, foram realizados os procedimentos da extração por SPE, conforme o método reportado anteriormente por Jank *et al.* (2014), com modificações (figura 3). Em resumo, os cartuchos SPE Strata-X[®] foram primeiramente condicionados com 3 mL de MeOH com 50 mM L⁻¹ de AA, 3 mL de acetona com 50 mM L⁻¹ de AA e 3 mL de água com 5% de MeOH em uma vazão de aproximadamente 5 mL min⁻¹. Após a adição da amostra (500 mL) e a eluição da mesma, o cartucho foi seco por 5 minutos em vácuo. A eluição final para coleta do extrato foi feita com 3 mL de MeOH com 50 mM de AA, seguida por 3 mL de acetona com 50 mM de AA. O extrato coletado foi seco usando um banho-maria a 40 °C sob um suave fluxo de nitrogênio. O extrato foi reconstituído com H₂O:ACN (95:5) para um volume final de 1 mL. Uma alíquota de 200 μL foi dispensada em frasco de vidro de borossilicato contendo *insert* para injetar no sistema LC-MS/MS.

Figura 3: Processo de preparo e extração em SPE de amostras de água.



Fonte: A autora (2023).

4.3.1 Sedimento

As amostras de sedimentos foram coletadas seguindo o protocolo geral para análise de contaminantes orgânicos em sedimentos de rios e lagos (BARBIERI *et al.*, 2019) (figura 4). Inicialmente, as amostras de sedimento foram homogeneizadas e secas em estufa com circulação de ar forçado a 60 °C. Aproximadamente 100 g de amostra foram distribuídos em placas de petri para facilitar a secagem. Após o período de secagem, as amostras foram fragmentadas utilizando um moedor com pistilo de cerâmica e, em seguida, peneiradas através de uma malha de 200 mesh para obter o material particulado fino. Para a extração das amostras de sedimento, foram utilizadas células de extração por líquido pressurizado (Q-Cup®) contendo um filtro de celulose C1. Cada célula de extração foi inserida no equipamento (EDGE) e as amostras foram extraídas com uma mistura de metanol:diclorometano (1:1) usando 10 mL de líquido pressurizado. No primeiro ciclo de extração, 20 mL de solvente foram adicionados à parte superior da célula, mantendo em 100 °C por dois minutos. Em seguida, a amostra foi lavada com mais 15 mL de solvente a 150 °C por 20 segundos, resultando em um extrato líquido de aproximadamente 35 mL. Esse extrato foi evaporado até a secura utilizando um banho-maria a 40 °C sob um suave fluxo de nitrogênio. Posteriormente, o extrato foi redissolvido em 1 mL da fase móvel B e desengordurado por meio da separação das fases líquidas com 1 mL de hexano. Após a separação das fases com hexano, foram retirados 200 µL da fração inferior, que foram transferidos para um frasco de vidro de borossilicato contendo um *insert* de volume de 200 µL para injeção no sistema LC-MS/MS.

Figura 4: Processo de preparo e extração de amostras de sedimento.



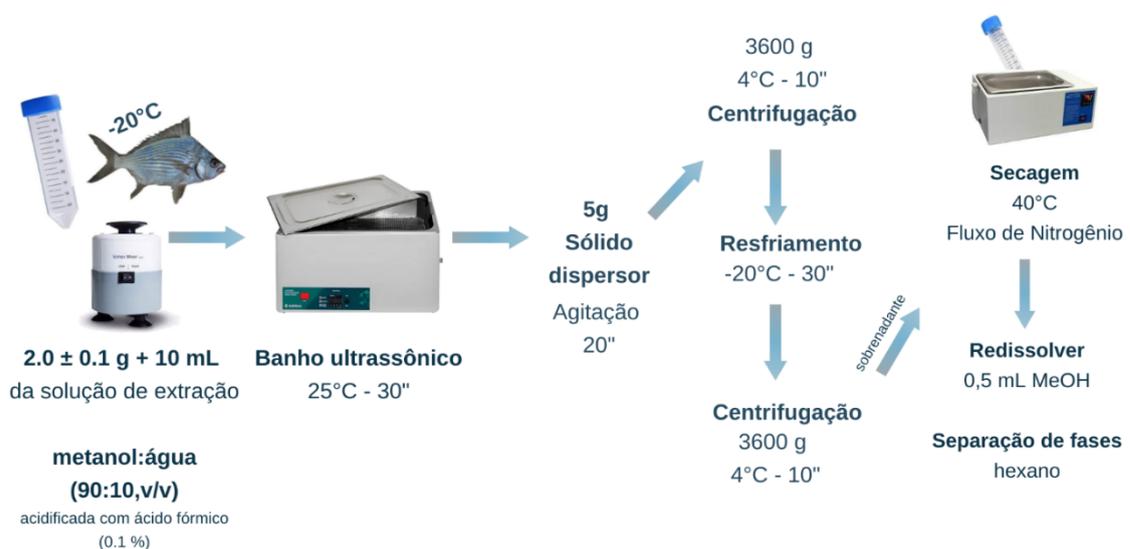
Fonte: A autora (2023).

4.3.2 Pescado

As amostras de pescado foram extraídas utilizando o método de extração sólido-líquido assistida por ultrassom com uma solução extratora de metanol:água (90:10, v/v) acidificada com ácido fórmico a 0.1 %, conforme descrito por HOFF *et al.*, (2020), com algumas modificações (figura 5). Cada amostra de pescado (2.0 ± 0.1 g), foi colocada em tubos de centrífuga de polipropileno de 50 mL, aos quais foram adicionados 10 mL da solução de extração. Os tubos foram agitados vigorosamente em um agitador de vórtice por aproximadamente 20 segundos. Em seguida, os tubos foram colocados em um banho ultrassônico (60 kHz) em temperatura ambiente por 30 minutos. Após o processo de ultrassom, cerca de 5 g do dispersor sólido Q- matrix® foram adicionados aos tubos e agitados em uma mesa agitadora a 180 rpm por 20 minutos.

Após a etapa de agitação, foi realizada uma sequência de precipitação do material particulado sólido. Primeiramente, as amostras foram centrifugadas a 3600 g por 10 minutos a 4 °C. Em seguida, o extrato foi resfriado em um freezer a -20 °C por 30 minutos e submetido a uma nova centrifugação a 3600 g por 10 minutos a 4 °C. Após a limpeza do extrato, o sobrenadante foi transferido para outro tubo de centrífuga de 50 mL e evaporado até a secura utilizando um banho-maria a 40 °C sob um suave fluxo de nitrogênio. Por fim, o extrato foi redissolvido em 0.5 mL da fase móvel B e desengordurado separando as fases líquidas com 0.5 mL de hexano. Após a separação das fases com hexano, as alíquotas dos extratos (200 µL da fração inferior) foram dispensadas em frascos de vidro de borossilicato contendo *insert* e injetadas no sistema LC-MS/MS.

Figura 5: sso de preparo e extração de amostras de pescado.



4.4 Análise por LC-MS/MS

As análises de LC-MS/MS foram realizadas usando os cromatógrafos 1290 Infinity (Agilent Technologies, Waldbronn, Alemanha) e ExionLC (AB Sciex LLC, Framingham, EUA) acoplados aos espectrômetros de massa híbrido triplo quadrupolo-linear ion trap QTRAP[®] 5500 (AB Sciex LLC, Framingham, EUA), com fonte de ionização eletrospray usada nas polaridades positiva (ESI⁺) e negativa (ESI⁻). Os softwares Analyst 1.6.2 e MultQuant (Sciex, Foster City, CA) foram utilizados para aquisição e processamento dos dados.

A separação cromatográfica de fase reversa foi obtida em uma coluna C₁₈ LUNA (50 mm × 2.0 mm; 3.0 μm de diâmetro de partícula e 100 Å de tamanho de poro) com uma coluna de guarda C₁₈ (4.0 mm × 3.0 mm) da Phenomenex (Torrance, CA, EUA). O gradiente de eluição foi ajustado para 95 % A (1 – 8 min), 10 % A (8 – 12 min) e 95 % A (13 – 17 min), mais 2 minutos entre as injeções para o equilíbrio do sistema nas mesmas condições iniciais. O volume de injeção foi ajustado para 10 μL e o fluxo foi de 0.3 m.min⁻¹. A coluna foi mantida a 40 °C. As condições cromatográficas foram estabelecidas conforme descrito por Jank *et al.*, (2014) e Hoff *et al.*, (2020).

Os parâmetros de ionização no espectrômetro de massa foram os seguintes: voltagem de íon spray (IS): 4500 V; gás de cortina: 20 psi; gás nebulizador (GS1): 45 psi; gás auxiliar (GS2): 45 psi; temperatura da fonte: 500 °C. Nitrogênio foi usado para nebulização e colisão. Os parâmetros de espectrometria de massa específicos do analito foram otimizados em relatórios anteriores (HOFF *et al.*, 2020) e foram confirmados para aplicação pelo presente método. A aquisição foi realizada no modo de monitoramento de reação selecionado (SRM), a fim de obter um número suficiente (≥ 2) de pontos de quantificação para confirmação de cada analito. A Tabela 2 mostra os parâmetros otimizados para cada analito, incluindo os valores de potencial de desagrupamento (DP), potencial de entrada (EP), energia de colisão (CE) e potencial de saída da célula de colisão (CXP), modo da fonte, bem como os dois m/z monitorados para cada analito em termos de quantificação e confirmação de acordo com as otimizações descritas.

Tabela 1: Classificação química e/ou farmacológica dos analitos e parâmetros de espectrometria de massa para todos os analitos avaliados.

#	Nome do composto	Modo ESI	Íon precursor	Transição de quantificação	Transição de confirmação	DP (V) Q/C	CE (V) Q/C	CXP (V) Q/C	Classe	Modo de análise
1	1-(3-clorofenil) piperazina	+	197	154	118	71	29	10/8	Drogas ilícitas	triagem
2	3,4-metilenodioximetanfetamina	+	194	163	105	51	19	10/6	Drogas ilícitas	triagem
3	3,4-metilenodioxianfetamina	+	180	105	133	36	33	6/8	Drogas ilícitas	triagem
4	4-metilaminoantipirina	+	218	56	97	50	19/15	15	NSAIDs	triagem
5	5,7-halquinol	+	214	150	179	101	39/35	10	Antibacterianos	alvo
6	5-halquinol	+	180	145	117	41	33/39	6/14	Antibacterianos	alvo
7	5-hidroxicloflunixinina	-	311	267	227	50	22/32	15	NSAIDs	alvo
8	Abamectina	+	890.4	567.3	305.3	96	22/28	34	Anti-helmínticos	alvo
9	Acebutolol	+	337.2	116.0	218.0	60	29/33	10/16	β -bloqueadores	triagem
10	Acepromazina	+	327.4	86	254	60	23/39	8/14	Sedativos	triagem
11	Acetaminofeno	+	152	110	65 – 93	11	21/41 - 29	16/16 - 18	Analgésicos	triagem
12	Alprazolam	+	309	281	205	101	33/53	14/12	Benzodiazepínicos	alvo
13	Amoxicilina	+	366	349	114 – 208	46	11/25 - 17	16/8 - 10	Antibióticos	alvo
14	Anfetamina	+	136	91	119	80	20	6/8	Drogas ilícitas	triagem
15	Ampicilina	+	350	106	160 – 114	56	35/19 - 37	28/16 - 54	Antibióticos	alvo
16	Amprolio	+	243	150	94	66	17	8	Antiprotzoários	triagem
17	Atenolol	+	267	145	190	60	37/25	20/12	β -bloqueadores	triagem
18	Azaperol	+	330	149	109	60	33/71	12/10	Sedativos	triagem
19	Azaperona	+	328	123	121	60	45/29	10	Sedativos	triagem
20	Azitromicina	+	749.5	158	116	271	51/61	24/14	Antibióticos	alvo
21	Benzoilecgonina	+	290	273	169	46	9/21	16/14	Drogas ilícitas	triagem
22	Betametasona	+	393.2	373	355 – 237	111	13/15 - 31	48/36 - 26	Glicocorticoides	triagem
23	Betaxolol	+	308.3	116	98	60	25/29	10/8	β -bloqueadores	triagem

24	Bezafibrato	+	363	91	159 – 129	71	33/23 - 35	28/46 - 10	Antilipêmicos	alvo
25	Bisoprolol	+	326.2	116	147	60	23/31	8/12	β-bloqueadores	triagem
26	Bromazepam	+	318	209	182	76	37	12/16	Benzodiazepinas	triagem
27	Bromexina	+	377	114	264	16	25/35	21	Mucolíticos	alvo
28	Cafeína	+	195	138	110 – 53	11	27/33 - 91	8/12 - 8	Estimulantes	alvo
29	Canabinol	+	311	223	293	81	31	12/24	Drogas ilícitas	triagem
30	Carazolol	+	299	116	222	60,0	25	10/18	β-bloqueadores	triagem
31	Carbadox	+	263	231	90	126/131	17/43	14/36	Antibióticos	alvo
32	Carprofeno	-	272	228	226	50	18/38	15	NSAIDs	triagem
33	Carvedilol	+	408	100	225	60	35/31	8/16	β-bloqueadores	triagem
34	Cefalexina	+	455	323	155.7 – 97	141	13/23 - 75	4/44 - 0	Antibióticos	triagem
35	Cloranfenicol	-	321	152	257	85	24/16	9/13	Antibióticos	alvo
36	Clorpromazina	+	319	86	214	60,0	25/53	12/26	Sedativos	triagem
37	Clortetraciclina	+	479	444	462.2	101	31/29	50/18	Antibióticos	alvo
38	Ciprofloxacino	+	332	314	288.2	50	25/23	32/34	Antibióticos	alvo
39	Clindamicina	+	425.3	126	377.3	136/151	35/23	12/40	Antibióticos	alvo
40	Clonazepam	+	316	270	214	61	37/53	20/16	Benzodiazepínicos	alvo
41	Clopidol	+	192	101	87	50	35/39	8	Antiplaquetários	alvo
42	Cocaína	+	304	182	82	71	27	12/4	Drogas ilícitas	triagem
43	Codeína	+	300	152	115	116	85	10/6	Opioides	triagem
44	Danofloxacino	+	358.4	340.3	96.2	120/50	46/30	10/15	Antibióticos	alvo
45	Decoquinato	+	418	372.2	204	50	31/55	24/14	Anticoccidianos	alvo
46	Dexametasona	+	393	372.6	355 – 91	71	13/19 - 87	26/20 - 12	Glicocorticoides	alvo
48	Diaveridina	+	261.3	245	123	50	35/29	12/10	Antiprotozoários	alvo
49	Diazepam	+	285	257	193	116/131	17/31	14/12	Benzodiazepinas	alvo
50	Diclazuril	-	405	336	334	50	26/28	15/25	Anticoccidianos	alvo
51	Diclofenaco	+	296	214	215 – 151	86	51/27 - 85	14/46 - 26	NSAIDs	alvo
52	Dietilpropiona	+	206	105	100	76	31	6/8	Estimulantes	triagem
53	Difloxacino	+	400	356	299	50	31/39	24/30	Antibióticos	alvo

54	Dinofistoxina-1	-	817.4	255	563.3 – 151	270	62/58 - 62	15/25 - 9	Biotoxinas marinhas	alvo
55	Ácido domoico	+	312	266	159 - 248.2	51	21/31	12/10	Biotoxinas marinhas	alvo
56	Doramectina	+	916.5	331.3	593.3	66	30/19	12/26	Anti-helmínticos	alvo
57	Doxiciclina	+	445	154	428	126/131	27/15	18/54	Antibióticos	alvo
58	Metiléster ecgonina	+	200	182	82	61	25	14/14	Drogas ilícitas	triagem
59	Enrofloxacina	+	360	245.2	316.3	120	46	10	Antibióticos	alvo
60	Eprinomectina	+	914.5	186	154.2	76	29/50	16/4	Anti-helmínticos	alvo
61	Eritromicina	+	734.3	576.5	158	101	27/37	26/10	Antibióticos	alvo
62	Estrona	+	284	57	74 - 243.3	1	45/29 - 11	20/10 - 44	Estrogênios	alvo
63	Etopabato	+	238	206	136	50	13/35	16/12	Anticoccidianos	alvo
64	Etinilestradiol	+	297	253	207 – 148	91	15/35 - 35	10/18 - 18	Estrogênios	alvo
65	Fenbendazol	+	300	159	268.2	156/161	47/31	20	Anti-helmínticos	alvo
66	Fenofibrato	+	360	342	116 - 88	101	13/21 - 39	16/10 - 10	Antilipêmicos	alvo
67	Femproporex	+	189	119	91	101	15	6/8	Estimulantes	triagem
68	Florfenicol	-	356.2	336	185	120	14/28	7/15	Antibióticos	alvo
69	Flumequina	+	262.3	244	202.3	50	21/43	36/28	Antibióticos	alvo
70	Flunitrazepam	+	314	268	239	86	37	20/18	Benzodiazepínicos	triagem
71	Flunixinina meglumina	-	295	251	209	50	24/42	15	NSAIDs	triagem
72	Furaltadona	+	325	100	252	106	31/23	8/12	Antibióticos	alvo
73	Furazolidona	+	226	122.2	139	166/176	29/21	8/6	Antibióticos	alvo
74	Gentamicina	+	478	157	160 – 139	276	27/31 - 45	8/10 - 8	Antibióticos	triagem
75	Heroína	+	370	268	165	101	39	12/16	Drogas ilícitas	triagem
76	Ibuprofeno	+	207	137	189 - 91	11	27/21 - 49	4/10 - 16	NSAIDs	alvo
77	Indometacina	+	358	139	111	50	21/61	15	NSAIDs	triagem
78	Ivermectina	+	892.5	307.3	569.4	71	33/24	34/20	Anti-helmínticos	alvo
79	Quetamina	+	238	125	207	36	39	8/12	Sedativos	triagem
80	Cetoconazol	+	255	209	105 – 194	176	21/35 - 27	40/54 - 10	Antifúngico	alvo
81	Labetalol	+	329.2	162	294	60	33/25	12/14	β-bloqueadores	triagem
82	Lasalocida	+	608.3	573	555	50	19/23	16/26	Antibacterianos	alvo

83	Levamisol	+	205	171	91	70	31/47	20	Anti-helmínticos	alvo
84	Lincomicina	+	407	126	359	11	37/23	16/14	Antibióticos	alvo
85	Lorazepam	+	321	275	229	61	31	22/18	Benzodiazepínicos	triagem
86	Maduramicina	+	934.4	629.3	647.3	120	46	10	Antiprotozoários	alvo
87	Mebendazol	+	296	264	105	136	31/45	20	Anti-helmínticos	alvo
88	Medroxiprogesterona	+	347	155.3	67	1	21/39	8/14	Progestógeno	alvo
89	Ácido mefenâmico	-	240	196	192	50	22/32	15	NSAIDs	triagem
90	Melamina	+	127	85	68	136	25/37	14/28	Contaminantes	alvo
91	Meloxicam	+	352.4	165	194 - 81	71	13/15 - 27	12/2 - 48	NSAIDs	alvo
92	Metadona	+	310	265	223	56	21	16/18	Opioides	triagem
93	Metanfetamina	+	150	119	91	46	17	6/8	Drogas ilícitas	triagem
94	Metil-1-(1,3-benzodioxol-5-il)-2-butanamina	+	208	135	177	51	25	10/12	Drogas ilícitas	triagem
95	Metilenedioxietilamfetamina	+	208	163	105	46	19	10/6	Drogas ilícitas	triagem
96	Metilfenidato	+	234	84	91	46	29	6/14	Estimulantes	triagem
97	Metoprolol	+	268	116	159	60	25/29	10/22	β -bloqueadores	triagem
98	Midazolam	+	326	291	249	121	39	22/18	Benzodiazepinas	triagem
99	Nitrazepam	+	282	236	180	111	35	18/14	Benzodiazepinas	triagem
100	Monensina	+	688.3	635	461	50	21/33	8/20	Antibacterianos	alvo
101	Morfina	+	286	152	128	116	79	10/8	Opioides	triagem
102	Moxidectina	+	640.4	528	498.3	76	13	30/28	Anti-helmínticos	alvo
103	Nadolol	+	309.7	254	201	60	23/29	18/12	β -bloqueadores	triagem
104	Naproxeno	+	230	57	189 - 58	6	27/9 - 27	12/12 - 6	NSAIDs	alvo
105	Narasina	+	782.4	747.3	729.3	50/120	27/46	20/10	Antibacterianos	alvo
106	Nebivolol	+	406	151	103	60	39/79	12,0	β -bloqueadores	triagem
107	Nicarbazina	-	301	107	137	50	50/18	15/13	Anticoccidianos	alvo
108	Nimesulida	-	307	229	228.5	50	26	15	NSAIDs	triagem
109	Nitrofurantoína	-	237	152	194	25	16/14	9/13	Antibióticos	alvo
110	Nitrofuril	-	197	80	150	5	12/10	5/9	Antibióticos	alvo

111	Nordazepam	+	271	165	140	86	41	10/12	Benzodiazepinas	triagem
112	Norfloxacino	+	320	276.3	233	50	25/33	30/26	Antibióticos	alvo
113	Ácido ocadaico-dinófisetoxina-2	-	803.5	255	113 - 151	120	62/60 - 119	2/2 - 14	Biotoxinas marinhas	alvo
114	Olaquinox	+	264	143	102	81	29	10	Antibióticos	alvo
115	Oxacilina	+	402	160	243 - 114	101	13/13 - 55	40/52 - 54	Antibióticos	triagem
116	Oxazepam	+	287	269	241	71	21	16/20	Benzodiazepinas	triagem
117	Oxibendazol	+	252	220	178	70	25/37	20	Anti-helmínticos	alvo
118	Oxitetraciclina	+	461	426.3	444.3	76	29/23	16	Antibióticos	alvo
119	Penbutolol	+	292	236	133	60,0	21/33	26/18	β -bloqueadores	triagem
120	Fenilbutazona	-	307	279	131	50	24/28	15	NSAIDs	triagem
121	Fenitoína	+	253.3	182	103 - 197	66	31/51 - 51	16/10 - 10	Anticonvulsivos	alvo
122	Pindolol	+	249	116	172	60,0	23,0	10/14	β -bloqueadores	triagem
123	Piroxicam	+	332	95	121	50,0	23/25	15,0	NSAIDs	triagem
124	Praziquantel	+	312.6	203.3	174 - 132	70	23/39 - 43	20	Anti-helmínticos	alvo
125	Prednisolona	+	359.3	147	170.7 - 91	66	37/47 - 63	16/34 - 32	Glicocorticoides	alvo
126	Prednisona	+	359	237	147.3 - 267	116,0	29/25 - 29	24,0	Glicocorticoides	triagem
127	Propranolol	+	260	116	183	60,0	25/29	48/24	β -bloqueadores	triagem
128	Propifenazona	+	231	189	77	50,0	27/69	15,0	NSAIDs	triagem
129	Quetiapina	+	384	253	221	116	31/51	12	Antipsicóticos	alvo
130	Ractopamina	+	302	164	121	161	21/29	8	Agonistas adrenérgicos	alvo
131	Robenidina	+	334	111	138	50	61/33	10	Anticoccidianos	alvo
132	Salbutamol	+	240	148	222	61	25/15	10/12	Agonistas adrenérgicos	alvo
133	Ácido salicílico	-	138	60	108 - 94	45	20/22 - 24	3/5 - 17	NSAIDs	alvo
134	Salinomicina	+	768.4	733.3	715	50	25/33	36/30	Antibacterianos	alvo
135	Sarafloxacina	+	386	342	299	50	29/37	24/30	Antibióticos	alvo
136	Saxitoxina	+	300	179	148 - 186	70,0	33/35	10,0	Biotoxinas marinhas	alvo
137	Semduramicina	+	890.4	629.3	647.3	50	35/27	8/18	Antiprotozoários	alvo
138	Sertralina	+	306.0	159.0	275 - 123	11	31/17 - 71	10/12 - 20	Antidepressivos	alvo

139	Sotalol	+	273.1	133.0	213	60	35/23	12/16	β -bloqueadores	triagem
140	Espiramicina	+	843.4	174.1	83	81	40	12/10	Antibióticos	alvo
141	Sulfaclozina	+	285.0	108.0	156	50	35	14	Antibióticos	alvo
142	Sulfadiazina	+	251.2	156.1	108	50	23/31	10/14	Antibióticos	alvo
143	Sulfadimetoxina	+	311.2	156.1	156	50	10	31/39	Antibióticos	alvo
144	Sulfadoxina	+	311.2	108.2	156	50	10	35/27	Antibióticos	alvo
145	Sulfamerazina	+	265.0	156.0	108	50	25	14	Antibióticos	alvo
146	Sulfametazina	+	279.2	108.0	156	50	29/13	10/28	Antibióticos	alvo
147	Sulfametoxazol	+	254.2	156.1	108	50	21/33	12/22	Antibióticos	alvo
148	Sulfapiridina	+	250.1	156.0	108	50	23/33	10/46	Antibióticos	alvo
149	Sulfaquinoxalina	+	301.2	156.2	108	50	21/37	10/24	Antibióticos	alvo
150	Sulfatiazol	+	256.1	156.1	108	50	21/39	10/28	Antibióticos	alvo
151	Sulfisoxazol	+	268.1	112.8	156	31	20	10	Antibióticos	alvo
152	Temazepam	+	301	283	255	71	21	20/22	Benzodiazepinas	triagem
153	Tetraciclina	+	445.1	410.0	427 - 154	126	31/29-25	48/16-30	Antibióticos	alvo
154	THC (tetrahydrocannabinol)	+	315	193	259	71	33	15/18	Drogas ilícitas	triagem
155	Tiamfenicol	-	353.9	184.9	289.5	45	26/16	13/15	Antibióticos	alvo
156	Tiamulina	+	494.2	192.1	119	96	29/53	10/8	Antibióticos	alvo
157	Tilmicosina	+	869.4	696.4	88	101	57/119	32/10	Antibióticos	alvo
158	Ácido tolfenâmico	-	259.9	216.0		55	20	15	NSAIDs	triagem
159	Toltrazuril	-	424.1	42.0	-	50	20	21	Anticoccidianos	alvo
160	Tramadol	+	264	246	58	61	17	8/20	Opioides	triagem
161	Triamcinolona	+	395.3	375.2	357 - 225	106/120	13/50	44/15	Glicocorticoides	triagem
162	Trimetoprima	+	291	230	275	50	31/35	34/30	Antibióticos	alvo
163	Tilosina	+	916.4	174	772.5	81	47/43	12/34	Antibióticos	alvo
164	Xilazina	+	221	90	164	60	29/33	10/14	Sedativos	triagem
165	Zilpaterol	+	262	244	185	51	17/33	12	Agonistas adrenérgicos	alvo

Legenda: ESI: do inglês *electrospray ionization*, ou Ionização por eletrospray ; DP: do inglês *declustering potential*, ou potencial de separação, em Volts; CE: do inglês *collision energy*, ou energia de colisão, em Volts; CXP: do inglês *cell exit potential*, ou potencial de membrana, em Volts; Q/C: Transição de qualificação/confirmações de transição; alvo:

analito monitorado usando parâmetros cromatográficos e espectrometria de massa, com padrões analíticos previamente adquiridos.; triagem: análise exploratória de suspeita, usando parâmetros cromatográficos e de espectrometria de massa previamente adquiridos, sem padrões analíticos; NSAIDs: anti inflamatórios não esteróides.

Fonte: A autora, (2023)

5 RESULTADOS E DISCUSSÃO

5.1 Ocorrência qualitativa de contaminantes emergentes

Os resultados da avaliação qualitativa, utilizando o método de triagem para contaminantes emergentes estão apresentados na Tabela 2 (água e sedimento) e Tabela 3 (pescado), destacando apenas os analitos detectados. Muitos dos analitos investigados não foram detectados inicialmente em nenhuma das matrizes avaliadas. No entanto, um total de 35 CECs foram detectados e identificados sem ambiguidade, incluindo compostos originais e metabólitos de anti-inflamatórios, antibióticos, antidepressivos, sedativos, estimulantes e até mesmo drogas de abuso. Todos os analitos detectados atenderam aos principais parâmetros de avaliação de confirmação de identidade, apresentando pelo menos dois fragmentos de m/z de íons mais intensos (íon de confirmação e íon de quantificação), com variação de tempo de retenção ≤ 0.1 segundos, erro de massa de ≤ 5 mDa e uma relação sinal/ruído satisfatório (≥ 10). No entanto, é importante ressaltar que avaliações utilizando padrões analíticos dos respectivos compostos detectados são necessárias para confirmar, de maneira inquestionável, a presença ou ausência desses compostos nas amostras avaliadas.

Um total de 202 observações foram obtidas dos diferentes compostos nas amostras de água, sedimento e pescado. Grande parte desses compostos são frequentemente utilizados pela população (PIVETTA; GASTALDINI, 2019), como NSAIDs (ácido mefenâmico, DCF, prednisolona), beta-bloqueadores (propranolol, metoprolol e bisoprolol), antibióticos (AZI, ERI, LIN, CIP, CLI, tiamulina, SUT e TMP). Além dos CFAs, também foram detectados compostos estimulantes, como CAF, dietilpropim e metilfenidato, bem como drogas de abuso (BE, COC e canabidiol).

Os compostos que mais se destacaram entre as amostras foram DCF e SER, com 34 e 32 observações respectivamente, seguidos por nitrazepam, CAF, CLI, BE, nimesulida, piroxicam, azeperol e temazepam, com 15, 15, 11, 10, 10, 7, 7 e 7 observações, respectivamente (Tabela 2 e 3). A matriz que registrou maior quantidade de CECs foi a água ($n = 26$), seguida pelas amostras de sedimento ($n = 15$) e pescado ($n = 12$). Esses resultados são interessantes, pois podem indicar uma capacidade de interação e transferência de certos contaminantes entre as diferentes matrizes ambientais de uma mesma região, como a Lagoa da Conceição (Florianópolis – Brasil).

Tabela 2: Analitos detectados em amostra de água e sedimento da Lagoa da Conceição.

Classe	Analito	AN	ALEvap	SLEvap	ALC1	SLC1	ALC2	SLC2	ALC3	SLC3	ALC4	SLC4	ALC5	SLC5	ALC6	SLC6	ALC7	SLC7
Antibiótico	Azitromicina	-	D	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Ciprofloxacino	-	D	D	-	-	-	D	-	-	-	-	-	-	-	D	-	-
	Clindamicina	D	D	D	D	-	D	-	D	D	-	D	D	-	-	-	D	D
	Eritromicina	-	D	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Lincomicina	-	D	-	-	-	-	-	-	D	-	-	-	-	-	-	-	-
	Sulfametoxazol	-	D	-	D	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Trimetropim	-	D	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Anti-inflamatório	Ácido mefenâmico	-	D	-	-	-	-	-	D	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Diclofenaco	D	D	D	D	-	D	D	D	D	D	D	D	D	-	D	-	D
	Nimesulida	-	D	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	Piroxicam	D	D	-	D	D	-	-	D	D	-	-	D	-	-	-	-	-
Antidepressivo	Setralina	-	-	D	-	D	D	D	-	D	D	D	D	D	D	-	-	-
	Ansiolítico	Alprazolam	-	-	-	-	-	-	-	-	D	-	-	-	-	-	-	-
Clonazepam		-	-	-	-	-	-	-	-	D	-	-	D	-	-	-	-	
Flunitrazepam		-	D	-	-	-	-	-	-	D	-	-	-	-	-	-	-	
Sedativo	Azeperol	-	D	-	D	-	D	-	D	-	D	-	D	-	D	-	-	
	Azeperona	-	D	-	D	-	-	-	D	-	D	-	D	-	D	-	-	
Opioides	Cetamina	-	D	-	-	-	-	-	D	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Tramadol	-	D	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Codeína	-	-	-	-	-	-	-	-	D	-	-	-	-	-	-	-	
Drogas de abuso	Benzoilecgonina	D	D	-	D	D	D	-	D	D	D	-	-	-	D	-	D	
	Cocaína	-	-	-	-	-	-	-	-	D	-	-	-	-	-	-	-	
Estimulante	Cafeína	D	D	D	-	D	D	D	D	D	-	D	D	D	D	D	D	
	Metilfenidato	-	D	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Dietilpropiona	-	D	-	-	-	-	-	-	D	-	-	-	-	D	-	-	
β-bloqueadores	Bisoprolol	-	D	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Metoprolol	-	D	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
	Propranolol	-	D	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Analgésico	Acetaminofeno	-	-	-	-	-	D	D	D	D	-	-	-	D	-	-	-	

Legenda: A: água; S: sedimento; D: detectado; N: Nascente; LEvap: Lagoa de evapoinfiltração; LC1: Canto da Lagoa; LC2: Centro; LC3: Avenida das rendeiras; LC4: Barra da Lagoa; LC5: Foz do Rio Vermelho; LC6: Morro dos Macacos; LC7: Costa da Lagoa; Limite de detecção água: 0,5 µg/L; Limite de detecção sedimento: 0,5 µg/Kg; -: não detectado.

Fonte: A autora, (2023).

Tabela 3: Frequência de analitos detectados em amostra de pescado (n = 22) da Lagoa da Conceição.

Classe	Analito	Pescado
Anti-inflamatório	Diclofenaco	21/22
	Nimesulida	10/22
	Prednisolona	1/22
Antidepressivo	Setralina	22/22
Ansiolítico	Nitrazepam	15/22
	Temazepam	7/22
Antilipêmico	Bezafibrato	3/22
Opioide	Morfina	1/22
	Tramadol	2/22
	Codeína	1/22
Drogas de abuso	Canabidiol	1/22
	Cocaína	2/22

Fonte: A autora, (2023).

Os dados apresentados para as amostras de água corroboram com estudos realizados anteriormente no Brasil (MARSON *et al.*, 2022), nos quais também foi comprovada a presença de compostos que podem ser considerados preocupantes em amostras de lagos e rios. O ponto que apresentou a maior incidência de CECs na água foi o LEvap (n =23), evidenciando o acúmulo destes compostos na saída da ETE da região. Outros pontos que apresentaram maior quantidade de detecções de CECs na água foram LC3 (n = 9) e LC5 (n =8). Estas duas regiões estão entre as que apresentam maior crescimento populacional até 2050na projeção realizada por Campanário (2007). Portanto, a elevada presença de CECs nessasduas regiões pode estar atrelada a grande quantidade de assentamentos humanos. Entretanto, éimportante destacar que houve uma redução de mais de 50% na detecção de CECs na água aocomparar o ponto LEvap com os demais pontos de amostragem. Apesar dessa diminuição, érelevante observar que alguns compostos ainda puderam ser detectados em mais de um ponto.

O elevado número de observações de transições *m/z* específicas de BE em água, com uma incidência maior que 40% nas amostras, requer atenção. BE é um metabólito intimamente relacionado à COC (KRISHNAN *et al.*, 2023), e sua presença com a massa exata e suas respectivas transições *m/z* é um achado relevante. Essa observação também foi levantada por Arsand *et al.* (2018), ao determinar CFAs e pesticidas em água por LC-qTOF-MS (*Quadrupole Time-of-Flight Mass Spectrometry*) onde encontraram e confirmaram a presença de BE em suas amostras. Os autores relataram que, embora não haja evidências confirmatórias para afirmar a presença do metabólito nas amostras, os dados encontrados permitem inferir sua ocorrência

(ARSAND *et al.*, 2018). Nesses casos particulares, apesar de ambas as análises apresentarem alta especificidade, possibilitando a identificação de substâncias por meio da caracterização da massa exata dos analitos de interesse, não se pode negligenciar a possibilidade de interferentes. Portanto, é altamente recomendado o uso de um padrão analítico de BE para corroborar os resultados de detecção nas amostras avaliadas.

Os CECs mais frequentes nas amostras de sedimentos foram CAF, DCF e SER, com CAF sendo detectada em todas as amostras (tabela 2). Kiecak *et al.* (2019) evidenciaram que os fatores que afetam a sorção de CAFs são a capacidade de troca catiônica e a área de superfície do sedimento. De acordo com Dias (2007), os contaminantes distribuem-se heterogeneamente nos sedimentos evidenciando que os manguezais e estuários são constantemente enriquecidos com esses compostos. Além disso, os processos de acumulação dos CECs nos sedimentos do corpo lagunar podem ser influenciados por numerosos fatores, como climatológicos, geográficos, hidrológicos, morfológicos, além de frequência, direção, velocidade e duração de ventos (DIAS, 2007).

Nas amostras de pescado os CECs que apresentaram maior frequência de detecção, estando presentes em mais da metade das amostras, foram SER, DCF e nitrazepam. SER apresenta um forte caráter hidrofóbico ($\log K_{ow}$ 5,51) e foi detectado em todas as amostras de pescado. Sua presença na biota aquática levanta preocupação de possíveis efeitos tóxicos em pescado, pois ela se difunde passivamente através das membranas lipídicas, podendo se acumular em tecidos com alto teor de lipídios, como por exemplo o cérebro (HUBENÁ *et al.*, 2020). Peixes continuamente expostos a SER podem apresentar alterações fisiológicas/comportamentais, como por exemplo a diminuição de tendência de formar cardume (FARIA *et al.*, 2022), o que é preocupante, visto que a maior parte das espécies de peixes de interesse econômico/comercial apresentam esse comportamento (PAIVA; MOTTA, 2000), como é o caso da tainha que migra da costa do Rio Grande do Sul até Santa Catarina no período de desova (de OLIVEIRA; BEMVENUT, 2006).

Embora inicialmente tenham sido detectados 35 analitos dentre os 165 avaliados, os resultados podem evidenciar uma preocupação ambiental significativa. A ocorrência de CECs em rios e lagos pode variar consideravelmente, portanto, é necessário a realização de novos estudos para obter uma compreensão mais aprofundada dos seus mecanismos de propagação, suas concentrações e taxas de ocorrência em diferentes matrizes, bem como estabelecer diretrizes para sua prevenção e/ou eliminação.

5.2 Avaliação quantitativa de contaminantes emergentes

Ao realizar o estudo de ocorrência qualitativa, 12 analitos detectados na etapa de triagem (CAF, CIP, CLI, DCF, ERI, LIN, MXC, PXC, SER, SUT, TMP e AMF), foram selecionados e avaliados utilizando padrões analíticos. Para isso, a mesma abordagem de extração e detecção por LC-MS/MS foi aplicada para obter parâmetros de confirmação e quantificação dos CECs nas mesmas amostras de água, sedimento e pescado. Os resultados da avaliação quantitativa dos contaminantes emergentes estão apresentados na Tabela 4 (água e sedimento) e 5 (pescado).

Tabela 4: Concentração mínima-máxima de analitos quantificados em amostras de água ($\mu\text{g.L}^{-1}$) e sedimento ($\mu\text{g.Kg}^{-1}$) da Lagoa da Conceição.

Ponto de coleta	Mês/Ano de amostragem	Analito											
		AMF	CAF	CIP	CLI	DCF	ERI	LIN	SER	SUT	TMP	PXC	MXC
WN	02/23	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
SN	02/23	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
WLEvap	04/23	ND	< LOQ	ND	< LOQ	ND	ND	ND	ND	< LOQ	< LOQ	ND	ND
SLEvap	12/22	ND	4,23 – 15,03	6,05	6,41 – 7,05	1,36 – 2,2	ND	ND	< LOQ	ND	ND	ND	ND
	02/23	ND	7,8	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	04/23	ND	2,99 – 5,4	ND	ND	1,7	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
WLC 1	04/23	ND	< LOQ	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
SLC 1	12/22	ND	2,61 – 23,7	6,78	ND	10,73	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	02/23	ND	9,2 – 44,17	6,95 – 7,54	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	04/23	ND	3,01 – 7,6	ND	ND	4,79	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
WLC 2	04/23	< LOQ	< LOQ	ND	< LOQ	< LOQ	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
SLC 2	12/22	ND	10,02 – 24,68	3,34 – 6,1	ND	2 – 4,18	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	02/23	ND	26,72 – 31,65	6,8	ND	1,14	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	04/23	3,02	6,05 – 9,55	6,18	ND	1,74	ND	ND	< LOQ	ND	ND	ND	ND
WLC 3	02/23	< LOQ	< LOQ	ND	ND	< LOQ	ND	ND	ND	< LOQ	< LOQ	ND	ND
	04/23	ND	< LOQ	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
SLC 3	12/22	ND	10,41 – 14,91	ND	1,7 – 1,77	1,25	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	02/23	ND	14,56 – 22,26	6,76	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	04/23	1,7	33,52	ND	ND	23,77	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
WLC 4	04/23	ND	< LOQ	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
SLC 4	12/22	ND	21,33 – 55,89	ND	1,77 – 2,06	1,01 – 2,32	ND	ND	< LOQ	ND	ND	ND	ND
WLC 5	04/23	ND	< LOQ	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
SLC 5	12/22	ND	6,21 – 28,85	ND	ND	1,26 – 10,6	ND	ND	< LOQ	ND	ND	ND	ND
	04/23	2,0	7,68 – 9,36	ND	ND	1,76 – 2,34	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
WLC 6	04/23	ND	< LOQ	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
SLC 6	12/22	ND	< LOQ – 19,17	ND	ND	1,73	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	04/23	ND	4,44 – 14,04	6,5	ND	5,36	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
WLC 7	12/22	ND	ND	5,88	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	04/23	ND	< LOQ	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
SLC 7	02/23	ND	13,8 – 16,17	ND	4,45 – 9,99	2,91	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
	04/23	ND	2 – 10,7	ND	ND	4,96	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND

Legenda: W: água; S: sedimento; ND: não detectado; N: Nascente; LEvap: Lagoa de evapoinfiltração; LC1: Canto da Lagoa; LC2: Centro ; LC3: Avenida das rendeiras; LC4: Barra da Lagoa ; LC5: Foz do Rio Vermelho ; LC6: Morro dos Macacos ; LC7: Costa da Lagoa; AMF: acetaminofeno; CAF: cafeína; CIP: ciprofloxacino; CLI: clindamicina; DCF: diclofenaco; ERI: eritromicina; LIN: lincomicina; SER: sertralina; SUT: sulfametoxazol; TMP: trimetropim; PXC: piroxicam; MXC: meloxicam; < LOQ: menor que o limite de quantificação ($1 \mu\text{g.L}^{-1}$ ou $1 \mu\text{g.Kg}^{-1}$); ND: não detectado.

Fonte: A autora, (2023).

Tabela 5: Concentração de analitos quantificados em amostras de pescado ($\mu\text{g.kg}^{-1}$) da Lagoa da Conceição.

Amostra	Analito	
	CIP	SER
P1	ND	< LOQ
P2	2,98	< LOQ
P3	ND	< LOQ
P4	ND	< LOQ
P5	ND	< LOQ
P6	ND	< LOQ
P7	ND	< LOQ
P8	ND	< LOQ
P9	ND	< LOQ
P10	2,96	< LOQ
P11	ND	< LOQ
P12	ND	< LOQ
P13	ND	< LOQ
P14	ND	< LOQ
P15	2,98	< LOQ
P16	ND	< LOQ
P17	ND	< LOQ
P18	2,94	< LOQ
P19	ND	< LOQ
P20	2,97	< LOQ
P21	3,15	< LOQ
P22	4,18	< LOQ

Legenda: CIP: ciprofloxacino; SER: sertralina; ND: não detectado; < LOQ: menor que o limite de quantificação ($1 \mu\text{g.Kg}^{-1}$).

Fonte: A autora, (2023)

Alguns dos analitos detectados na avaliação qualitativa não puderam ser confirmados quando avaliados em conjunto com seus respectivos padrões analíticos característicos. Compostos como ERI, LIN, e PXC, que haviam sido detectados nas amostras anteriormente, não foram confirmados durante o procedimento quantitativo. No entanto, vários compostos apresentaram resultados quantificáveis em concentrações mais baixas, como AMF, CAF, CIP, CLI, DCF e SUT. Além disso, compostos que foram amplamente observados em diferentes amostras, como DCF, SER, CAF, CLI e SUT, também apresentaram uma diminuição na taxa de confirmação em relação às amostras previamente observadas na triagem.

Existem várias razões possíveis para a não quantificação e/ou não confirmação de alguns compostos. Uma das principais causas é a sensibilidade limitada da instrumentação, o que pode levar à exclusão de analitos com intensidade muito baixa durante a etapa de triagem e torná-los não detectáveis na etapa quantitativa (ARSAND *et al.*, 2020). Outra possibilidade está relacionada à metodologia de análise e às otimizações empregadas na cromatografia e na detecção por LC-MS/MS. Isso fica evidente quando certos analitos com características

químicas específicas, geralmente altamente polares e hidrofílicas (como fenóis), não são extraídos ou retidos adequadamente na etapa de extração, eluindo juntamente com a amostra (principalmente, no processo de SPE) (LI *et al.*, 2011). No entanto, outros compostos podem ter sido extraídos e concentrados corretamente na metodologia, mas as condições cromatográficas não são adequadas. Isso se torna desafiador em metodologias que envolvem muitos compostos, pois adequar as condições para todos eles pode ser uma tarefa complexa devido às suas diferentes características intrínsecas (OMAR *et al.*, 2017). Além disso, um analito pode ser retido e concentrado adequadamente durante a separação cromatográfica, mas o método aplicado na instrumentação MS pode não ser suficientemente sensível para permitir sua quantificação nas condições utilizadas (ARSAND *et al.*, 2018). No presente estudo, esse último fato foi considerado para os CECs SER e TMP. Embora esses compostos tenham sido detectados acima do LOD e confirmados com o padrão interno em 27 amostras, não foi possível quantificá-los. Isso ocorreu devido à baixa intensidade do sinal analítico, que ficou abaixo do LOQ, impossibilitando uma avaliação precisa da concentração nas amostras analisadas. No entanto, a presença da SER pôde ser confirmada em 4 amostras de sedimentos (LEvap, LC₂, LC₄, LC₅) e em 22 amostras de pescado. Quanto ao TMP, foi possível confirmar sua presença em duas amostras de água (LEvap, LC₃).

Dentre as amostras que foram quantificadas com o uso de padrões analíticos, aquelas provenientes de sedimentos apresentaram a maior incidência de CECs, especialmente nas regiões LEvap (CAF: 4,23 – 15,03 $\mu\text{g.Kg}^{-1}$; CIP: 6,05 $\mu\text{g.Kg}^{-1}$; CLI: 6,41 – 7,05 $\mu\text{g.Kg}^{-1}$; DCF: 1,36 – 2,2 $\mu\text{g.Kg}^{-1}$) e LC₂ (CAF: 10,02 – 24,68 $\mu\text{g.Kg}^{-1}$; CIP: 3,34 – 6,1 $\mu\text{g.Kg}^{-1}$; DCF: 2 – 4,18 $\mu\text{g.Kg}^{-1}$). CAF foi o CEC que mais se destacou na avaliação quantitativa, estando presente em maior quantidade na matriz sedimentar, podendo chegar até 55,89 $\mu\text{g.Kg}^{-1}$. Este resultado foi de contramão aos estudos realizados por Koroša *et al.* (2020) e Kiecak *et al.* (2019), onde CAF apresentou baixa capacidade de sorção em experimentos com sedimento. No peixe curimatá (*Prochilodus lineatus*) a biotransformação de CAF pode causar alterações cerebrais e provocar aumento no fígado (SANTOS-SILVA *et al.*, 2018). Esse estimulante tem sido identificado como um indicador de contaminação antropogênica em estudos realizados em regiões altamente urbanizadas do Brasil (CHAVES *et al.*, 2020).

O composto AMF pôde ser confirmado e quantificado em duas amostras de água (< LOQ) e em sedimento de três regiões distintas (SLC₂: 3,02 $\mu\text{g.Kg}^{-1}$; SLC₃: 1,7 $\mu\text{g.Kg}^{-1}$; SLC₅: 2 $\mu\text{g.Kg}^{-1}$). DCF foi quantificado em níveis muito baixos apenas em amostras de sedimentos, atingindo o máximo de 23,77 $\mu\text{g.Kg}^{-1}$. Nozaki *et al.* (2023) associaram concentrações elevadas de DCF no plasma

de peixes com níveis significativos desse composto no ambiente aquático, o que não foi possível observar no presente estudo. SUT, um antibiótico amplamente encontrado em água (VÉLEZ *et al.*, 2019), se mostrou abaixo do LOQ em amostras de água do ponto LEvap e LC3, não sendo detectado nos demais pontos. Em outros estudos conduzidos no Brasil, SUT apresentou concentrações de até $0,11 \mu\text{g.L}^{-1}$ em amostras de águas superficiais e potáveis do estado do Rio de Janeiro (MONTEIRO *et al.*, 2018). Já em águas de rio do estado do Rio Grande do Sul, Arsand *et al.* (2020) observaram concentrações próximas a $0,06 \mu\text{g.L}^{-1}$ deste composto. CLI foi quantificada em duas amostras de água abaixo do LOQ (LEvap e LC2) e em quatro amostras de sedimento, variando de 1,7 a $9,99 \mu\text{g.Kg}^{-1}$. CLI foi o segundo CFA com maior risco ambiental ($QR = 7,3$) verificado por Kucharski *et al.* (2022) em amostras de sedimento do Rio Odra (Europa). Os autores afirmam que os compostos de médio e alto risco devem ser tratados como contaminantes ambientais de grande preocupação, cuja presença no meio ambiente deve ser continuamente monitorada de forma rigorosa (KUCHARSKI *et al.*, 2022).

CIP foi quantificado em uma única amostra de água (LC7: $5,88 \mu\text{g.L}^{-1}$) e em amostras de sedimento de 5 pontos (LEvap, LC1, LC2, LC3, LC6), variando de 3,34 a $7,54 \mu\text{g.Kg}^{-1}$, bem como em 7 amostras de pescado em concentrações entre 2,94 e $4,18 \mu\text{g.Kg}^{-1}$ (média = $3,6 \mu\text{g.Kg}^{-1}$). Considerando uma porção de 100g de filé do pescado amostrado, a concentração ingerida por uma pessoa que o consumisse ficaria em torno de 0,36 μg , o que está abaixo da IDA calculada por Sengar e Vijayanandan (2022) de $1,6 \mu\text{g.Kg}^{-1}/\text{dia}$ e pela IN N° 162, de 1 de junho de 2022 ($6,2 \mu\text{g.Kg}^{-1}/\text{dia}$). Entretanto, CIP foi o antibiótico que apresentou maior quociente de risco à saúde humana no estudo destes autores (SENGAR; VIJAYANANDAN, 2022). O uso sub-terapêutico e em grande escala de antibióticos, aliado a eliminação incompleta pelas ETEs, pode levar ao acúmulo desta droga em pescado, acarretando no desenvolvimento de resistência bacteriana, que é preocupante devido às altas taxas de mortalidade quando associadas à patogenicidade bacteriana (DE BRITO, TREVISAN, 2021). Portanto, a presença de CIP em sistemas aquáticos representa uma ameaça potencial para a saúde ambiental e humana (KELLY & BROOKS, 2018).

Os resultados quantitativos obtidos indicam que os CECs corroboraram com a primeira avaliação de triagem dos contaminantes suspeitos. Essa avaliação foi considerada satisfatória, uma vez que além de confirmar a presença de CECs nas amostras, foi possível observar uma incidência de pelo menos 6 CECs nas matrizes analisadas (AMF, $n = 5$; CAF, $n = 28$; CIP, $n = 16$; CLI, $n = 6$; DCF, $n = 18$; SUT, $n = 2$). Além disso, a lipofilicidade dos CECs não pode ser utilizada como um preditor da sua bioacumulação. CIP, por exemplo, que é altamente hidrofílico ($\text{Log Kow } 0,28$), pôde ser quantificado em 7 amostras de pescado e

CAF, que possui um caráter hidrofílico ainda maior (Log Kow 0,07), apresentou uma alta taxa de quantificação em amostras de sedimento.

6 CONCLUSÃO

Trinta e cinco CECs foram detectados inicialmente na triagem das matrizes avaliadas. Considerando os CECs detectados e quantificados (caféina, ciprofloxacino, clindamicina, diclofenaco, sertralina, sulfametoxazol), pôde-se observar sua ocorrência em diferentes nichos ecológicos como água, sedimentos e pescado. A frequência considerável de detecção de diversos CECs pode indicar um risco significativo para a biota estuarina, visto todos os possíveis efeitos toxicológicos descritos na literatura. Entretanto, a partir das concentrações detectadas e quantificadas, nada pode-se inferir sobre a toxicidade dos CECs em humanos que consomem pescado proveniente da região da Lagoa da Conceição, uma vez que os dados sobre sua toxicidade na literatura ainda são pouco descritos e não existe legislação específica que trate destes compostos levando em consideração uma interação sinérgica entre eles. As mudanças sociodemográficas e ambientais aumentam a vulnerabilidade da população frente a exposição aos CECs, destacando a importância da abordagem *One Health* para enfrentar os desafios da saúde pública. É imprescindível tomar medidas proativas para mitigar esses riscos e garantir a preservação e sustentabilidade dos ecossistemas aquáticos. Com base nos resultados preliminares deste estudo, é possível direcionar novas aplicações para avaliar temporalmente as detecções, concentrações e acumulação de CECs nos principais pontos da Lagoa da Conceição. Além disso, é importante ampliar o escopo analítico para avaliar outros CECs, como cosméticos, filtros UV e PFAs, por exemplo. Para isso, será necessário otimizar o processo analítico de preparação, extração e limpeza de amostras, a fim de reduzir interferências na matriz e melhorar a precisão, sensibilidade e recuperação. Essas ações contribuirão para um melhor entendimento dos impactos dos CECs na Lagoa da Conceição e permitirão o desenvolvimento de estratégias efetivas para proteger e preservar esse importante ecossistema.

REFERÊNCIAS

- ABIHPEC. Associação Brasileira da Indústria de Higiene Pessoal, Perfumaria e Cosmético. 2022. **Panorama global de consumo de produtos de Higiene Pessoal, Perfumaria e Cosméticos marcam o primeiro dia da Semana ABIHPEC de Mercado 2022**. Disponível em <https://abihpec.org.br/comunicado/panorama-global-de-consumo-de-produtos-de-higiene-pessoal-perfumaria-e-cosmeticos-marcam-o-primeiro-dia-da-semana-abihpec-de-mercado-2022/>, 2022.
- ALBERO, B.; TADEO, J. L.; PÉREZ, R. A. Ultrasound-assisted extraction of organic contaminants. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 118, p. 739-750, 2019.
- ALI, A. M. *et al.* Detection of PPCPs in marine organisms from contaminated coastal waters of the Saudi Red Sea. **Science of The Total Environment**, 621, 654–662, 2018.
- ALLINSON, M. *et al.* Occurrence and assessment of the risk of ultraviolet filters and light stabilizers in Victorian estuaries. **Environmental Science and Pollution Research**. 25 (12), 12022–12033, 2018.
- ÁLVAREZ-MUÑOZ, D. *et al.* Occurrence of pharmaceuticals and endocrine disrupting compounds in macroalgae, bivalves, and fish from coastal areas in Europe. **Environmental Research**. v. 143, p. 56–64. 2015.
- ALVES, J. A., *et al.* Presence of emerging and conventional contaminants in water sources in the city of Cuiabá (MT): potential sources and damages. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, 27, e40. 2022.
- ANDREU, V.; PICÓ, Y. Pressurized liquid extraction of organic contaminants in environmental and food samples. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 118, p. 709-721, 2019.
- ARAÚJO, M. J. *et al.* Effects of UV filter 4-methylbenzylidene camphor during early development of *Solea senegalensis* Kaup, 1858. **Science of The Total Environment**, v. 628–629, p. 1395–1404, 2018.
- ARCARI, T. L. *et al.* Estimativa de cargas de *e. coli* e análise espaço-temporal na lagoa da conceição, Florianópolis-SC. **Associação Brasileira de Recursos Hídricos**. 2017.
- ARSAND, J. B. *et al.* Transformation products of amoxicillin and ampicillin after photolysis in aqueous matrices: identification and kinetics. **Science of the Total Environment**, v. 642, p. 954–967. 2018.
- ARSAND, J. B. *et al.* Presence of antibiotic resistance genes and its association with antibiotic occurrence in Dilúvio River in southern Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 738, 10 out. 2020.
- AUS DER BEEK, Tim *et al.* Pharmaceuticals in the environment—Global occurrences and perspectives. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 35, n. 4, p. 823-835, 2016.

AUSTIN, T. Ibuprofen exposure in Europe; ePiE as an alternative to costly environmental monitoring. **Environmental Research**, v. 209, 112777. 2022.

AZANU, D. *et al.* Occurrence and risk assessment of antibiotics in water and lettuce in Ghana. **Science of the Total Environment**, v. 622–623, p. 293–305, 1 maio, 2018.

BACHMANN, S. A. L. *et al.* Caffeine removal from aqueous media by adsorption: An overview of adsorbents evolution and the kinetic, equilibrium and thermodynamic studies. **Science of The Total Environment**, v. 767, 144229. 2021

BAGNIS, S. *et al.* Characterization of the Nairobi River catchment impact zone and occurrence of pharmaceuticals: Implications for an impact zone inclusive environmental risk assessment. **Science of The Total Environment**, v. 703, 134925. 2020.

BALAKRISHNA, K. *et al.* A review of the occurrence of pharmaceuticals and personal care products in Indian water bodies. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 137, p. 113–120. 2017.

BARBIERI, M. V. *et al.* A reliable LC-MS/MS-based method for trace level determination of 50 medium to highly polar pesticide residues in sediments and ecological risk assessment. **Analytical and bioanalytical chemistry**, v. 411, p. 7981-7996, 2019.

BARRETT, J. H.; ORTON, D. C. Cod and herring: the archaeology and history of medieval sea fishing. **Oxford: Oxbow Books**, 2016.

BATISTA, B. C. de A. **Uso de medicamentos psicotrópicos por crianças e adolescentes: uma revisão integrativa. 2021.** 47 fl. (Trabalho de Conclusão de Curso – Monografia), Curso de Bacharelado em Farmácia, Centro de Educação e Saúde, Universidade Federal de Campina Grande, Cuité – Paraíba – Brasil, 2021.

BAUDISCH, S. K. *et al.* Emergent contaminants in spring rivers and their relation to the benthic macroinvertebrates. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 27, 2022.

BEAN, T. G. *et al.* Pharmaceuticals in water, fish and osprey nestlings in Delaware River and Bay. **Environmental Pollution**, v. 232, p. 533–545, 1 jan. 2018.

BERENDONK, TU. *et al.* Tackling antibiotic resistance: the environmental framework. **Nature Reviews Microbiology** . v. 13 p. 310-3177, 2015.

BÖGER, B. *et al.* Occurrence of antibiotics and antibiotic resistant bacteria in subtropical urban rivers in Brazil. **Journal of Hazardous Materials**, v. 402, 15 janeiro. 2021.

BOTERO-COY, A. M. *et al.* An investigation into the occurrence and removal of pharmaceuticals in Colombian wastewater. **Science of The Total Environment**, v. 642, p. 842–853. 2018.

BOUCHARD, J. Casting the net: early Atlantic fisheries and colonial expansion, 15-16th centuries. **Tempo**, v. 28, 2022.

BRASIL Lei nº 11.959, 29 de junho de 2009. Dispõe sobre a Política Nacional de Desenvolvimento Sustentável da Aquicultura e da Pesca, regula as atividades pesqueiras, revoga a Lei no 7.679, de 23 de novembro de 1988, e dispositivos do Decreto-Lei no 221, de 28 de fevereiro de 1967, e dá outras providências. **Congresso Nacional**. Brasília, DF, 29 de junho de 2009

BRASIL Instrução normativa - IN nº 162, 1 de julho de 2022. Estabelece a ingestão diária aceitável (IDA), a dose de referência aguda (DRfA) e os limites máximos de resíduos (LMR) para insumos farmacêuticos ativos (IFA) de medicamentos veterinários em alimentos de origem animal. **Diário Oficial da União**. Brasília, DF, 29 de junho de 2009

BROZINSKI, J. M. . The anti-inflammatory drugs diclofenac, naproxen and ibuprofen are found in the bile of wild fish caught downstream of a wastewater treatment plant. **Environmental Science & Technology**, v. 47, p. 342-348, 2013.

BUENO, M.J.M. *et al.* Occurrence of venlafaxine residues and its metabolites in marine mussels at trace levels: development of analytical method and a monitoring program. **analytical and Bioanalytical Chemistry**. v. 406, p. 601–610, 2014.

CABALLERO-CASERO, N. *et al.* Towards harmonised criteria in quality assurance and quality control of suspect and non-target LC-HRMS analytical workflows for screening of emerging contaminants in human biomonitoring. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 136, p. 116201, 2021.

CABRAL, A. *et al.* Implications of poor-regulated wastewater treatment systems in the water quality and nutrient fluxes of a subtropical coastal lagoon. **Regional Studies in Marine Science**, v. 29, 100672, 2019.

CADENA-AIZAGA, M. I. *et al.* Occurrence and bioconcentration of organic UV filters in primary marine consumers. **Microchemical Journal**, v. 181, 107807, 2022.

CAMPANÁRIO, P. Florianópolis: dinâmica demográfica e projeção da população por sexo, grupos etários, distritos e bairros (1950-2050). **Instituto de Planejamento de Florianópolis (IPUF)**. Prefeitura de Florianópolis, 2007.

CAMPANHA, M. B., *et al.* A 3-year study on occurrence of emerging contaminants in an urban stream of São Paulo State of Southeast Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, p. 7936–7947, 2015.

CAMPESTRINI, I., JARDIM, W. F. Occurrence of cocaine and benzoylecgonine in drinking and source water in the São Paulo State region, Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 576, p. 374–380, 2017.

CAMPOS-MAÑAS, M. C. *et al.* Identification of opioids in surface and wastewaters by LC/QTOF-MS using retrospective data analysis. **Science of The Total Environment**, v. 664, p. 874–884, 2019.

CARA, B. *et al.* Bioaccumulation and trophic transfer of perfluorinated alkyl substances (PFAS) in marine biota from the Belgian North Sea: Distribution and human health risk implications. **Environmental Pollution**, v. 311, p. 119907, 2022.

CARVALHO, J. M. P. de. **O peixe nosso de cada dia: o circuito especial produtivo da pesca artesanal na ilha de Santa Catarina**. Tese (doutorado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Programa de Pós-Graduação em Geografia, Florianópolis, 2019.

CHANDE M., I.A. *et al.* Assessment of the impacts of artisanal fishing gears on nearshore fish stocks along coastal waters off the Kilwa–Mafia seascape in Tanzania. **Regional Studies in Marine Science**, v. 27, p. 2352-4855, 2019.

CHAVES, M. de J. S. *et al.* Pharmaceuticals and personal care products in a Brazilian wetland of international importance: Occurrence and environmental risk assessment. **Science of The Total Environment**, v. 734, 139374, 2020.

CHEN B, Y. Y. *et al.* Metagenomic profiles of antibiotic resistance genes (ARGs) between human impacted estuary and deep ocean sediments. **Environmental Science & Technology**, v. 47, p. 12753-12760, 2013.

CHEN, L. *et al.* Occurrence, bioaccumulation and toxicological effect of drugs of abuse in aquatic ecosystem: A review. **Environmental Research**, v. 200, 111362, 2021.

CHITESCU, C. L. *et al.* High sensitive multiresidue analysis of pharmaceuticals and antifungals in surface water using U-HPLC-Q-exactive orbitrap HRMS. application to the danube river basin on the romanian territory. **Science of the Total Environment**, v. 532, p. 501-511, 2015.

CORCORAN, J. *et al.* Effects of the lipid regulating drug clofibrilic acid on PPAR α -regulated gene transcript levels in common carp (*Cyprinus carpio*) at pharmacological and environmental exposure levels. **Aquatic Toxicology**, v. 161, p. 127–137, 2015.

CORREA, S. D. *et al.* **Cartilha Pescarte: uma jornada entre mares**. Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Departamento de Arquitetura e Urbanismo, Florianópolis, 2021.

CORTES, G. *et al.* Selection of substances for the 3rd Watch List under the Water Framework Directive, EUR 30297 EN, **Publications Office of the European Union**, Luxembourg, 2020, ISBN 978-92-76-19425-5, 2020.

CUNHA, S. C. *et al.* Occurrence and seasonal variation of several endocrine disruptor compounds (pesticides, bisphenols, musks and UV-filters) in water and sediments from the estuaries of Tagus and Douro Rivers (NE Atlantic Ocean coast). **Science of The Total Environment**, v. 838, 155814, 2022.

DAVIS, R. B. *et al.* Quantitation and localization of beta-blockers and SSRIs accumulation in fathead minnows by complementary mass spectrometry analyses. **Science of The Total Environment**, 741, 140331, 2020.

DAVOLI, E. *et al.* Illicit drugs in drinking water. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 7, p. 92–97, 2019.

DE BRITO, G. B.; TREVISAN, M. (2021). O uso indevido de antibióticos e o eminente risco de resistência bacteriana. **Revista Artigos.com**, julho. 2021.

DE OLIVEIRA, L. L. D. *et al.* Acute and chronic ecotoxicological effects of four pharmaceuticals drugs on cladoceran *Daphnia magna*. **Drug and Chemical Toxicology**, v. 39, p. 13–21, 2016.

DENYS, S. *et al.* Is the fresh water fish consumption a significant determinant of the internal exposure to perfluoroalkylated substances (PFAS)? **Toxicology Letters**, v. 231, p. 233–238, 2014.

DESBROW, C. E. J. *et al.* (1998). Identification of Estrogenic Chemicals in STW Effluent. Chemical Fractionation and in Vitro Biological Screening.

DIAS, J. K. **Proposta de compartimentação da lagoa da conceição, Florianópolis, SC, através de parâmetros físico-químicos**. Tese (doutorado) – Universidade Federal de Santa Catarina, centro tecnológico, Programa de pós-graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2007.

DI GIORGI, A. *et al.* Analysis of perfluoroalkyl substances (PFAS) in conventional and unconventional matrices: Clinical outcomes. **Journal of Pharmaceutical and Biomedical Analysis Open**, v. 1, 100002, 2023.

DU PLESSIS, S. S. *et al.* Marijuana, phytocannabinoids, the endocannabinoid system, and male fertility. **Journal of assisted reproduction and genetics**, v. 32, p. 1575–1588, 2015.

DUARTE, I. A *et al.* Bioconcentration of neuroactive pharmaceuticals in fish: Relation to lipophilicity, experimental design and toxicity in the aquatic environment. **Science of The Total Environment**, v. 812, 152543, 2022.

EBELE, A. J. *et al.* Occurrence, seasonal variation and human exposure to pharmaceuticals and personal care products in surface water, groundwater and drinking water in Lagos State, Nigeria. **Emerging Contaminants**, v. 6, p. 124–132, 1 jan. 2020.

EC. Guidance Document No. 32 on Biota Monitoring: (The Implementation of EQSbiota) under the Water Framework Directive. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Technical Report - 2014 – 083. Disponível em: <https://circabc.europa.eu/sd/a/62343f10-5759-4e7c-ae2b12677aa57605/Guidance%20No%2032%20-%20Biota%20Monitoring.pdf>

ELLEPOLA, N. *et al.* Fate, transformation and toxicological implications of environmental diclofenac: Role of mineralogy and solar flux. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 246, 114138, 2022.

EUROPEAN UNION. Update on progress and implementation - European Union strategic approach to pharmaceuticals in the environment. Luxembourg: Publications Office of the European Union. 2020.

FANG, Y. *et al.* Occurrence, fate, and persistence of gemfibrozil in water and soil. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 31, p. 550–555, 2012.

- FAO. The ecosystem approach to fisheries. Issues, terminology, principles, institutional foundations, implementation and outlook. **FAO Fisheries Technical Paper**. No. 443. Rome, FAO. 2003. 71 p.
- FAO. **The State of World Fisheries and Aquaculture 2020**. Sustainability in action. Rome, 2020.
- FARIA, M. *et al.* Developmental exposure to sertraline impaired zebrafish behavioral and neurochemical profiles. **Frontiers in physiology**, v. 13, 1040598, 2022.
- FEKADU, S. *et al.* Pharmaceuticals in freshwater aquatic environments: A comparison of the African and European challenge. **Science of The Total Environment**, v. 654, p. 324–337, 2019.
- FENT, K. *et al.* Ecotoxicology of human pharmaceuticals. **Aquatic Toxicology** (Amsterdam, Netherlands), v. 76, p. 122-159, 2006.
- FERRARI, B. *et al.* Environmental risk assessment of six human pharmaceuticals: are the current environmental risk assessment procedures sufficient for the protection of the aquatic environment? **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 23, 2004.
- FERREIRA, A. P. Environmental investigation of psychiatric pharmaceuticals: Guandu river, Rio De Janeiro State, Southeast Brazil. **Journal of Chemical Health Risks**, v.4, n.3,p.25–32, 2014.
- FICK, J. *et al.* Screening of benzodiazepines in thirty European rivers. **Chemosphere**, v. 176, p. 324–332, 2017.
- FONSECA, A. Efeito da drenagem urbana nas características físico-químicas e biológicas da água superficial na Lagoa da Conceição (Florianópolis, SC, Brasil). **Revista Biotemas**, v. 19, n. 2, pp. 7–16, 2006.
- FONTES, M. K. *et al.* Mussels get higher: A study on the occurrence of cocaine and benzoylecgonine in seawater, sediment and mussels from a subtropical ecosystem (Santos Bay, Brazil). **Science of The Total Environment**, v. 757, 143808, 2021.
- GAO, H. *et al.* Occurrence and distribution of antibiotics and antibiotic resistance genes in water of Liaohe River Basin, China. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 10, n. 5, 1 out. 2022.
- GAGO, P. F. **Presencia, destino y eliminación de filtros solares orgánicos en el ecosistema acuático**. Universitat de Barcelona. 2013.
- GONZÁLEZ-MARIÑO, I *et al.* . Investigation of the transformation of 11-nor-9-carboxy- $\Delta(9)$ -tetrahydrocannabinol during water chlorination by liquid chromatography-quadrupole-time-of-flight-mass spectrometry. **Journal of hazardous materials**, v. 261, p. 628–636, 2013.

GRABICOVA, K. *et al.* Tissue-specific bioconcentration of antidepressants in fish exposed to effluent from a municipal sewage treatment plant. **Science of The Total Environment**, v. 488–489, p. 46–50, 2014.

GWENZI, W. *et al.* Sources, behaviour and health risks of antimicrobial resistance genes in wastewaters: A hotspot reservoir. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 8, 102220, 2020.

HANAMOTO, S. *et al.* Source estimation of pharmaceuticals based on catchment population and in-stream attenuation in Yodo River watershed, Japan. **Science of the Total Environment**, v. 615, p. 964–971, 15 fev. 2018.

HAYES, T. B. *et al.* Atrazine induces complete feminization and chemical castration in male African clawed frogs (*Xenopus laevis*). **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 107, p. 4612–4617, 2010.

HAZIN, F. **Seminário Nacional de Prospecção de Demandas da Cadeia Produtiva da Pesca - PROSPESQUE**. Palestra 3. Pesca Industrial. 2012. Disponível em: <http://cnpasa.sede.embrapa.br/biblioteca/memoria-da-pesca/Pesca%20Industrial.pdf/view>.

HELOU, A.M. *et al.* Analysis of illicit drugs and pharmaceuticals in edible seaweeds by liquid chromatography-tandem mass spectrometry. **Analytical Methods**, v. 10, p. 4702–4710, 2018.

HOFF, R. B. *et al.* Determination of 62 veterinary drugs in feedingstuffs by novel pressurized liquid extraction methods and LC-MS/MS. **Journal of Chromatography B**, v. 1152, p. 122232, 2020.

HOSSAIN, A. *et al.* Occurrence and ecological risk of pharmaceuticals in river surface water of Bangladesh. **Environmental Research**, v. 165, p. 258–266, 1 ago. 2018.

HOW, Z. T., EL-DIN, M. A critical review on the detection, occurrence, fate, toxicity, and removal of cannabinoids in the water system and the environment. **Environmental Pollution**, v. 268, 115642, 2021.

HU, Y. *et al.* Antibiotics in surface water and sediments from Hanjiang River, Central China: Occurrence, behavior and risk assessment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 157, p. 150–158, 15 ago. 2018.

HUANG, W. *et al.* Occurrence and distribution of synthetic musks and organic UV filters from riverine and coastal sediments in the Pearl River estuary of China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 111, p. 153–159, 2016.

HUANG, Y. *et al.* Risks of organic UV filters: a review of environmental and human health concern studies. **Science of The Total Environment**, v. 755, 142486, 2021.

HUBENÁ P. *et al.* Environmentally relevant levels of four psychoactive compounds vary in their effects on freshwater fish condition: A brain concentration evidence approach. **PeerJ**, v. 8, e9356, 2020.

HUERTA-FONTELA, M. *et al.* Stimulatory drugs of abuse in surface waters and their removal in a conventional drinking water treatment plant. **Environmental Science and Technology**, v. 42, p. 6809–6816, 2008.

ITRC. Naming Conventions and Physical and Chemical Properties of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). 2020. Disponível em: https://pfas-1.itrcweb.org/fact_sheets_page/PFAS_Fact_Sheet_Naming_Conventions_April2020.pdf

JIANG, J. J. *et al.* Impacts of emerging contaminants on surrounding aquatic environment from a youth festival. **Environmental science & technology**, v. 49, p. 792–799, 2015.

JIMÉNEZ, J. J. *et al.* Forced and long-term degradation assays of tenoxicam, piroxicam and meloxicam in river water. Degradation products and adsorption to sediment. **Chemosphere**, v. 191, p. 903–910, 2018.

JUNAID, M. *et al.* Antibiotics and antibiotic resistant genes in urban aquifers. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 26, 100324, 2022.

KAMIKA, I. *et al.* The occurrence of opioid compounds in wastewater treatment plants and their receiving water bodies in Gauteng province, South Africa. **Environmental Pollution**, 290, 118048, 2021.

KANG, H. S. *et al.* Occurrence of veterinary drug residues in farmed fishery products in South Korea. **Food Control**, v. 85, p. 57–65, 1 mar. 2018.

KAVITHA, V. Global prevalence and visible light mediated photodegradation of pharmaceuticals and personal care products (PPCPs)-a review. **Results in Engineering**, v. 14, 100469, 2022.

KELLY, K. R.; BROOKS, B W. Global aquatic hazard assessment of ciprofloxacin: exceedances of antibiotic resistance development and ecotoxicological thresholds. **Progress in molecular biology and translational science**, v. 159, p. 59-77, 2018

KIECAK, A. *et al.* Sorption properties and behaviour at laboratory scale of selected pharmaceuticals using batch experiments. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 225, 103500, 2019.

KIM, DW., CHA, CJ. Antibiotic resistome from the One-Health perspective: understanding and controlling antimicrobial resistance transmission. **Experimental & Molecular Medicine**, v. 53, p. 301–309, 2021.

KOROŠA, A. *et al.* Estimating the transport parameters of propyphenazone, caffeine and carbamazepine by means of a tracer experiment in a coarse-gravel unsaturated zone. **Water Research**, v. 175, 115680, 2020.

KRISHNAN, R. Y. *et al.* Origin, transport and ecological risk assessment of illicit drugs in the environment – A review. **Chemosphere**, v. 311, 137091, 2023.

KUCHARSKI, D. *et al.* The assessment of environmental risk related to the occurrence of pharmaceuticals in bottom sediments of the Odra River estuary (SW Baltic Sea), **Science of The Total Environment**, v. 828, 2022, 154446, ISSN 0048-9697, 2022.

KUMAR, R. *et al.* Fate of pharmaceuticals and personal care products in a wastewater treatment plant with parallel secondary wastewater treatment train. **Journal of Environmental Management**, v. 233, p. 649–659, 2019.

LANCHOTE, V. L. *et al.* HPLC screening and GC-MS confirmation of triazine herbicides residues in drinking water from sugar cane area in Brazil. **Water, Air and Soil Pollution**, v. 118, p. 329-37, 2000.

LEE, K. *et al.* Mobile resistome of human gut and pathogen drives anthropogenic bloom of antibiotic resistance. **Microbiome**, v. 8, 2020.

LEI, H. J. *et al.* Occurrence, fate and mass loading of benzodiazepines and their transformation products in eleven wastewater treatment plants in Guangdong province, China. **Science of The Total Environment**, v. 755, 142648, 2021.

LEITE, A. P. de A. **Levantamento ambiental e pesqueiro dos rios Jaboatão e Pirapama no Estado de Pernambuco, Brasil.** 2009. 61 f. Dissertação (Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2009.

LI, S. W. *et al.* Ecotoxicological effect of ketamine: Evidence of acute, chronic and photolysis toxicity to *Daphnia magna*. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 143, p. 173–179, 2017.

LI, X. *et al.* Antibiotic residues in liquid manure from swine feedlot and their effects on nearby groundwater in regions of North China. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, p. 11565–11575, 2018

LI, S. *et al.* Antibiotics in water and sediments of Danjiangkou Reservoir, China: Spatiotemporal distribution and indicator screening. **Environmental Pollution**, v. 246, p. 435–442, 2019.

LI, F. *et al.* Antibiotics in coastal water and sediments of the East China Sea: Distribution, ecological risk assessment and indicators screening. **Marine Pollution Bulletin**, v. 151, 110810, 2020.

LIU, J. *et al.* Investigation of pharmaceutically active compounds in an urban receiving water: Occurrence, fate and environmental risk assessment. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 154, p. 214–220, 2018.

LIU, Y.Y. *et al.* Emergence of plasmid-mediated colistin resistance mechanism MCR-1 in animals and human beings in China: a microbiological and molecular biological study. **Lancet Infectious Diseases**, v. 2, p. 1473-3099, 2015.

LÓPEZ-GARCÍA, E. *et al.* Psychoactive substances in mussels: analysis and occurrence assessment. **Marine Pollution Bulletin** . v. 146, p. 985–992, 2019.

LÓPEZ-GARCÍA, E. *et al.* Drugs of abuse and their metabolites in river sediments: Analysis, occurrence in four Spanish river basins and environmental risk assessment. **Journal of Hazardous Materials**, v. 401, 123312, 2021.

LUO, Y. *et al.* Removal of pharmaceutical and personal care products (PPCPs) by MOF-derived carbons: A review. **Science of The Total Environment**, v. 857, 159279, 2023.

MACHADO, M. A. **Avaliação da influência do crescimento populacional na balneabilidade da Lagoa da Conceição, Florianópolis-SC.** Trabalho conclusão de curso – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental. Florianópolis, 2019.

MADIKIZELA, L. M.; NCUBE, S. Health effects and risks associated with the occurrence of pharmaceuticals and their metabolites in marine organisms and seafood. **Science of The Total Environment**, v. 837, 155780, 2022.

MARSON, E. O. *et al.* A review toward contaminants of emerging concern in Brazil: Occurrence, impact and their degradation by advanced oxidation process in aquatic matrices. **Science of The Total Environment**, v. 836, 155605, 2022.

MARTÍN-POZO, L. *et al.* Analytical methods for the determination of emerging contaminants in sewage sludge samples. A review. **Talanta**, v. 192, p. 508-533, 2019.

MARTÍNEZ-MORCILLO, S. *et al.* Presence of Pharmaceutical compounds, levels of biochemical biomarkers in seafood tissues and risk assessment for human health: results from a case study in North-Western Spain. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 223, p. 10–21, 2020.

MASKREY, B. H. *et al.* A simple and rapid ultra-high-performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry method for the quantitation of pharmaceuticals and related compounds in mussels and oysters. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 0, p. 1-12, 2021.

MEZZELANI, M. *et al.* Long-term exposure of *Mytilus galloprovincialis* to diclofenac, Ibuprofen and Ketoprofen: insights into bioavailability, biomarkers and transcriptomic changes. **Chemosphere**, v. 198, p. 238-248, 2018.

MEZZELANI, M. *et al.* Human pharmaceuticals in marine mussels: Evidence of sneaky environmental hazard along Italian coasts. **Marine Environmental Research**, v. 162, 105137, 2020.

MILLA, S. *et al.* The effects of estrogenic and androgenic endocrine disruptors on the immune system of fish: a review. **Ecotoxicology (London, England)**, v. 20, p. 305–319, 2011.

MILLER, T. H. *et al.* Biomonitoring of pesticides, pharmaceuticals and illicit drugs in a freshwater invertebrate to estimate toxic or effect pressure. **Environment International**, v. 129, p. 595–606, 2019.

MINETTO, L. **Antibióticos macrolídeos: determinação e identificação de metabólitos e subprodutos de degradação em efluente hospitalar**. Tese (doutorado) – Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências Naturais e Exatas, Programa de Pós-Graduação em Química. Santa Maria, 2013. <http://repositorio.ufsm.br/handle/1/4262>. 2013

MINGUEZ, L. *et al.* Toxicities of 48 pharmaceuticals and their freshwater and marine environmental assessment in northwestern France. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, p. 4992–5001, 2016.

MOHAPATRA, S. *et al.* Occurrence and fate of pharmaceuticals in WWTPs in India and comparison with a similar study in the United States. **Chemosphere**, v. 159, p. 526–535, 2016.

MOJIRI, A. *et al.* Pharmaceuticals and personal care products in aquatic environments and their removal by algae-based systems. **Chemosphere**, v. 288, 132580, 2022.

MONTAGNER, C. C. *et al.* Contaminantes emergentes em matrizes aquáticas do Brasil: Cenário atual e aspectos analíticos, ecotoxicológicos e regulatórios. **Química Nova**, v. 40, p. 1094–1110, 2017.

MONTEIRO, M. A. *et al.* (2018). Development and validation of liquid chromatography-tandem mass spectrometry methods for determination of beta-lactams, macrolides, fluoroquinolones, sulfonamides and tetracyclines in surface and drinking water from Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 29, n. 4, p. 801-813, 2018

MONTEIRO, R. F. dos S. *et al.* O uso indiscriminado de antimicrobianos para o desenvolvimento de micro-organismos resistentes. **Revista Eletrônica Acervo Saúde**, v. 53, e3597, 2020.

MUÑIZ-GONZÁLEZ, A. B. Ibuprofen as an emerging pollutant on non-target aquatic invertebrates: Effects on Chironomus riparius. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 81, 103537, 2021.

NANTABA, F. *et al.* (2020). Occurrence, distribution, and ecotoxicological risk assessment of selected pharmaceutical compounds in water from Lake Victoria, Uganda. **Chemosphere**, v. 239, 1 jan. 2020.

NANTABA, F. *et al.* Temporal dynamics and ecotoxicological risk assessment of personal care products, phthalate ester plasticizers, and organophosphorus flame retardants in water from Lake Victoria, Uganda. **Chemosphere**, v. 262, 127716, 2021.

NAWAZ, T.; SENGUPTA, S. Contaminants of Emerging Concern: Occurrence, Fate, and Remediation. **Advances in Water Purification Techniques: Meeting the Needs of Developed and Developing Countries**, p. 67–114, 2019.

NICOLE, W. Breaking it down: Estimating short-chain PFAS half-lives in a human population. **Environmental Health Perspectives**, v. 128, p. 1–2, 2020.

NNADOZIE C. F.; ODUME O.N. Freshwater environments as reservoirs of antibiotic resistant bacteria and their role in the dissemination of antibiotic resistance genes. **Environmental Pollution**, v. 254, 113067, 2019.

NOZAKI, K. *et al.* Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) in surface water and fish from three Asian countries: Species-specific bioaccumulation and potential ecological risks. **Science of The Total Environment**, v. 866, 161258, 2023.

NUNES, C. N. *et al.* Are there pharmaceutical compounds in sediments or in water? Determination of the distribution coefficient of benzodiazepine drugs in aquatic environment. **Environmental Pollution**, v. 251, p. 522–529, 2019.

O'CONNOR, J. *et al.* Distribution, transformation and remediation of poly- and per-fluoroalkyl substances (PFAS) in wastewater sources. **Process Safety and Environmental Protection**, v. 164, p. 91–108, 2022.

OEHLMANN, J. *et al.* Effects of endocrine disruptors on prosobranch snails (Mollusca: Gastropoda) in the laboratory. Part I: Bisphenol A and octylphenol as xeno-estrogens. **Ecotoxicology (London, England)**, v. 9, p. 383–397, 2000.

OHADE, L. B., F. *et al.* Contaminantes Emergentes nas Bacias Hidrográficas Brasileiras e seus potenciais efeitos a espécies ameaçadas de extinção. **Revista Brasileira de Meio Ambiente**. 2021.

OJEMAYE, C. Y.; PETRIK, L (2019). Occurrences, levels and risk assessment studies of emerging pollutants (pharmaceuticals, perfluoroalkyl and endocrine disrupting compounds) in fish samples from Kalk Bay harbour, South Africa. **Environmental Pollution**, v. 252, p. 562–572, 1 set. 2019.

OLIVEIRA, A. F., BEMVENITI, M. A. O ciclo de vida de alguns peixes do estuário da Lagoa dos Patos, RS, informações para o ensino fundamental e médio. **Cadernos de Ecologia Aquática**. ISSN 1980 – 0223, 2006.

OMAR, T. F. T *et al.* An improved SPE-LC-MS/MS method for multiclass endocrine disrupting compound determination in tropical estuarine sediments. **Talanta**, v. 173, p. 51-59, 2017

OUBAHMANE, M. *et al.* Recent trends in the determination of organic UV filters by gas chromatography-mass spectrometry in environmental samples. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 161, 116995, 2023.

PAIVA, M. P., MOTTA, P. C. S. Cardumes de sardinha-verdadeira, *Sardinella brasiliensis* (Steindachner), em águas costeiras do estado do Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Zoologia**, 2000.

PAREDES, E. *et al.* Ecotoxicological evaluation of four UV filters using marine organisms from different trophic levels *Isochrysis galbana*, *Mytilus galloprovincialis*, *Paracentrotus lividus*, and *Siriella armata*. **Chemosphere**, v. 104, p. 44–50, 2014.

PAROLINI, M. *et al.* Increase in cannabis use may indirectly affect the health status of a freshwater species. **Environmental toxicology and chemistry**, v. 36, p. 472–479, 2017.

PEÑA-MÉNDEZ, E. M. *et al.* Metal organic framework composite, nano-Fe₃O₄@Fe-(benzene-1,3,5-tricarboxylic acid), for solid phase extraction of blood lipid regulators from water. **Talanta**, v. 207, 120275, 2020.

PES 1. Nota técnica nº1/PES/2021, 25 de fevereiro de 2021. **O rompimento da barragem da CASAN**. Ministério da Educação, Universidade Federal de Santa Catarina, Projeto Escoando Sustentabilidade. 2021.

PES 3. Nota técnica nº3/PES/2021, 25 de fevereiro de 2021. **Mortandade de organismos e cheiro de água podre na Lagoa da Conceição**. Ministério da Educação, Universidade Federal de Santa Catarina, Projeto Escoando Sustentabilidade. 2021.

PES 4. Nota técnica nº4/PES/2021, 8 de março de 2021. **Descoloração da água e estratégias de recuperação da Lagoa da Conceição**. Ministério da Educação, Universidade Federal de Santa Catarina, Projeto Escoando Sustentabilidade. 2021.

PES 5. Nota técnica nº5/PES/2021, 8 de maio de 2021. **Recategorização da Rebio do Arvoredo**. Ministério da Educação, Universidade Federal de Santa Catarina, Projeto Escoando Sustentabilidade. 2021.

PES 12. Nota técnica nº12/PES/2021, 25 de novembro de 2021. **Dez meses após desastre: Sucessão ecológica, fauna e importância do baixo formado pelo desastre da LEI – CASAN para biorremediação do desastre**. Ministério da Educação, Universidade Federal de Santa Catarina, Projeto Escoando Sustentabilidade. 2021.

PETRE, J. *et al.* Simultaneous liquid chromatography tandem mass spectrometry determination of some pharmaceuticals and antimicrobial disinfectant agents in surface water and in urban wastewater. **Journal of Environmental Protection and Ecology**, v. 17, p. 119-126, 2016.

PICKERING, A. D., SUMPTER, J. P. Comprehending endocrine disrupters in aquatic environments. **Environmental science & technology**, v. 37, p. 331A–336^a, 2003.

PIVETTA, G. G.; GASTALDINI, M. Presence of emerging contaminants in urban water bodies in southern Brazil. **Journal of Water and Health**, v. 17, p. 329–337, 2019.

POLIANCIUC S.I. *et al.* (2020) Antibiotics in the environment: causes and consequences. **Medicine and Pharmacy Reports**. v. 93, p. 231-240, 2020.

POYNTON, H.C.; CHRIS D., 2009a. Ecotoxicogenomics: Emerging technologies for emerging contaminants. **The Journal of the American Water Resources Association**, v. 45, 2009.

PRATA, E.G. Avaliação da remoção de matéria orgânica por microorganismos em sistemas de tratamento de esgoto. *Biologia: Ensino, Pesquisa e Extensão - Uma Abordagem Do Conhecimento Científico Nas Diferentes Esferas Do Saber*. **Editora Científica Digital**, Guarujá, p. 57–67, 2021.

- PRAVEENA, S. M. *et al.* Pharmaceuticals residues in selected tropical surface water bodies from Selangor (Malaysia): Occurrence and potential risk assessments. **Science of the Total Environment**, v. 642, p. 230–240, 15 nov. 2018.
- PURDOM, C. E., P. A. *et al.* Estrogenic Effects of Effluents from Sewage Treatment. **Works, Chemistry and Ecology**, v. 8:4, p. 275-285, 1994.
- QUINN, B. *et al.* Pharmaceuticals in the Irish Aquatic Environment: the Assessment and Potential Human Impact of Exposure to Pharmaceuticals on Marine and Freshwater Bivalves. **Environmental Protection Agency**. 2015.
- REYNS, T. *et al.* Rapid method for the quantification of amoxicillin and its major metabolites in pig tissues by liquid chromatography-tandem mass spectrometry with emphasis on stability issues. **Journal of Chromatography A**, v. 86, p. 108–116, 2008.
- RICHARDSON, S. D.; KIMURA, S. Y. Water Analysis: Emerging Contaminants and Current Issues. **Analytical chemistry**, v. 88, p. 546–582, 2016.
- RIBAS, L. C. C. *et al.* **Que peixe é este? O sabor da pesca artesanal na ilha de Santa Catarina**. Instituto Federal de Santa Catarina, Campus Florianópolis-Continente. 2016.
- RICO, A. *et al.* Pharmaceuticals and other urban contaminants threaten Amazonian freshwater ecosystems. **Environment International**, v. 155, 1 out. 2021.
- RIVERA-JAIMES, J. A. *et al.* Study of pharmaceuticals in surface and wastewater from Cuernavaca, Morelos, Mexico: Occurrence and environmental risk assessment. **Science of the Total Environment**, v. 613–614, p. 1263–1274, 1 fev. 2018.
- RODAYAN, A. *et al.* Linking drugs of abuse in wastewater to contamination of surface and drinking water: linking drugs in wastewater to contamination of water. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 35, p. 843–849, 2015.
- ROSAL, R. *et al.* Ecotoxicity assessment of lipid regulators in water and biologically treated wastewater using three aquatic organisms. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 17, p. 135–144, 2010.
- RUAN, Y. *et al.* Enantiomer-specific bioaccumulation and distribution of chiral pharmaceuticals in a subtropical marine food. **The Journal of Hazardous Materials**. v. 394, 122589, 2020.
- RÜDEL, H. *et al.* Tissue concentrations of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in German freshwater fish: Derivation of fillet-to-whole fish conversion factors and assessment of potential risks. **Chemosphere**, v. 292, 133483, 2022.
- RUYTER, B. *et al.* Peroxisome proliferator activated receptors in Atlantic salmon (*Salmo salar*): effects on PPAR transcription and acyl-CoA oxidase activity in hepatocytes by peroxisome proliferators and fatty acids. **Biochimica et Biophysica Acta**, v. 1348, p. 331-338, 1997.

SAKAMOTO, L. *et al.* Comparação dos oxidantes cloro e ozônio na remoção do fármaco ácido mefenâmico solúvel em água. **Congresso ABES FENASAN**, 2017.

SANTOS, I. R. dos. **A informalidade na atividade pesqueira artesanal do município de Florianópolis**. Monografia – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Sócio-Econômico, Departamento de Ciências Contábeis, Florianópolis, 2006.

SANTOS-SILVA T. G. *et al.* Evaluation of caffeine effects on biochemical and genotoxic biomarkers in the neotropical freshwater teleost *Prochilodus lineatus*. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 58, p. 237–242, 2018.

SCOTT, W. C. *et al.* Spatial and temporal influence of onsite wastewater treatment systems, centralized effluent discharge, and tides on aquatic hazards of nutrients, indicator bacteria, and pharmaceuticals in a coastal bayou. **Science of The Total Environment**, 650, 354–364, 2019.

SENGAR, A.; VIJAYANANDAN, A. Human health and ecological risk assessment of 98 pharmaceuticals and personal care products (PPCPs) detected in Indian surface and wastewaters. **Science of The Total Environment**, v. 807, 150677, 2022.

SHAHID, M. K. *et al.* Current advances in treatment technologies for removal of emerging contaminants from water – A critical review. **Coordination Chemistry Reviews**, v. 442, 2021.

SILVA, D.F. *et al.* Degradação ambiental, ocupação irregular e manejo sustentável no complexo estuarino-lagunar Mundaú/Manguaba, Estado de Alagoas (AL). **Engenharia Ambiental-Espírito Santo do Pinhal**, v.5, n.3, p. 152-170, set/dez 2008.

SILVA, J. C. 2013. **Análise numérica da influência dos aportes fluviais e antrópicos sobre a hidrodinâmica residual e a qualidade da água da Lagoa da Conceição-Florianópolis-SC**. Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Santa Catarina, Centro Tecnológico, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Florianópolis, 2013.

SILVA, V. E. C. *et al.* Space time evolution of the trophic state of a subtropical lagoon: Lagoa da Conceição, Florianópolis Island of Santa Catarina, Brazil. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 22, p. 01-18, 2017.

SODRÉ, F. F. *et al.* Pharmaceuticals and personal care products as emerging micropollutants in Brazilian surface waters: a preliminary snapshot on environmental contamination and risks. **Eclética Química**, [S. l.], v. 43, n. 1SI, p. 22–34, 2018.

SODRÉ, F. F.; SAMPAIO, T. R. Development and application of a SPE-LC-QTOF method for the quantification of micropollutants of emerging concern in drinking waters from the Brazilian capital. **Emerging Contaminants**, v. 6, p. 72-81, 2020.

SOUSA, J. C. G. *et al.* Monitoring of the 17 EU Watch List contaminants of emerging concern in the Ave and the Sousa Rivers. **Science of The Total Environment**, v. 649, p. 1083–1095, 2019.

- STARLING, M.C.V. *et al.* Ocorrência, controle e destino de contaminantes de interesse emergente nos compartimentos ambientais no Brasil. **The Journal of Hazardous Materials**, v. 372, p. 17–36, 2019.
- STUMPF, M. *et al.* Organic residues in lake and drinking water from the lagoa de Juturnaíba (região dos lagos - RJ, Brazil). **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 8, 1997.
- ŚWIACKA, K. *et al.* A multi-biomarker approach to assess toxicity of diclofenac and 4-OH diclofenac in *Mytilus trossulus* mussels - First evidence of diclofenac metabolite impact on molluscs. **Environmental Pollution**, v. 315, 120384, 2022.
- UNODC. Drug market trends: cocaine, amphetamine, type stimulants. **World drug report 2021**. Disponível em: https://www.unodc.org/res/wdr2021/field/WDR21_Booklet_4.pdf. 2021.
- VALLS-CANTENYS, C. *et al.* A sensitive multi-residue method for the determination of 35 micropollutants including pharmaceuticals, iodinated contrast media and pesticides in water. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 408, p. 6189–6200, 2016.
- VALCÁRCEL, Y. *et al.* Drugs of abuse in surface and tap waters of the Tagus River basin: Heterogeneous photo-Fenton process is effective in their degradation. **Environment International**, v. 41, p. 35–43, 2012.
- VELASCO-SANTAMARÍA, Y. M. *et al.* Bezafibrate, a lipid-lowering pharmaceutical, as a potential endocrine disruptor in male zebrafish (*Danio rerio*). **Aquatic Toxicology**, v. 105, p. 107–118, 2011.
- VÉLEZ, V. P. P. *et al.* Emerging Contaminants in Trans-American Waters. **Revista Ambiente & Água**, v. 14, 2019.
- VERAS, T. B. *et al.* Analysis of the presence of anti-inflammatories drugs in surface water: A case study in Beberibe river - PE, Brazil. **Chemosphere**, v. 222, p. 961–969, 2019.
- VIEIRA, F. S. Evolução do gasto com medicamentos do sistema único de saúde no período de 2010 a 2016. **Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada**, Rio de Janeiro, 2018.
- WANG, Z. *et al.* Impact of ketamine on the behavior and immune system of adult medaka (*Oryzias latipes*) at environmentally relevant concentrations and eco-risk assessment in surface water. **Journal of Hazardous Materials**, v. 393, 121577, 2020.
- YE, C. *et al.* Effect of the ultraviolet/chlorine process on microbial community structure, typical pathogens, and antibiotic resistance genes in reclaimed water. **Frontiers of Environmental Science & Engineering** . v. 16, p. 100, 2022.
- YI, M. *et al.* β -blockers in the environment: Distribution, transformation, and ecotoxicity. **Environmental Pollution**, v. 266, 115269, 2020.
- YILDIRIM, N. C. *et al.* The use of *Gammarus pulex* as a model organism for ecotoxicological assessment of ibuprofen and propranolol at environmental relevant concentrations. **International Journal of Environmental Health Research**, 2021.

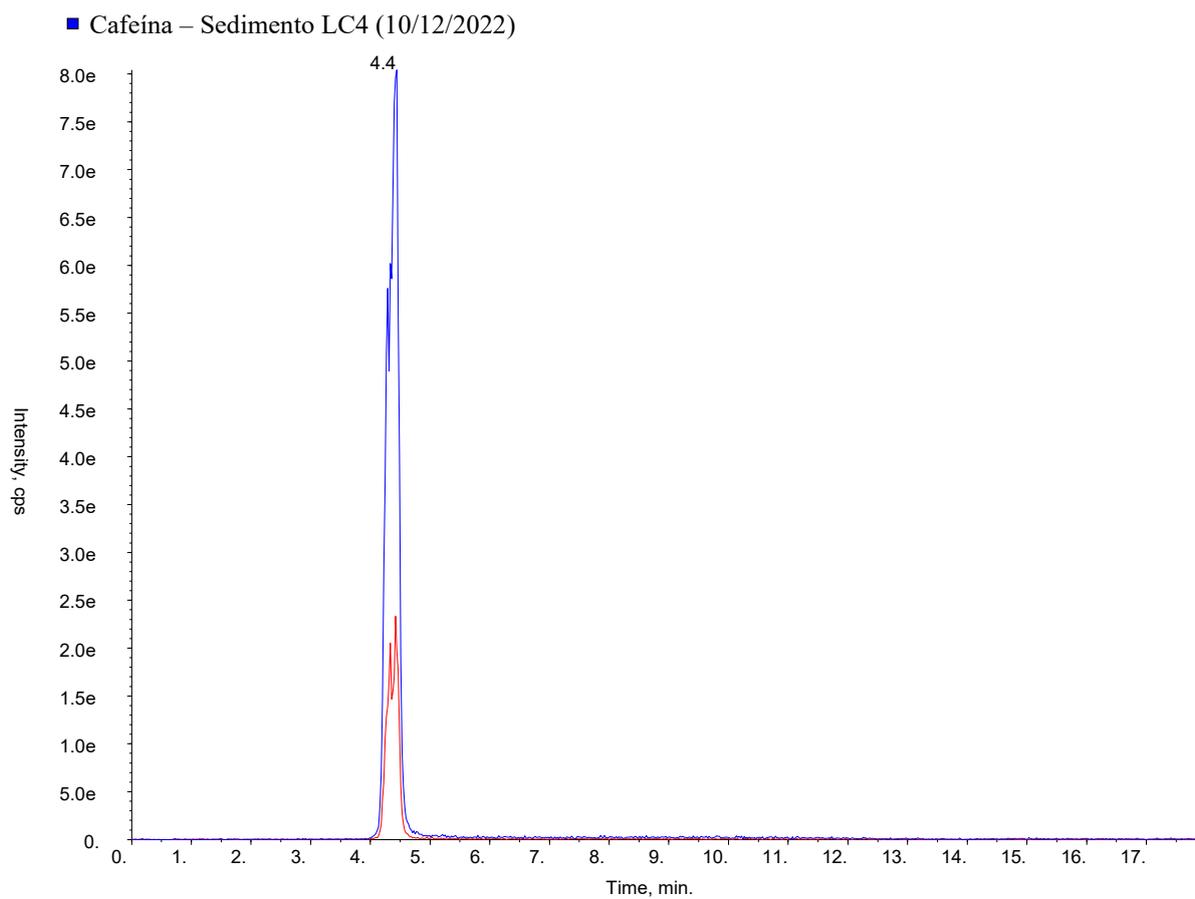
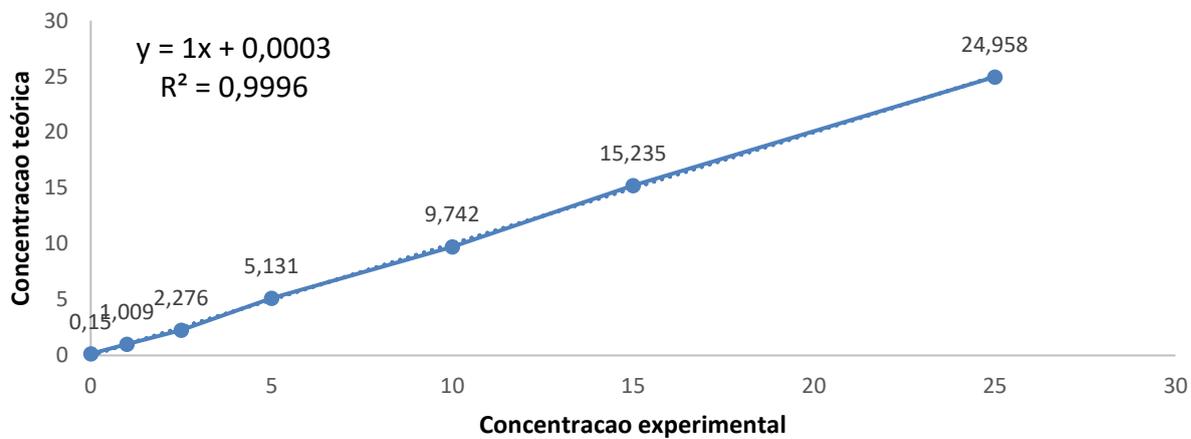
YIN, X. *et al.* Tissue-specific accumulation, elimination, and toxicokinetics of illicit drugs in adult zebrafish (*Danio rerio*). **Science of The Total Environment**, v. 792, 148153, 2021.

ZAINAB, S. M. *et al.* Antibiotics and antibiotic resistant genes (ARGs) in groundwater: A global review on dissemination, sources, interactions, environmental and human health risks. **Water Research**, v. 187, 116455, 2020.

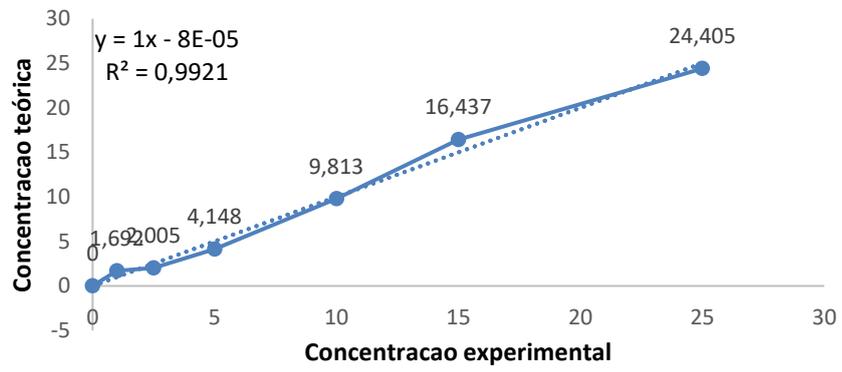
ZHU, M. *et al.* Experimental determination of octanol-water partition coefficient (KOW) of 39 liquid crystal monomers (LCMs) by use of the shake-flask method. **Chemosphere**, v. 287, 132407, 2022.

ANEXO A – Cromatogramas

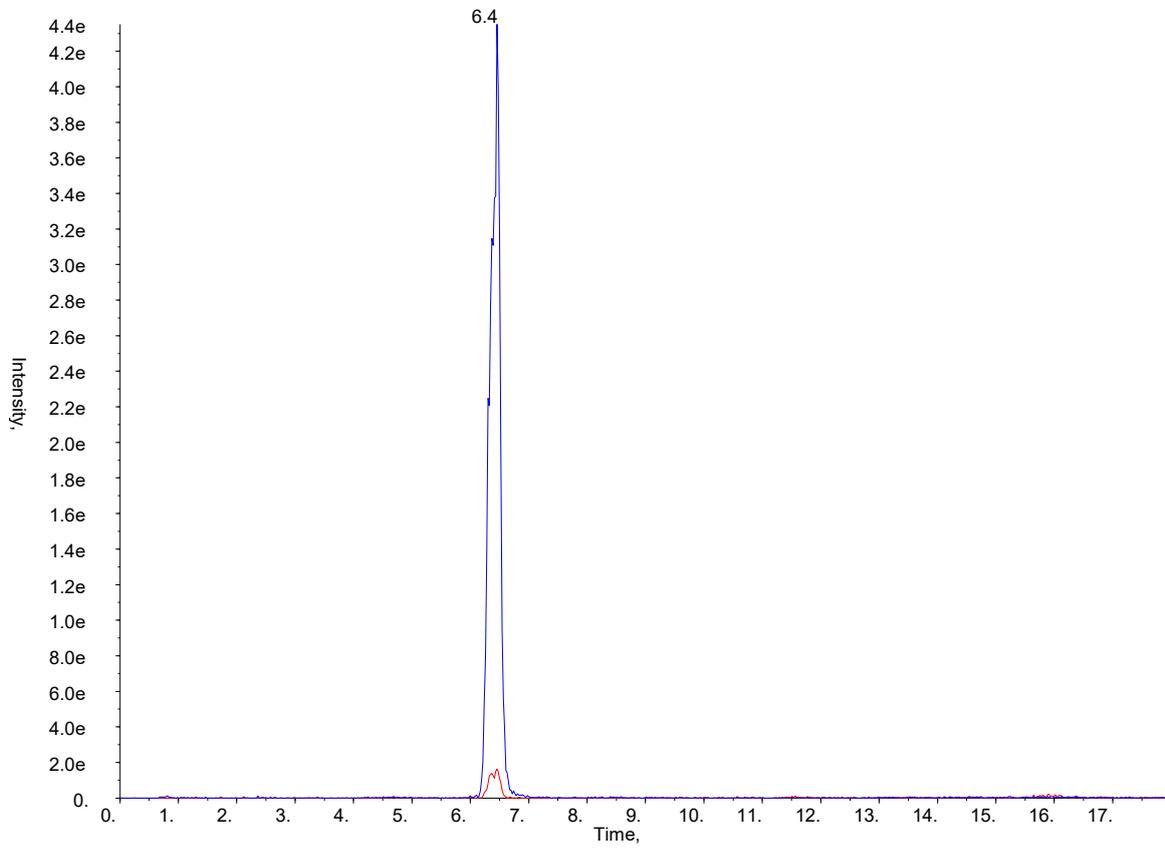
Curva de calibração - padrão Cafeína

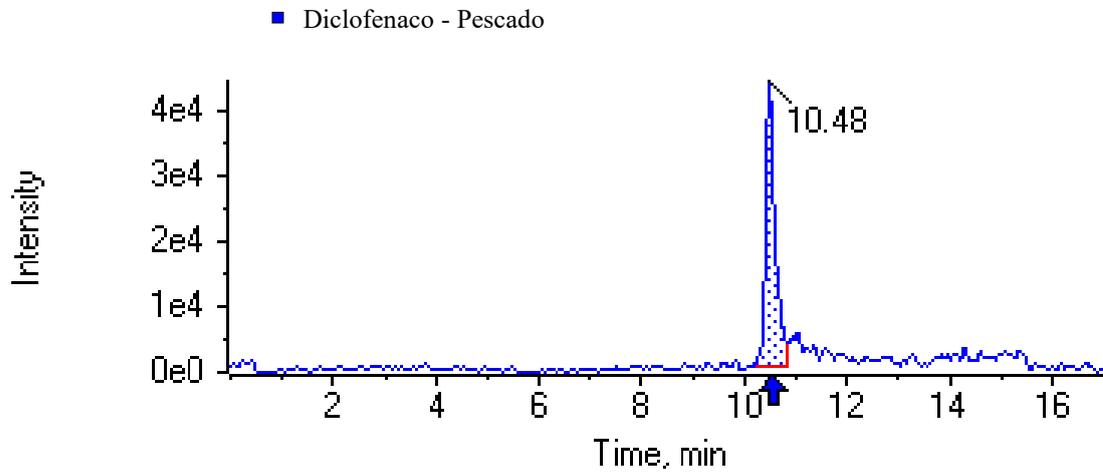
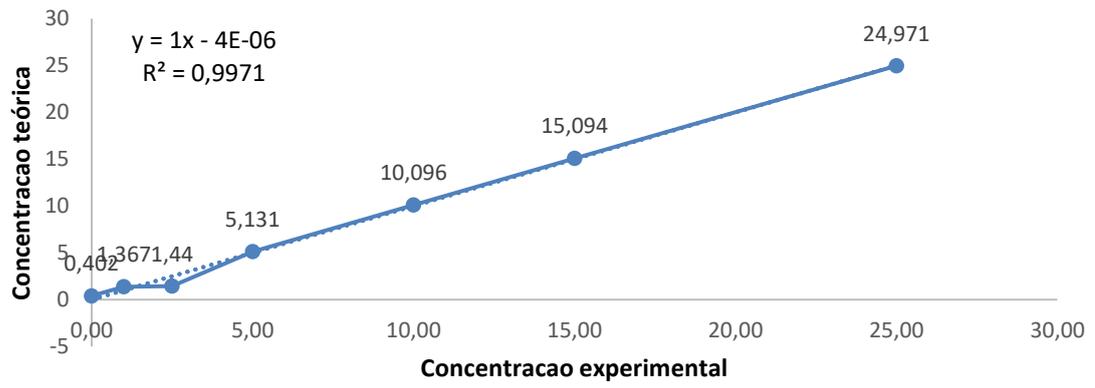


Curva de calibração - padrão Clindamicina



■ Clindamicina - Sedimento LC7



Curva de calibração - padrão Diclofenaco

Curva de calibração - padrão Sertralina