

**UNIVERSIDADE SANTA CECÍLIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DIREITO DA SAÚDE**  
**ÁREA DE CONCENTRAÇÃO DIREITO DA SAÚDE: DIMENSÕES INDIVIDUAIS E**  
**COLETIVAS**

**EDNEI ARANHA**

**A POTABILIDADE DA ÁGUA E OS CONTAMINANTES EMERGENTES: A**  
**NECESSIDADE DE UM NOVO PARADIGMA**

**SANTOS/SP**

**2024**

**EDNEI ARANHA**

**A POTABILIDADE DA ÁGUA E OS CONTAMINANTES EMERGENTES: A  
NECESSIDADE DE UM NOVO PARADIGMA**

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado à Universidade Santa Cecília no Programa de Pós-Graduação em Direito da Saúde. Área de concentração Direito da Saúde: Dimensões Individuais e Coletivas, como requisito parcial para obtenção do título de Mestre.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dra. Renata Salgado Leme.

**SANTOS/SP**

**2024**

**EDNEI ARANHA**

**A POTABILIDADE DA ÁGUA E OS CONTAMINANTES EMERGENTES: A  
NECESSIDADE DE UM NOVO PARADIGMA**

Dissertação apresentada à Universidade Santa Cecília no Programa de Pós-Graduação em Direito da Saúde. Área de concentração Direito da Saúde: Dimensões individuais e Coletivas, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Direito.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dra. Renata Salgado Leme.

**BANCA EXAMINADORA**

---

**Professor (a)**

---

**Professor (a)**

---

**Professor (a)**

## AGRADECIMENTO

Agradeço a Deus, primeiramente, por me guiar pelas boas veredas e pelo sustentáculo da minha fé, sem isso não alcançaria este objetivo.

Aos meus familiares, *i. m.* dos meus avós paternos, Benedito Aranha e Maria Ferreira Aranha, que me deixaram memórias irretocáveis, e aos meus avós maternos, Adelino Sutto e Carmella Caserta Sutto, com os quais aprendi a importância na dedicação ao trabalho.

Aos meus pais, Inoel Aranha e Maria Anita Sutto Aranha, pela força e exemplo, aos meus irmãos, Sidnei Aranha e Wanderley Aranha, apoiadores nas pelejas da vida, às minhas cunhadas, cunhados, sobrinhos e sobrinhas.

Em especial à minha esposa, Daniela da Cunha Santos, companheira, sócia e grande incentivadora desta jornada. Obrigado por ser minha parceira por todos esses anos, por me aturar, por ser a minha maior inspiração e por criar comigo nossa melhor obra (ainda inacabada), nosso filho Artur da Cunha Aranha. Sem vocês, nada teria sido possível.

À Universidade Santa Cecília - UNISANTA, que me acolheu e incentivou para este projeto, sempre acreditando na pesquisa acadêmica como eixo do desenvolvimento tecnológico e progresso científico da nossa nação.

Aos professores com os quais convivi nessa trajetória: Prof. Dr. Marcos Montani Caseiro, Prof. Dr. Antonio Carlos da Ponte, Prof. Dr. Luciano Pereira de Souza, Prof.<sup>a</sup> Dra. Patricia Gorisch, Prof. Dr. Marcelo Lammy, Prof. Dr. Renato Mehanna, nas pessoas das quais saúdo os demais docentes.

Agradecimento especial à minha Orientadora, Prof.<sup>a</sup> Dra. Renata Salgado Leme, a qual me guiou nesse iter, incentivando e mostrando o Norte para que esse objetivo fosse alcançado. Com sua peculiar didática e paciência, inerentes ao seu magistério, sem seu auxílio, nada aconteceria.

Aos discentes e amigos que amealhei nessa jornada, pessoas que muito contribuíram para a consecução desse projeto, e especialmente ao Mestre Felipe de Bastos Freire Alvarenga, com quem muito aprendi na produção de artigos científicos.

## RESUMO

O presente estudo aborda a incidência dos poluentes emergentes nas águas tratadas no Brasil, indicando o rol das principais substâncias, descrevendo seus impactos ambientais e seus efeitos adversos à saúde humana, destacando a deficiência da regulamentação destes no Brasil, demonstrando a necessidade de novos paradigmas para a temática. A metodologia utilizada consiste num estudo exploratório com base em levantamento bibliográfico. Os objetivos deste trabalho foram indicar o rol dos principais poluentes emergentes presentes nas águas de superfície, seus impactos ambientais, seus efeitos adversos à saúde humana, destacar a carência da regulamentação destes no Brasil, e indicar a necessidade de novos paradigmas sobre o tema. O trabalho foi titulado como “*A potabilidade da água e os contaminantes emergentes: a necessidade de um novo paradigma*”, estruturado em quatro capítulos, assim sequenciados: 1) *contaminantes emergentes*; 2) *impactos ambientais e à saúde*; 3) *legislação, portarias, controle, vigilância e desafios acerca da potabilidade da água* e 4) *direito do cidadão à água potável*. Conclui-se pela necessidade de alteração normativa em relação à potabilidade da água, com ênfase em métodos efetivos para a remoção dos contaminantes emergentes, em consonância com o marco temporal estabelecido pelo novo sistema regulatório do saneamento básico no Brasil (Lei nº 14.026/20), a PEC que disciplina o acesso à água potável como direito fundamental, e os compromissos assumidos pelo Brasil ao subscrever a Agenda 2030 da ONU.

**Palavras-chave:** Meio Ambiente. Novo Paradigma. Poluentes Emergentes. Saúde.

## ABSTRACT

This study addresses the incidence of emerging pollutants in treated waters in Brazil, indicating the list of main substances, describing their environmental impacts and adverse effects on human health, highlighting the deficiency of their regulation in Brazil, and demonstrating the need for new paradigms on the subject. The methodology used consists of an exploratory study based on literature review. The objectives of this work were to indicate the list of main emerging pollutants present in surface waters, their environmental impacts, their adverse effects on human health, highlight the lack of regulation of these in Brazil, and indicate the need for new paradigms on the subject. The work was titled "*Water Potability and Emerging Contaminants: The Need for a New Paradigm*" structured in four chapters, sequenced as follows: 1) emerging contaminants; 2) environmental and health impacts; 3) legislation, ordinances, control, surveillance, and challenges regarding water potability; and 4) citizens' right to potable water. It concludes by emphasizing the need for regulatory changes concerning water potability, with an emphasis on effective methods for removing emerging contaminants, in line with the timeline established by the new regulatory framework for basic sanitation in Brazil (Law No. 14.026/20), the constitutional amendment that disciplines access to potable water as a fundamental right, and the commitments assumed by Brazil by subscribing to the UN Agenda 2030.

**Keywords:** Environment. New Paradigm. Emerging Pollutants. Health.

## ABREVIATURAS

ANA – Agência Nacional de Águas

ANVISA – Agência Nacional de Vigilância Sanitária

BPA – Bisfenol A

CAG – Carvão Ativado Granular

CE – Contaminantes Emergentes

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente

CRL – Cloro Residual Livre

CNEM – Comissão Nacional de Energia Nuclear

CNS – Código Nacional de Saúde

DATASUS – Departamento de Informática do Sistema Único de Saúde

DE – Disruptores Endócrinos

DES – Dietilestilbesterol

DNPS – Departamento Nacional de Saúde Pública

E.coli – Escherichia coli

ETA – Estação ou Estações de tratamento de água

ETAR– Estação ou Estações de tratamento de água residuais

ETE – Estação ou Estações de tratamento de efluentes

FAs – Fatores de Avaliação

FUNASA – Fundação Nacional de Saúde

HPAs– Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais

LAD – Limite Analítico de Quantificação

LQD – Limite de Quantificação

LOD – Limite de Detecção

MF – Microfiltração

MoA – Modo de Ação

MS – Ministério da Saúde

NF – Nanofiltração

OCDE – Organização para Cooperação e Desenvolvimento Econômico

OMS – Organização Mundial da Saúde

ONU – Organização das Nações Unidas

OPAS – Organização Pan-Americana de Saúde

OR – Osmose reversa

PBDEs – Éteres Difenílicospolibromados

PCBs – Bifenilos Policlorados

PE – Poluentes Emergentes

PEC – Projeto de Emenda Constitucional

PEC – Concentração Ambiental Prevista

PFASs– Substâncias Perfluoroalquil

PFHP – Produtos Farmacêuticos e de Higiene Pessoal

PNEC– Concentração Prevista sem Efeito

POA – Processo Oxidativo Avançado

PP – Poluentes Prioritários

PPCPs – Produtos Farmacêuticos e de Cuidados Pessoais

PSH – Plano de Segurança Hídrica

PSA – Plano de Segurança da Água

SAA – Sistema de Abastecimento de Água

SAC – Solução Alternativa Coletiva

SISAGUA – Sistema de Vigilância da Qualidade da Água para o Consumo Humano

SIS – Sistema de Informação em Saúde

SNIS – Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento

SNS– Sistema Nacional de Saúde

SVS – Secretaria de Vigilância em Saúde

VIGIAGUA – Vigilância da Qualidade de Água para Consumo Humano

VMD – Valor Máximo Desejável

VMP –Valor Máximo Permitido

UF – Ultrafiltração

µg/L – Micrograma por Litro

ng/L – Nanograma por Litro

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Processo de bioampliação do DDT .....	32
Figura 2 - Bioacumulação e seus efeitos na alimentação.....	41

# SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>13</b>
<b>1 CONTAMINANTES EMERGENTES (CE)</b> .....	<b>18</b>
1.1 Ocorrência de contaminantes emergentes em diferentes matrizes no Brasil.....	20
1.1.1 Produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais (PPCPs).....	22
1.1.2 Rastreadores de poluição urbana.....	23
1.1.3 Disruptores endócrinos (DE) .....	23
1.1.4 Drogas ilícitas .....	24
1.1.5 Pesticidas e agroquímicos.....	25
1.1.6 Derivados de Petróleo - Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) e Bifenilos Policlorados (PCBs) .....	27
<b>2 IMPACTOS AMBIENTAIS E À SAÚDE</b> .....	<b>29</b>
2.1 Pesticidas e agroquímicos.....	31
2.1.1 Ameaça à biodiversidade aquática.....	33
2.1.2 Ameaça à biodiversidade terrestre .....	34
2.1.3 Impactos na saúde humana .....	36
2.2 Derivados de Petróleo: PCB e HPA.....	38
2.2.1 Efeitos ambientais dos HPAs.....	40
2.2.2 Efeito dos HPAs na saúde humana.....	42
2.2.3 Efeitos ecotóxicos dos PCBs.....	43
2.3 Produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais (PPCPs).....	44
2.3.1 Riscos ambientais de PPCPs .....	45
2.3.2 Riscos à saúde humana .....	47
<b>3 LEGISLAÇÃO, PORTARIAS, CONTROLE, VIGILÂNCIA E DESAFIOS ACERCA DA POTABILIDADE DA ÁGUA</b> .....	<b>48</b>
3.1 Esboço histórico e aperfeiçoamento da regulação da água para o consumo humano .....	49

3.2 Aspectos do controle e vigilância sobre a potabilidade de água .....	57
3.2.1 O controle .....	58
3.2.2 A vigilância .....	59
3.3 Desafios acerca da potabilidade de água no brasil .....	61
3.3.1 Ausência de consenso na qualificação e quantificação dos poluentes emergentes.....	61
3.3.2 Métodos eficazes para remoção dos contaminantes emergentes no tratamento de água para o consumo humano .....	63
3.3.3 Remoção dos poluentes emergentes e o marco temporal do artigo 11-B da Lei nº 14.026/20.....	66
<b>4 DIREITO DO CIDADÃO À ÁGUA POTÁVEL.....</b>	<b>70</b>
4.1 Água potável e Direitos Humanos .....	72
4.2 Senado aprova PEC que inclui a água potável como direito fundamental	74
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS .....</b>	<b>78</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>82</b>

## INTRODUÇÃO

Nas últimas décadas recrudescceu-se a inquietação do ser humano com as questões ambientais. Isso defluiu de diversos eventos científicos realizados ao redor do globo que versam sobre sustentabilidade, mudanças climáticas, poluição, alteração em ecossistemas, impactos à saúde humana etc. Nessa abordagem, ganha destaque a poluição derivada de produtos químicos, notadamente os nominados poluentes prioritários (PP), reconhecidamente nocivos à saúde humana, considerando sua toxicidade, efeitos mutagênicos e cancerígenos, com sua persistência no meio ambiente (GROS *et al.*, 2008, p. 110). Esses poluentes estão catalogados em uma lista de 129 substâncias tóxicas determinadas pela *Environmental Protection Agency*, os quais possuem normatização, padrões e métodos analíticos estabelecidos há anos por agências internacionais.

Sem embargo dos poluentes prioritários (PP) presentes nas águas de superfície, com o avanço tecnológico e a necessidade da produção em escala de bens de consumos, alimentos, químicos, medicamentos e outros, considerando o crescimento exponencial da população do planeta, passou-se a perceber a ocorrência de outros compostos que são depositos ao meio ambiente, através resíduos industriais, químicos, agrícolas e efluentes domésticos. Nominados poluentes ou contaminantes emergentes, a constatação, quantificação e determinação de suas ameaças à saúde humana vêm chamando a atenção da comunidade científica. Esse novo grupo de poluentes oriundos de produtos de higiene pessoal, surfactantes, aditivos de combustíveis, plastificantes, retardantes de chamas, entre outros, carecem de normatização específica sobre sua ocorrência em águas de superfície que são fonte de captação das empresas que exploram o serviço de tratamento e distribuição de água potável nos grandes centros urbanos. Portanto, faz-se necessária sua catalogação, monitoramento e análise sobre sua acumulação e consequências aos seres vivos (GROS *et al.*, 2008, p.112).

Dúvida não há sobre o grau de toxicidade dos poluentes emergentes à bioacumulação nos organismos, porém, sua ocorrência e consequências ambientais carecem de estudos e trabalhos científicos. Usa-se a nomenclatura “emergente” tendo em vista que, a partir de avanços tecnológicos, passou-se a associá-los com a ocorrência de determinadas patologias, como, por exemplo, problemas endócrinos

nos seres vivos ligados à alta concentração de descarte hormonal nos efluentes domésticos em mananciais hídricos. O estudo leva em conta substâncias usadas há anos pelo ser humano, sem anotação de nocividade pela bioacumulação, bem como novos compostos derivados do aperfeiçoamento da produção (industrial, agrícola, química e farmacêutica). Entre os emergentes, tem-se: ftalatos (usados em embalagens plásticas); pesticidas (como controle de pragas agrícolas); compostos polialogenados (orgânicos aromáticos); medicamentos, cosméticos e outros produtos de uso pessoal. Esses compostos são lançados em grande quantidade em ambientes hídricos, sem qualquer tratamento, e, por possuírem características físico-químicas (persistência, volatilidade, lipofilicidade etc.), dispersam-se nas águas de superfície e, a longo prazo, impactam perenemente na saúde ambiental (Moreira *et al.*, 2013, p. 15).

Essas substâncias causam interferência no funcionamento regular do sistema endócrino de seres vivos, sendo catalogadas como disruptores endócrinos. Mesmo com esses e outros malefícios retratados por estudos que anotam sua ocorrência em baixas concentrações em corpos hídricos, na proporção de  $\mu\text{g/L}$  ou  $\text{ng/L}$ , carecem de normatização mais efetiva e clara nas regulamentações que tratam da potabilidade da água. Dessa forma, faz-se urgente a inclusão da discussão sobre os poluentes emergentes nas políticas públicas ambientais para inclusão do tema no plano nacional de resíduos, com a finalidade de obter uma gestão ambiental nacional e integrada eficaz para a proteção da geração presente e futura (Napoleão, 2011, p.160).

A produção crescente dos poluentes emergentes e a falta de regulamentação no seu descarte em águas de superfície, durante décadas, fizeram com que os seres vivos estivessem expostos a esses sem que houvesse qualquer controle sobre os efeitos derivados dessa interação. Essas substâncias são encontradas em mananciais hídricos, principalmente nos situados próximos a áreas densamente habitadas, grandes centros urbanos e ocupações demográficas desorganizadas, pois, dada a carência no sistema de coleta e tratamento de esgotos, os efluentes acabam por serem lançados *in natura* nas águas de superfície. Além disso, as empresas que exploram o serviço de fornecimento de água captam sua matéria prima nesses locais, e os sistemas convencionais de tratamento não eliminam tais substâncias, entregando o produto final que, pela regulamentação moderna, é potável, porém contém várias dessas substâncias nocivas à saúde humana. Portanto, a introdução de tais substâncias prejudiciais à saúde nos corpos hídricos pode contaminar tanto a

população que consome a água, quanto as espécies de vida aquática (Moreira *et al.*, 2013, p.18). Sendo assim, são necessárias ações de saneamento ambiental com o desiderato de mitigar, fiscalizar, tratar e normatizar quais são os poluentes emergentes e seus níveis de segurança presentes em recursos hídricos, além da conceituação de água potável.

Nesse contexto, países de primeiro mundo produziram alguns estudos acadêmicos sobre o tema. Ainda que incipientes, passaram a se preocupar com a incidência de tais poluentes em recursos hídricos e suas consequências, de modo a começarem a desenvolver políticas públicas ambientais, culminando em normas sobre produção, uso e descarte desses contaminadores no meio ambiente.

Dessa forma, mostra-se que, quando se fala de saúde, é evidente que a adoção de políticas públicas ambientais está implícita na temática, pois, ao tratar de abastecimento de água potável, coleta, tratamento e deposição de resíduos sólidos e sanitários, está ocorrendo a proteção e a melhora da qualidade de vida da população. Para tanto, há necessidade de proteção integral das bacias hídricas, a fim de se obter maior controle e eficiência nas atividades fiscalizadoras, haja vista que as fontes poluidoras são diversas e contínuas. Portanto, mesmo que acanhadas, algumas ações governamentais mostram-se como fontes mitigadoras dessa degradação, por exemplo: a implantação das Estações de Tratamento de Esgoto (ETE) e Estações de Tratamento de Água (ETA); programas de despoluição e recuperação de rios por meio do restabelecimento de suas condições originais (Machado *et al.*, 2007).

Outro ponto de importância é o de que o uso de técnicas convencionais no tratamento de água mostra-se inadequado, segundo estudos (Arfanis *et al.*, 2017), dado que há ineficiência para o controle e eliminação de muitos micropoluentes, como os fármacos, hormônios e outros considerados disruptores endócrinos. A conclusão do referido estudo feito na União Europeia levou em conta a persistência dos poluentes emergentes, mesmo após a intervenção, pois amostras revelavam concentrações preocupantes, sendo que variavam de dezenas de ng/L a milhares de µg/L. Isso mostra que esses compostos são biologicamente ativos, com baixa biodegradação, muito solúveis em ambiente aquático; portanto, após o descarte das águas servidas, volviam aos mananciais, contaminando as águas naturais.

O aumento da poluição ambiental está diretamente ligado ao crescimento vertiginoso populacional mundial nas últimas décadas, graças à produção de imunizantes, antibióticos e outros fármacos e alimentos em larga escala. Por outro

lado, as águas de superfície aptas ao tratamento e consumo humano tornam-se escassas, além dos problemas de esgotamento sanitário, cada vez mais árduos de serem solucionados (Ribeiro; Rooke, 2010). O tratamento das águas servidas no Brasil apresenta-se como o serviço de saneamento ambiental com a maior precariedade na maioria das cidades brasileiras, sendo uma das maiores dificuldades ao gestor público (IBGE, 2017). Segundo estudo do IBGE, realizado em 2011, nomeado *Atlas do Saneamento no Brasil*, os determinantes demográficos da demanda por saneamento constituem-se dos seguintes aspectos: tamanho da população, ritmo de crescimento e grau de urbanização.

A ocorrência da cafeína em águas naturais no Brasil é um sinal claro e esperado da crítica situação do saneamento básico no país, principalmente nas grandes cidades que tiveram crescimento demográfico rápido não correspondente a um investimento em saneamento ambiental, pois a substância é considerada um marcador da degradação ambiental e da existência de outros contaminantes emergentes (CE) nos mananciais hídricos. Os números do IBGE de 2010 indicaram que apenas 32,9% da população brasileira possuem coleta de efluentes sanitários, e apenas uma parte desses são adequadamente tratados antes do lançamento nos corpos d'água (Raimundo, 2011, p. 203). Já em 2015, segundo dados coletados no Sistema Nacional sobre Saneamento (SNIS), apenas 50,3% da população brasileira era servida com serviço de esgotamento sanitário, e o tratamento desses efluentes alcançava apenas 42,67% antes de serem lançados ao meio ambiente.

Dessa forma, a ocorrência de inúmeros contaminantes emergentes (CE) em águas naturais no Brasil está diretamente ligada ao descarte de efluentes sem tratamento em águas naturais, de modo que a identificação e a concentração deles dependem do índice de coleta de esgotos, técnicas e processos usados nas ETE e ETA, bem como a razão entre demanda e disponibilidade de água e as características inerentes de cada contaminante (Sodré, 2012).

Nesse contexto, denota-se que o controle e a regulamentação da potabilidade de água no Brasil são deficientes, posto que o descarte dos contaminantes emergentes (CE) em águas de superfície, por meio dos efluentes domésticos e industriais, sem qualquer fiscalização sobre a ocorrência desses ou qualquer processo de purificação com efetiva eficácia na eliminação, redundará a médio e longo prazo em alterações no sistema endócrino de humanos, sem prejuízo de desequilíbrio

ambiental. Portanto, é de grande necessidade a revisão sobre o conceito e regulação de potabilidade de água no Brasil.

Sendo assim, os objetivos deste trabalho são: indicar o rol dos principais poluentes emergentes presentes nas águas de superfície, seus impactos ambientais, seus efeitos adversos à saúde humana; destacar a carência da regulamentação destes no Brasil, e indicar a necessidade de novos paradigmas sobre o tema.

Para alcançar os objetivos propostos, a presente dissertação é estruturada com a abordagem das principais definições relativas a poluentes emergentes, de acordo com a visão doutrinária. Além disso, é realizada uma breve contextualização histórica sobre os poluentes emergentes e discutidos os principais contaminantes e seus impactos ao meio ambiente e à saúde humana. Prosseguindo, são abordados os impactos ambientais e à saúde, descrevendo os interferentes endócrinos, quantificação e caracterização dos poluentes emergentes. Trata-se, também, da importância do saneamento ambiental, bem como do tratamento convencional de água utilizado no Brasil. Em sequência, é exposta a evolução do padrão normativo de potabilidade de água no Brasil, demonstrando as portarias, controle, vigilância, e, encerrando com os desafios acerca da potabilidade de água. Ao final, aborda-se o direito do cidadão à água tratada, dentro do contexto da água potável e direitos humanos, enveredando na exposição de motivos do Projeto de Emenda Constitucional do Senado Federal que inclui água potável como direito fundamental.

A metodologia utilizada foi o estudo exploratório com base em levantamento bibliográfico, por meio do método dedutivo com base na análise de fontes bibliográficas, livros, sites e artigos científicos relacionados ao tema.

## 1 CONTAMINANTES EMERGENTES (CE)

Ao longo do século XX, o crescimento e envelhecimento populacional e o desenvolvimento das indústrias agroquímica, química, cosmética e farmacêutica levaram à síntese e ao aumento da produção de inúmeros compostos que são atualmente e continuamente consumidos e descartados diariamente por milhões de pessoas em todo o mundo (Bayer *et al.*, 2014). Simultaneamente, o aprimoramento das técnicas de química analítica permitiu a identificação desses compostos químicos em concentrações reduzidas, como microgramas ( $\mu\text{g}$ ) e nanogramas por litro ( $\text{ng L}^{-1}$ ), e em diversos compartimentos ambientais, tais como: solo, águas superficiais e subterrâneas, sedimentos e atmosfera. Como consequência, a ocorrência onipresente de produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais, ftalatos, agroquímicos, desreguladores endócrinos, compostos aromáticos policíclicos e seus produtos de transformação em diferentes matrizes ambientais puderam ser detectados e se tornou um assunto de interesse público (Llorca *et al.*, 2017).

Alguns deles são classificados como contaminantes emergentes, ou seja, substâncias naturais ou antropogênicas de preocupação emergente que não são comumente monitoradas, mas são encontradas no meio ambiente e podem causar efeitos adversos conhecidos ou suspeitos em humanos ou na vida selvagem (Richardson; Kimura, 2016). Pesticidas, produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais, hormônios, filtros solares/UV, drogas ilícitas, compostos perfluorados, subprodutos de desinfecção, nanomateriais e microplásticos estão entre as substâncias mais investigadas (Llorca *et al.*, 2017).

Na verdade, inúmeros contaminantes de preocupação emergente estão sendo investigados em todo o mundo, uma vez que trabalhos pioneiros revelaram efeitos negativos na reprodução de peixes relacionados à presença de hormônios naturais e sintéticos provenientes de descargas de estações de tratamento de águas residuais (ETAR). Uma vez consumidos pela população e coletados em linhas de esgoto, os CE fluem para ETAR, que geralmente não são projetados para removê-los (Ribeiro *et al.*, 2015). Portanto, quando o efluente da ETAR é descarregado em mananciais, flui para os receptores de água e pode se infiltrar nas águas subterrâneas ou permanecer adsorvido no solo e sedimento, dependendo de suas propriedades físico-químicas (Lofrano *et al.*, 2020). Descarte de esgoto não tratado em águas superficiais, descarte

impróprio de medicamentos/cosméticos vencidos em banheiros ou aterros sanitários também podem ser uma fonte de CE para as águas superficiais e subterrâneas (Kiesling *et al.*, 2019).

Em regiões agrícolas, o escoamento de produtos farmacêuticos usados para fins veterinários em confinamentos e de pesticidas de campos de cultivo podem facilmente atingir o solo e as águas superficiais. Os agroquímicos também podem contaminar as águas subterrâneas, dependendo das propriedades do solo e da profundidade do aquífero, e sua ocorrência é notável nessas águas (Letsinger; Kay, 2019). Além disso, os incêndios agrícolas liberam hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPA) para a atmosfera, de onde chegam às águas superficiais e aos sedimentos. Os HPAs também são considerados CE e podem ser introduzidos no meio ambiente por meio de águas residuais industriais não tratadas, incêndios florestais e reações da queima de combustível fósseis (Khan *et al.*, 2020). Também utilizados na indústria química, os plastificantes, como os ftalatos, são atualmente aplicados em cosméticos, plásticos, tapetes, pílulas farmacêuticas e brinquedos para aumentar a flexibilidade do plástico. Se dispostos ao solo, os ftalatos podem culminar em águas superficiais e costeiras perto de áreas urbanas (Singh *et al.*, 2019).

O destino de cada CE no meio ambiente é ditado por suas propriedades físico-químicas e sua interação com a matriz ambiental na qual entrou. Uma vez que um contaminante emergente ou seu metabólito ou produto de transformação atinge um compartimento ambiental, ele pode sofrer vários fenômenos, como adsorção, absorção, diluição, hidrólise, fotólise, biodegradação, volatilização, oxidação ou complexação (Patel *et al.*, 2019). Cada um desses fenômenos leva à degradação, transformação ou persistência do composto no meio ambiente. Portanto, CEs são frequentemente encontrados em concentrações reduzidas ( $\mu\text{g}$  a  $\text{ng L}^{-1}$ ) em compartimentos ambientais.

Embora os CEs estejam atualmente presentes em concentrações atenuadas nas águas superficiais, subterrâneas e solos, eles representam uma ameaça à integridade do ecossistema (Kumara *et al.*, 2018). Devido ao avanço da ecotoxicologia ambiental nas últimas décadas, o CE tem sido associado à feminização (Kohno *et al.*, 2018), mudanças comportamentais em peixes (Sumi; Chitra, 2019), impotência sexual (Cato *et al.*, 2017), distúrbios neurológicos, reprodutivos e imunológicos em animais (Khan *et al.*, 2020), cânceres (Baken *et al.*, 2018), desenvolvimento de genes resistentes a antibióticos em bactérias (Wang *et al.*, 2019), obesidade, doenças

cardíacas e desenvolvimento de diabetes tipo 2 em humanos (Soltero *et al.*, 2021), redução da diversidade de microinvertebrados em rios (Matamoros *et al.*, 2020), entre outros efeitos ecotoxicológicos. Considerando que eles são frequentemente misturados em matrizes complexas no ambiente, a toxicidade de um contaminante pode ser aumentada (sinergismo) ou eliminada (antagonismo) devido à presença de outros. Mesmo assim, pouco se sabe sobre o impacto ecológico dessas misturas (Ansah *et al.*, 2020). Além disso, os compostos hidrofóbicos tendem a bioacumular nos tecidos das espécies aquáticas, entrando, assim, na cadeia alimentar terrestre de onde os humanos podem ser expostos a altas concentrações como consumidores (Ahmad *et al.*, 2020).

Nas últimas décadas, como consequência de todas essas descobertas recentes sobre CE, agências ambientais em nações desenvolvidas atualizaram as diretrizes da legislação a fim de promover um melhor controle e/ou prevenir a introdução de CE em solo, águas superficiais e subterrâneas, promovendo a manutenção da qualidade da água e a proteção dos recursos e ecossistemas. No entanto, as regulamentações ambientais sobre CE estão atualmente limitadas aos países desenvolvidos. No Brasil, alguns compostos, principalmente os agrotóxicos, devem ser monitorados para fins de padrões de qualidade da água potável e segurança à saúde humana. No entanto, não existem requisitos legais quanto ao controle desses CE dentro das ETERs a fim de minimizar ou prevenir o lançamento desses em compartimentos ambientais.

### **1.1 Ocorrência de contaminantes emergentes em diferentes matrizes no Brasil**

A maioria dos estudos publicados em artigos científicos internacionais sobre a ocorrência de CE no Brasil foi realizada na região sudeste do Brasil, mais especificamente nos estados de São Paulo (SP) e Rio de Janeiro (RJ), enfatizando, assim, a necessidade de estudos contemplando bacias hidrográficas localizadas em outras regiões. O Brasil possui um grande território, sendo o quinto maior país do mundo. As regiões brasileiras apresentam grandes variações de clima, demografia e condições sociais, e esses fatores desempenham papéis importantes no padrão de consumo de produtos químicos usados no dia a dia nas diferentes regiões do país.

Como a maioria dos estudos foi realizada no entorno de São Paulo e Rio de Janeiro, as duas maiores cidades do Brasil, os dados disponíveis sobre a ocorrência

de CE são indicativos para outras grandes cidades do país. As regiões agrícolas, por exemplo, ocorrem principalmente nos estados localizados nas regiões Centro-Oeste e Sul do país, responsáveis por mais de 70% da produção agrícola total (IBGE, 2021). Portanto, é extremamente necessário investigar a ocorrência de agrotóxicos e agroquímicos em águas superficiais e potáveis nesses locais e não de fármacos e produtos de higiene pessoal, que devem ser monitorados principalmente em áreas altamente urbanizadas.

Para avaliar a real situação da ocorrência de CE neste extenso país, a abordagem mais adequada seria coletar dados sobre o consumo de produtos químicos em cada região e, em seguida, realizar triagens periódicas para a ocorrência das substâncias mais consumidas em cada uma delas. Conseqüentemente, os dados recolhidos seriam valiosos para estabelecer normas adequadas. Entretanto, a fim de reduzir os custos de monitoramento, alguns pesquisadores afirmam que o monitoramento deve ser realizado para um conjunto restrito de compostos selecionados como indicadores para todas as classes de CE. Nesse caso, a lista de compostos a serem monitorados periodicamente teria que ser meticulosamente planejada (Jin; Peldszus, 2012).

Além disso, ensaios ecotoxicológicos de atividade estrogênica e toxicidade aguda e crônica devem ser realizados em águas superficiais ou efluentes tratados como indicadores da presença de grupos-chave de produtos químicos, confirmando assim (ou não) a necessidade de realização de análise individual na ocorrência de compostos. A realização de bioensaios permite detectar os efeitos promovidos pela presença de um grupo de compostos, mesmo quando cada um deles está presente em concentrações extremamente reduzidas em águas superficiais e abaixo dos limites de quantificação (LOQ) e detecção (LOD) de alguns compostos (Tahar *et al.*, 2018).

Porém, ao avaliar a ocorrência de contaminantes emergentes no Brasil, a maioria dos trabalhos publicados realizou rastreamento exclusivamente analítico, conforme apresentado para cada turma nas seções seguintes.

### **1.1.1 Produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais (PPCPs)**

Uma das primeiras pesquisas publicadas investigou a presença de diferentes classes de fármacos de uso humano e veterinário (analgésicos, reguladores de

lipídios e anti-inflamatórios não esteroidais, AINEs) em 17 grandes córregos do estado do Rio de Janeiro. Amostras de águas residuais municipais, águas superficiais (rio e mar) e água potável foram analisadas (Stumpf *et al.*, 1999). Nove dos 13 compostos investigados foram detectados em águas residuais municipais, e as concentrações máximas correspondem ao regulador lipídico benzafibrato ( $1,2 \mu\text{g L}^{-1}$ ), ácido clofíbrico ( $1,0 \mu\text{g L}^{-1}$ ) e indometacina ( $0,95 \mu\text{g} \cdot \text{L}^{-1}$ ). Por outro lado, nenhum dos fármacos estava presente na água potável. Para águas superficiais e salinas, o ácido clofíbrico, o diclofenaco e o naproxeno foram frequentemente detectados em uma faixa de concentração que variou de  $0,01$  a  $0,06 \mu\text{g L}^{-1}$ .

A maioria dos estudos investiga a ocorrência de fármacos em compartimentos ambientais no Brasil e analisa compostos que são intensamente consumidos nas regiões desenvolvidas do mundo, principalmente na Europa e nos Estados Unidos da América, e para os quais protocolos de detecção analítica estão bem estabelecidos na literatura, como paracetamol, ibuprofeno, diclofenaco, carbamazepina e atenolol (Donnachie *et al.*, 2016). Conforme estudo realizado em Rio Negro, região carente de rede de esgoto, a ocorrência de alguns compostos como diclofenaco ( $88 - 528 \text{ ngL}^{-1}$ ), carbamazepina ( $14 - 652 \text{ ngL}^{-1}$ ) e  $\beta$ -bloqueadores (metoprolol:  $5 - 13 \text{ ngL}^{-1}$ ) e propranolol ( $26 \text{ ngL}^{-1}$ ) foram comparáveis aos encontrados em rios europeus que recebem águas residuais municipais tratadas, confirmando, assim, a incapacidade das estações de tratamento convencionais para remover esses compostos (Ribeiro *et al.*, 2015).

Considerando que o tratamento possibilita a retirada parcial da CE alvo, o fato de as concentrações desses medicamentos nas águas superficiais europeias serem semelhantes, e não inferiores, às encontradas em águas que recebem esgoto não tratado pode indicar maior consumo desses medicamentos naquele continente. Portanto, avaliar a ocorrência de compostos frequentemente consumidos na Comunidade Europeia pode não refletir o real estado de contaminação por fármacos em compartimentos ambientais no Brasil, uma vez que os padrões de consumo, contexto epidemiológico, regulamentação e regras de prescrição variam amplamente entre os países (Lindström *et al.*, 2002). Além disso, ibuprofeno, atenolol, carbamazepina e diclofenaco ocorreram na faixa  $\mu\text{g L}^{-1}$  em todas as amostras coletadas em águas residuais municipais tratadas em diferentes áreas urbanas da Argentina. Esses resultados confirmam a relação entre o descarte de efluentes e a

poluição das águas superficiais na Argentina, outro país em desenvolvimento, como ocorre no Brasil (Elorriaga *et al.*, 2013).

### **1.1.2 Rastreadores de poluição urbana**

Embora possa haver algumas discrepâncias em relação à ocorrência de fármacos e produtos de higiene pessoal em compartimentos ambientais em diferentes regiões do mundo, existem alguns compostos que apresentam ocorrência generalizada. Esses compostos são frequentemente chamados de “rastreadores de contaminação de águas residuais municipais” (Froehner *et al.*, 2010, p.33-41). É o caso da cafeína e do bisfenol A (BPA), cuja ocorrência perto de áreas urbanas já é conhecida. A cafeína e o BPA já foram analisados em águas superficiais, água potável, águas residuais municipais e efluentes de ETARs no Brasil, e suas ocorrências são semelhantes às observadas em outros continentes (Conceição *et al.*, 2020). A carbamazepina também foi proposta para ser usada como marcador de poluição urbana em águas europeias, uma vez que estudos relataram a ocorrência generalizada dessa droga em águas superficiais.

Embora faltem dados para os países em desenvolvimento, alguns dados sobre a ocorrência do BPA no Brasil estão disponíveis. O BPA foi detectado em todas as campanhas de amostragem realizadas em águas superficiais de São Paulo, e em 52% das amostras as concentrações variaram de 204 a 13.016 ngL<sup>-1</sup> (Montagner; Jardim, 2011). De forma alarmante, o BPA foi detectado em níveis baixos nas bebidas fornecidas à cidade de Campinas, interior do estado de São Paulo. A exposição ao BPA em humanos já foi associada a efeitos endócrinos, doenças cardíacas e diabetes tipo 2, mas os efeitos diretos dessa exposição aos consumidores ainda são desconhecidos (Sodré *et al.*, 2010).

### **1.1.3 Disruptores endócrinos (DE)**

Os DEs têm sido intensamente investigados em águas ambientais em países desenvolvidos devido ao seu potencial de causar distúrbios nos sistemas endócrinos de humanos e animais selvagens. Como para todas as outras classes de CE, a ocorrência de DE em compartimentos ambientais pode ser quantificada por meio de

ferramentas cromatográficas (métodos de cromatografia gasosa ou líquida). Além disso, devido à interação de DE com receptores hormonais em células animais, o efeito desses compostos em amostras ambientais também pode ser quantificado (Mansilla *et al.*, 2020). Este efeito é geralmente referido como atividade estrogênica, potencial estrogênico ou estrogenicidade, e pode ser quantificado *in vitro* (ligação ao receptor de estrogênio; ensaios de levedura, ensaios de proliferação celular) ou bioensaios *in vivo* (ensaio uterotrófico em ratos) (Appa *et al.*, 2018; Ocharoen *et al.*, 2018), e é expresso como equivalente de 17 $\beta$ -estradiol (EQ-E2 ngL<sup>-1</sup>), um composto de referência usado como controle positivo. A atividade estrogênica pode ocorrer mesmo se cada DE estiver presente no ambiente abaixo dos limites de detecção analítica. Portanto, além da análise de quantificação, é fundamental a realização desses bioensaios a fim de avaliar adequadamente o efeito do DE no meio ambiente e garantir a integridade do ecossistema (Vilela *et al.*, 2018).

Além dos hormônios naturais e sintéticos, existem outros produtos químicos, como metais pesados, pesticidas e produtos farmacêuticos, que também podem ser reconhecidos por receptores endócrinos nas células, causando também distúrbios endócrinos (Chormey *et al.*, 2018). É altamente recomendável que sua atividade e ocorrência também sejam devidamente investigadas por bioensaios e análises em águas residuais municipais tratadas antes do descarte e em águas superficiais. Na verdade, considerando que os hormônios ocorrem nas águas superficiais em concentrações reduzidas, que podem ser inferiores aos limites analíticos de quantificação (LOQ), e a variedade de compostos que contêm potencial estrogênico, pode ser mais fácil, menos caro e demorado para monitorar a atividade estrogênica na produção de ETARs e na água de superfície em vez de pesquisar cada hormônio ou DE individualmente (Malaj *et al.*, 2014).

#### **1.1.4 Drogas ilícitas**

Entre as drogas ilícitas, apenas a cocaína e seu metabólito benzoilecognina foram investigados quanto à sua ocorrência em águas superficiais e águas residuais brasileiras. A presença dessa droga em águas superficiais tem sido associada a “pontos e momentos quentes”, que podem ser definidos como ocasiões em que o consumo de drogas ilícitas recreativas aumenta (por exemplo: carnaval, no Brasil, ou eventos esportivos em todo o mundo) (Rosi-Marshall *et al.*, 2015, p.18-25).

Um dos estudos realizados sobre a ocorrência de cocaína e benzoilecognina (metabólito da cocaína) no Brasil foi realizado na Baía de Santos (SP), região em que o emissário marinho trata principalmente águas residuais municipais diretamente para o mar (4,5 km do litoral). As amostras foram coletadas durante o período de carnaval, sendo, portanto, representativas de um “momento quente” para o consumo dessa droga. A droga ilícita e seu metabólito foram encontrados em todas as amostras, e suas concentrações (12,6 a 537,9 ng L<sup>-1</sup> para cocaína e 4,6 a 20,8 ng L<sup>-1</sup> de benzoilecognina) foram maiores do que as encontradas para fármacos e cafeína em alguns pontos de amostragem (Pereira *et al.*, 2016). Além disso, essas concentrações foram superiores aos valores encontrados para a ocorrência dessas drogas em águas do mar em outros lugares (Klosterhaus *et al.*, 2013).

Em estudo realizado na Bacia do Rio Negro, próximo à cidade de Manaus (AM), as concentrações de cocaína e seu metabólito estavam dentro do nível µg L<sup>-1</sup>, acima das concentrações detectadas para fármacos e de acordo com a concentração de cocaína encontrada em águas doces na Europa. Considerando que a cidade de Manaus se desenvolveu sem nenhum planejamento urbano, que é o caso de muitas cidades de países em desenvolvimento, e que a falta de planejamento urbano culminou na falta de tratamento de esgoto (apenas 20% dos 2 milhões de habitantes de Manaus têm acesso à rede de esgoto), os autores sugeriram que a cocaína e seu metabólito poderiam ser usados como marcadores de urbanização não planejada na região (Thomas *et al.*, 2014). No entanto, isso não ocorre em todas as regiões, uma vez que a cocaína foi detectada em águas superficiais, mesmo perto de cidades planejadas, onde o tratamento de esgoto está disponível para a maioria da população, indicando a ineficiência do tratamento para remover este composto (Rosi-Marshallet *al.*, 2015).

### **1.1.5 Pesticidas e agroquímicos**

A ocorrência de agrotóxicos foi estudada em diferentes bacias hidrográficas brasileiras, não apenas em águas superficiais ou potáveis, mas também em sedimentos e biota aquática. Organoclorados (OC) estão entre as classes de pesticidas mais investigadas. Com relação ao OC, o diclorodifeniltricloroetano (DDT) e seus produtos de transformação (diclorodifenildicloroetileno, DDE; diclorodifenildicloroetano, DDD) foram o assunto da maioria dos estudos devido à sua

conhecida toxicidade e persistência no meio ambiente. O uso de DDT é antigo na América do Sul (Hunt *et al.*, 2016).

O DDT era usado como pesticida em todo o mundo e também para fins de saúde pública, a fim de controlar doenças como a malária e a febre amarela. No Brasil, o uso do DDT em lavouras agrícolas foi banido pela primeira vez em 1985. Na sequência, em 1998, sua aplicação para fins de saúde pública foi proibida (Hunt *et al.*, 2016). Finalmente, em 2009, o uso do DDT foi totalmente proibido no país. No entanto, na Suíça e nos EUA, a proibição do DDT foi declarada muito antes, em 1939 e 1972, respectivamente.

Devido à sua baixa solubilidade, o DDT persiste no meio ambiente em sua forma original ou na forma de seus metabólitos (DDE e DDD) e pode bioacumular (Sun *et al.*, 2020), reforçando a importância de se investigar a ocorrência desse composto mesmo que seu uso não seja mais permitido. A transformação do DDT em DDE ocorre naturalmente em condições aeróbicas, e a ocorrência de níveis de DDE superiores aos do DDT indica contaminação anterior (Manirakiza *et al.*, 2001).

Além do DDT, outros agroquímicos que pertencem ao grupo dos OCs também foram proibidos pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária no Brasil e no mundo devido à sua toxicidade e persistência (ANVISA, 2021). Hexaclorociclohexano, aldrin, endrin e endosulfan, dieldrin e heptacloro são algumas dessas substâncias e foram os pesticidas mais frequentemente detectados em amostras de sedimentos do reservatório Rasgão e da bacia do rio Piracicaba, ambos localizados no estado de São Paulo (Araújo *et al.*, 2006; Silva *et al.*, 2008). A persistência desses OC no ambiente também foi confirmada em amostras de sedimentos no rio Ganges, na Índia, onde hexaclorociclohexano foi o composto mais prevalente (Parween *et al.*, 2014).

Além do OC, a ocorrência de outros agrotóxicos também foi investigada no Brasil. A atrazina, conhecida como desreguladora endócrina e carcinogênica, foi estudada no estado do RJ. O pesticida foi detectado (média  $0,231 \mu\text{g L}^{-1}$ ) em águas superficiais da Paraíba do Sul (RJ), próximo a plantações de cana-de-açúcar e usinas de energia (Azevedo *et al.*, 2004).

Existem cerca de 700 variedades de pesticidas reconhecidas pela União Europeia (Gonçalves *et al.*, 2007), pelo que não é possível monitorizar a ocorrência de todas as substâncias em uso. Considerando que os produtores brasileiros constituem o quinto maior mercado de consumo de agrotóxicos do mundo (Evangelou *et al.*, 2016), é urgente acompanhar a ocorrência dos agroquímicos mais consumidos

em nossas águas superficiais para garantir a qualidade da água e a segurança da saúde pública.

#### **1.1.6 Derivados de Petróleo - Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) e Bifenilos Policlorados (PCBs)**

Os Hidrocarbonetos Policíclicos Aromáticos (HPAs) e Bifenilos Policlorados (PCBs) são derivados de petróleo que constituem boa parte dos contaminantes emergentes. Os HPAs são produtos químicos que contêm exclusivamente hidrogênio e carbono e apresentam dois ou mais anéis de benzeno fundidos. Investigar a ocorrência desses compostos em compartimentos ambientais é relevante devido às suas propriedades carcinogênicas (Ouvrard *et al.*, 2013). Embora estejam naturalmente presentes no meio ambiente, suas concentrações são aumentadas com o descarte de águas residuais municipais e atividades industriais e agrícolas que envolvem a combustão. A queima de combustíveis fósseis e incêndios florestais são fontes conhecidas de HPAs petrogênicos e pirogênicos, respectivamente (Wang *et al.*, 2014).

A maior parte dos HPAs detectados em amostras de sedimentos do Reservatório Santa (RJ) são derivados de incêndios florestais naturais e incêndios agrícolas, que são práticas comuns na região (Saldanha *et al.*, 2013). Por outro lado, os HPAs detectados em elevadas concentrações (40 mg.kg<sup>-1</sup>) nos sedimentos do rio Paraíba do Sul, área altamente industrializada no RJ, são originados principalmente das indústrias siderúrgicas (Torres *et al.*, 2002). A queima de combustíveis fósseis também foi a causa de altas concentrações de HPAs nas amostras de sedimentos e águas da Baía de Guanabara (Silva; Azevedo, 2007).

Os sedimentos do reservatório Rasgão apresentaram níveis elevados de HPAs a jusante da cidade de São Paulo, a maior cidade do Brasil e da América Latina, com quase 12 milhões de habitantes. No entanto, os testes de toxicidade realizados indicaram que a toxicidade da amostra não estava associada à presença desses compostos, mas sim à existência de amônia que é originada da disposição de esgoto doméstico não tratado em corpo d'água (Araújo *et al.*, 2006). Isso é alarmante, pois o efluente dos ETARs é a fonte da maioria dos CEs para os compartimentos ambientais. Portanto, a melhoria da infraestrutura de saneamento e o desempenho das ETARs no Brasil devem ser considerados como prioridade para manter a qualidade das águas

superficiais e prevenir a ocorrência de HPAs e outros CEs nas bacias hidrográficas brasileiras.

O PCB é um composto orgânico de cloro altamente aplicado como fluidos em circuitos elétricos e sua presença no meio ambiente geralmente está relacionada às atividades industriais. Sua toxicidade está relacionada ao seu grau de cloração e, à semelhança do pesticida DDT, eles bioacumulam nos tecidos adiposos após serem prontamente absorvidos pela mucosa intestinal de organismos aquáticos (Zhao *et al*, 2018). A ocorrência de PCBs em amostras de água e sedimentos foi correlacionada a indústrias automotivas e de baterias próximas a uma bacia hidrográfica em São Paulo.

O PCB foi detectado em sedimentos de manguezais na Baía de Guanabara (RJ) e suas concentrações foram superiores às encontradas para DDT. Além disso, as concentrações de PCB nos ovos de *C. granulata* são consideravelmente superiores às encontradas nos sedimentos, devido ao seu potencial de bioacumulação, impactando, assim, a densidade populacional (Souza *et al.*, 2008). De forma alarmante, como consequência da poluição generalizada por PCB e migração de peixes, a bioacumulação de PCB foi confirmada até em salmões que vivem na Patagônia, uma região protegida de águas cristalinas no Chile (Gerônimo *et al.*, 2014).

Tais achados reforçam a importância de monitorar a ocorrência dos contaminantes emergentes nos tecidos dos organismos aquáticos, além de amostras de água e sedimentos, para melhor compreender o impacto desses compostos nos ecossistemas e na saúde humana.

A investigação do efeito ecotóxico em água residuária proporciona mais solidez à avaliação da qualidade ambiental. Os aspectos mais significativos são: a variação da composição dos efluentes, sua identificação como fontes de contaminação, a afetação do funcionamento ótimo dos processos de tratamento biológico e as avaliações de toxicidade.

## 2 IMPACTOS AMBIENTAIS E À SAÚDE

Como visto, os contaminantes emergentes podem ser encontrados em muitos produtos comumente usados, como medicamentos, resinas, plásticos, pesticidas, detergentes, cosméticos, fragrâncias, etc. Esses compostos têm a propriedade de alterar o equilíbrio hormonal do sistema endócrino do organismo. Essa alteração pode ser gerada pelo bloqueio da ação hormonal pela competição com o receptor do hormônio, personificando ou mimetizando os hormônios endógenos, ou pelo aumento ou diminuição dos níveis de atividade hormonal. Como os hormônios estão envolvidos no controle da reprodução, diferenciação sexual, coordenação de órgãos, organização do cérebro e metabolismo, entre outros, esse desequilíbrio do sistema endócrino pode ter uma consequência neurológica e/ou reprodutiva nos organismos, representando um perigo específico durante a fase de gestação e os estágios iniciais da vida.

A persistência de alguns compostos dos CE (como pentaclorofenol, ciclofosfamida, ibuprofeno, sulfametoxazol, ácido clofibrico, entre outros) no meio ambiente pode se estender por mais de um ano, podendo acumular-se progressivamente, atingindo níveis biologicamente ativos (Hijosa-Valsero *et al.*, 2010). Devido aos efeitos nocivos dos CEs, é necessário aumentar o conhecimento sobre a origem, transformação e efeitos desta nova geração de poluentes, para propor mecanismos de tratamento que garantam uma qualidade ambiental ideal e sem causar efeitos adversos aos organismos.

Existem muitas estratégias descritas na literatura para avaliar os riscos ambientais dos produtos químicos. Um deles, além do mais simples, baseia-se na comparação entre a concentração ambiental prevista (PEC) com a concentração prevista sem efeito (PNEC) para uma determinada substância (Silva *et al.*, 2020). O PNEC é um valor de concentração estabelecido para substâncias químicas, abaixo do qual se espera que não ocorram efeitos adversos aos organismos aquáticos. Esse limite de segurança é calculado com base em dados toxicológicos e ecotoxicológicos, visando proteger a biodiversidade e os ecossistemas aquáticos (Silva *et al.*, 2020).

Na literatura, assim como em muitos relatórios produzidos por organizações ambientais, várias abordagens para derivar a PNEC são descritas. A maioria deles é baseada em dados primordiais, obtidos principalmente em testes de toxicidade aguda ou crônica. Os testes de toxicidade aguda padrão, com base na exposição de curto

prazo, são comumente expressos como  $EC_{50}$  ou  $LC_{50}$ , ou seja, a concentração necessária para causar efeitos de curto prazo ou matar, respectivamente, metade dos organismos de uma população testada após um tempo de exposição especificado. Por outro lado, os testes de exposição de longo prazo fornecem dados de toxicidade relacionados às concentrações de efeito observáveis mais baixas (LOEC) ou às concentrações de efeito não observáveis (NOEC).

Para alguns micropoluentes emergentes, os dados de testes de toxicidade de curto e longo prazo podem ser avaliados. No entanto, para outras substâncias, apenas dados de toxicidade aguda podem estar disponíveis. Considerando a disponibilidade de dados toxicológicos, algumas extrapolações em relação ao ambiente aquático devem ser feitas para representar a sensibilidade de todo o ecossistema. Nessas circunstâncias, os fatores de avaliação (FA) são usados para derivar a PNEC da seguinte forma: dados toxicológicos divididos pelo FA.

Os dados toxicológicos agudos ( $EC_{50}$  ou  $LC_{50}$ ) e crônicos (LOEC ou NOEC), derivados de testes de toxicidade de uma única espécie, são usados na literatura para calcular PNEC para sistemas aquáticos. Nesse caso, os valores mais baixos para esses testes, representando o pior cenário, são comumente usados. O uso de FA foi recomendado para estabelecer uma concentração abaixo da qual os efeitos adversos provavelmente não ocorrerão. A magnitude da FA é inversamente proporcional à quantidade e qualidade dos dados toxicológicos disponíveis.

Na literatura, a avaliação de risco usando PNECs é comumente investigada pelo quociente de risco (QR) calculado entre a concentração ambiental prevista (PEC) e PNEC (Roos *et al.*, 2012). Quando disponíveis, as concentrações ambientais medidas (MEC) relatadas na literatura também podem ser usadas, mas na maioria dos casos os dados do MEC são escassos para uma análise significativa (Cunningham *et al.*, 2009).

A concentração prevista de um micropolvente em águas superficiais pode ser calculada usando informações como a quantidade da substância alvo usada por ano, a eficiência de remoção em estações de tratamento de águas residuais (ETAR), o volume de água residual que entra em uma ETAR por um determinado período, o fator de diluição no meio ambiente, entre outros (Jones *et al.*, 2002).

O cálculo simples do PEC pode assumir que a quantidade utilizada/consumida é igualmente distribuída ao longo do ano, a substância alvo é utilizada/consumida em toda a região investigada (cidade, bacia hidrográfica, país etc.), é constantemente

diluído no meio ambiente sem metabolização, transformação, sorção etc. Por outro lado, os dados sobre os níveis medidos fornecem informações úteis sobre etapas específicas da avaliação da exposição, como níveis de fundo, faixas de concentração e distribuição. Além disso, embora os dados medidos apresentem incertezas associadas a variações temporais e espaciais, a faixa de concentração pode refletir diferentes padrões observados durante a fabricação ou uso das substâncias alvo que não são considerados nos procedimentos de modelagem (Dorne *et al.*, 2009). Em resumo, os dados do PEC e do MEC são importantes para a avaliação de risco, complementando-se durante a análise.

A partir destas informações, apresentam-se os riscos ambientais e para a saúde de diferentes classes de contaminantes emergentes, principalmente em águas residuais e águas destinadas para consumo humano.

## **2.1 Pesticidas e agroquímicos**

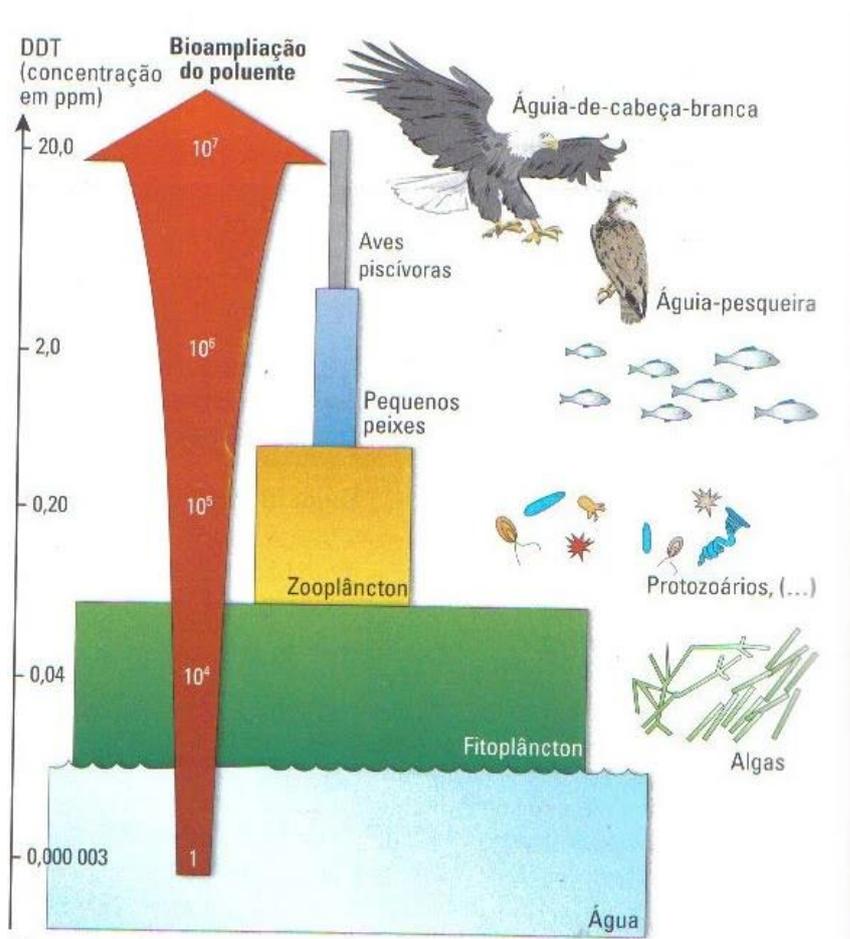
Os riscos associados ao uso de pesticidas superaram seus efeitos benéficos. Os pesticidas têm efeitos drásticos em espécies não-alvo e afetam a biodiversidade animal e vegetal, as redes alimentares e os ecossistemas aquáticos e terrestres. De acordo com Majewski e Capel (2019), cerca de 80–90% dos pesticidas aplicados podem volatilizar dentro de alguns dias de aplicação. É bastante comum e pode ocorrer durante o uso de pulverizadores. Os pesticidas volatilizados evaporam no ar e, subsequentemente, podem causar danos a organismos não-alvo. Um bom exemplo disso é o uso de herbicidas, que volatilizam as plantas tratadas, e os vapores são suficientes para causar danos graves a outras plantas. O uso descontrolado de pesticidas resultou na redução de várias espécies de animais e plantas terrestres e aquáticas. Eles também ameaçaram a sobrevivência de algumas espécies raras, como a águia careca, o falcão-peregrino e a águia-pesqueira (Helfrich *et al.*, 2009). Além disso, corpos de ar, água e solo também foram contaminados com esses produtos químicos a níveis tóxicos.

Dentre todas as categorias de pesticidas, os inseticidas são considerados os mais tóxicos, enquanto os fungicidas e herbicidas ocupam o segundo e terceiro lugar na lista de toxicidade. Os pesticidas entram nos ecossistemas naturais por dois meios diferentes, dependendo de sua solubilidade. Pesticidas solúveis em água se dissolvem na água e entram em lençóis freáticos, córregos, rios e lagos, causando

danos a espécies não-alvo. Por outro lado, os pesticidas lipossolúveis entram no corpo dos animais por um processo conhecido como “bioampliação”, conforme mostrado na Figura 1. Eles são absorvidos pelos tecidos adiposos dos animais, resultando na persistência do pesticida nas cadeias alimentares por longos períodos de tempo (Zhou *et al.*, 2018).

Portanto, quanto maior o nível trófico, maior será a concentração de pesticidas, que é conhecida como bioampliação. Este processo perturba todo o ecossistema, pois mais espécies com níveis de alimentação mais elevada morrerão devido à maior toxicidade em seus corpos. Isso acabará por aumentar a população de consumidores secundários e diminuir a população de consumidores primários.

**Figura 1** - Processo de bioampliação do DDT



Fonte: BIOLOGIAESL (2013)

As ameaças associadas ao uso descontrolado dessas toxinas não podem ser negligenciadas. O acúmulo de pesticidas nas cadeias alimentares é de grande

preocupação, pois afeta diretamente os predadores e aves de rapina. Mas, indiretamente, os pesticidas também podem reduzir a quantidade de ervas daninhas, arbustos e insetos dos quais as ordens superiores se alimentam. A pulverização de inseticidas, herbicidas e fungicidas também tem sido associada ao declínio na população de espécies raras de animais e pássaros. Além disso, seu uso frequente e de longo prazo leva à bioacumulação, conforme discutido acima.

### **2.1.1 Ameaça à biodiversidade aquática**

Os pesticidas entram na água por meio de deriva, escoamento, lixiviação através do solo ou podem ser aplicados diretamente nas águas superficiais em alguns casos, como para o controle de mosquitos. Água contaminada com pesticidas representa uma grande ameaça à forma de vida aquática. Pode afetar plantas aquáticas, diminuir o oxigênio dissolvido na água e causar alterações fisiológicas e comportamentais nas populações de peixes. Em vários estudos, pesticidas para cuidar do gramado foram encontrados em águas superficiais e corpos d'água, como lagoas, riachos e lagos (Struger *et al.*, 2017). Os pesticidas que são aplicados à deriva terrestre para ecossistemas aquáticos e aí são tóxicos para peixes e organismos não visados. Esses pesticidas não são apenas tóxicos, mas também interagem com fatores de estresse que incluem proliferação de algas nocivas. Com o uso excessivo de pesticidas, um declínio nas populações de diferentes espécies de peixes é observado (Scholz *et al.*, 2012).

Animais aquáticos são expostos aos pesticidas de três maneiras (Helfrich *et al.*, 2009):

- 1) dermicamente: absorção direta pela pele;
- 2) respiração: captação via Guelras durante a respiração;
- 3) via oral: entrada via água potável contaminada;

Cerca de 80% do oxigênio dissolvido é fornecido pelas plantas aquáticas e é necessário para o sustento da vida aquática. A morte de plantas aquáticas pelos herbicidas resulta em níveis drasticamente baixos de oxigênio e, em última análise, leva à asfixia dos peixes e à redução da produtividade destes (Helfrich *et al.*, 2009). Geralmente, os níveis de pesticidas são muito mais altos nas águas superficiais do que nas águas subterrâneas, provavelmente por causa do escoamento superficial das terras agrícolas e da contaminação por deriva de pulverização (Gong *et al.*, 2018). No

entanto, os pesticidas atingem o subsolo através da infiltração de águas superficiais contaminadas, descarte impróprio e derramamentos e vazamentos acidentais (Evangelou *et al.*, 2016).

Os ecossistemas aquáticos estão sofrendo danos consideráveis devido ao deslocamento de pesticidas para os lagos, lagoas e rios. A atrazina é tóxica para algumas espécies de peixes e também afeta indiretamente o sistema imunológico de alguns anfíbios (Blahova *et al.*, 2020). Os anfíbios são principalmente afetados por pesticidas contaminados com águas superficiais, além da sobre-exploração e perda de habitat (Parween; Jan, 2019). O carbaril foi considerado tóxico para várias espécies de anfíbios, enquanto o herbicida glifosato é conhecido por causar alta mortalidade de girinos e sapos jovens (Çakici, 2018). Foi demonstrado que pequenas concentrações de malatião alteram a abundância e a composição da população de plâncton e perifíton que, conseqüentemente, afetou o crescimento de girinos de rã (Çakici, 2018). Além disso, o clorpirifos e o endosulfan também causam sérios danos aos anfíbios (Agostini *et al.*, 2020). Descobriu-se que 10% dos sapos machos criados em água contaminada com atrazina se transformavam em fêmeas. Os sapos machos que eram geneticamente machos desenvolveram fenotipicamente ovários dentro de seus testículos. Eles também desenvolveram a tendência de acasalar com outros machos e colocar ovos insustentáveis. O potencial reprodutivo das formas de vida aquática também reduz devido à pulverização de herbicidas perto de viveiros de peixes daninhos, o que eventualmente reduz a quantidade de abrigo que os peixes jovens precisam para se esconder dos predadores (Helfrich *et al.*, 2009).

### **2.1.2 Ameaça à biodiversidade terrestre**

A exposição a pesticidas também pode causar efeitos subletais em plantas terrestres, além de matar plantas não-alvo. A deriva ou volatilização de herbicidas fenoxi pode ferir árvores e arbustos próximos (Mishra *et al.*, 2018). O herbicida glifosato aumenta a suscetibilidade das plantas a doenças e reduz a qualidade das sementes. Mesmo baixas doses de herbicidas, sulfonilureias, sulfonamidas e imidazolinonas têm um impacto devastador na produtividade de culturas não-alvo, comunidades de plantas naturais e vida selvagem (Bourdineaud, 2020).

Os pesticidas nem mesmo pouparam as populações de animais terrestres. Populações de insetos benéficos, como abelhas e besouros, podem diminuir

significativamente com o uso de inseticidas de amplo espectro, como carbamatos, organofosforados e piretroides. Descobriu-se que a população de insetos também é maior em fazendas orgânicas em comparação com as não orgânicas. Os efeitos sinérgicos dos piretroides e dos fungicidas triazólicos ou imidazólicos são prejudiciais às abelhas (Saari *et al.*, 2018). Os inseticidas neonicotinoides, como clotianidina e imidaclopride, são tóxicos para as abelhas. O imidaclopride, mesmo em doses baixas, afeta negativamente o comportamento de forrageamento das melíferas (Yang *et al.*, 2008), além de reduzir a capacidade de aprendizado (Decourtye *et al.*, 2003).

O maior estrago causado pelos neonicotinoides foi o súbito desaparecimento das abelhas no início do século XXI. Esta foi uma grande preocupação para a indústria de alimentos, pois 1/3 da produção de alimentos depende da polinização. Foi relatado que o mel e a cera obtidos em colmeias comerciais contêm uma mistura de pesticidas dos quais os neonicotinoides compartilham uma porção significativa (Saari *et al.*, 2018).

Desde os tempos pré-agrícolas, 20–25% das populações de pássaros diminuiram. Uma das principais causas desse declínio maciço é o uso de pesticidas que não eram conhecidos antes de 1962. O acúmulo de pesticidas nos tecidos das espécies de aves leva à sua morte. As populações de águias americanas diminuiram principalmente devido à exposição ao DDT e seus metabólitos (Liroff, 2000). Os fungicidas podem reduzir indiretamente as populações de pássaros e mamíferos, matando as minhocas de que se alimentam. Formas granulares de pesticidas são disfarçadas como grãos de alimento pelos pássaros. Os inseticidas organofosforados são altamente tóxicos para as aves e são conhecidos por terem envenenado aves de rapina nos campos. Quantidades subletais de pesticidas podem afetar o sistema nervoso, causando mudanças comportamentais (Gibbons *et al.*, 2015).

Os pesticidas podem ser aplicados como pulverizadores líquidos no solo ou na planta da cultura, podem ser incorporados ou injetados no solo ou aplicados como grânulos ou como um tratamento de sementes. Depois de atingirem a área-alvo, os pesticidas desaparecem por degradação, dispersão, volatilização ou lixiviação para as águas superficiais e subterrâneas; além de poderem ser absorvidos por plantas ou organismos do solo ou permanecer no solo (Fenner *et al.*, 2013). A principal preocupação do uso excessivo de pesticidas é sua lixiviação para o solo, o que afeta os micróbios que nele residem. Os micróbios que vivem no solo ajudam as plantas de muitas maneiras diferentes, como na absorção de nutrientes; decomposição da

matéria orgânica e aumento da fertilidade do solo. Mas, indiretamente, eles também são vantajosos para os humanos, pois dependemos muito das plantas. Infelizmente, o uso excessivo de pesticidas pode ter consequências drásticas e pode chegar um momento em que não teremos mais nenhum desses organismos e o solo poderá se degradar.

Vários micróbios do solo estão envolvidos na fixação do nitrogênio atmosférico em nitratos. Os fungicidas clorotalonil e dinitrofenil demonstraram interromper os processos dependentes de bactérias de nitrificação e desnitrificação (Man; Zucong, 2009). O herbicida triclopyrinibe as bactérias do solo envolvidas na transformação da amônia em nitrito (Pell *et al.*, 1998).

As minhocas desempenham um papel significativo no ecossistema do solo, agindo como bioindicadores da contaminação do solo e como modelos para testes de toxicidade do solo. As minhocas também contribuem para a fertilidade do solo. Os pesticidas não poupam as minhocas de seus efeitos tóxicos e as últimas estão expostas aos primeiros principalmente por meio da água dos poros do solo contaminada. Schreck *et al.* (2008) relataram que inseticidas e/ou fungicidas produzem efeitos neurotóxicos em minhocas e, após uma exposição de longo prazo, elas são fisiologicamente danificadas. O glifosato e o clorpirifos têm efeitos deletérios nas minhocas no nível celular, causando danos ao DNA. Os glifosatos afetam a atividade alimentar e a viabilidade das minhocas (Casabé *et al.*, 2007).

### **2.1.3 Impactos na saúde humana**

Os pesticidas melhoraram o padrão de saúde humana ao controlar as doenças transmitidas por vetores; no entanto, seu uso indiscriminado e de longo prazo resultou em sérios efeitos à saúde. Os seres humanos, especialmente bebês e crianças, são altamente vulneráveis aos efeitos deletérios dos pesticidas devido à natureza não específica e aplicação inadequada de pesticidas. Como o uso de pesticidas aumentou nas últimas décadas, a probabilidade de exposição a esses produtos químicos também aumentou consideravelmente.

Os pesticidas entram no corpo humano através da ingestão, inalação ou penetração através da pele. Mas a maioria das pessoas é afetada pela ingestão de alimentos contaminados. Depois de cruzar várias barreiras, eles finalmente alcançam tecidos humanos ou compartimentos de armazenamento (Ertl; Butte, 2012). Embora

o corpo humano tenha mecanismos para a excreção de toxinas, no entanto, em alguns casos, ele as retém por meio da absorção no sistema circulatório (Kauret *et al.*, 2020). Os efeitos tóxicos são produzidos quando a concentração de pesticidas no corpo aumenta muito mais do que sua concentração inicial no meio ambiente (Ertl; Butte, 2012).

Os efeitos dos pesticidas na saúde humana são altamente variáveis. Eles podem aparecer em dias e são de natureza imediata ou podem levar meses ou anos para se manifestar e, portanto, são chamados de efeitos crônicos ou de longo prazo. Os efeitos agudos e crônicos da exposição a pesticidas na saúde humana são discutidos a seguir.

Os efeitos imediatos da exposição a pesticidas incluem dor de cabeça, ardência nos olhos e na pele, irritação no nariz e na garganta, coceira na pele, aparecimento de erupções e bolhas na pele, tonturas, diarreia, dor abdominal, náuseas e vômitos, visão turva, cegueira e muito raramente a morte. Os efeitos agudos da exposição a pesticidas não são graves o suficiente para que alguém procure ajuda médica (Van Klaveren *et al.*, 2019).

Os efeitos crônicos dos pesticidas costumam ser letais e podem demorar anos para aparecer. Esses são efeitos de longo prazo que causam danos a vários órgãos do corpo. A exposição a pesticidas pode causar uma série de efeitos neurológicos na saúde, como perda de coordenação e memória, redução da capacidade visual e redução da sinalização motora (Kumar *et al.*, 2012); danifica o sistema imunológico e pode causar hipersensibilidade, asma e alergias. Resíduos de pesticidas foram encontrados na corrente sanguínea de pacientes com câncer em comparação com indivíduos normais. Os pesticidas têm sido associados a leucemia, câncer cerebral, linfoma, câncer de mama, próstata, ovários e testículos (Upadhayay *et al.*, 2019).

A presença de pesticidas no corpo por mais tempo também afeta a capacidade reprodutiva, alterando os níveis dos hormônios reprodutivos masculinos e femininos. Consequentemente resulta em natimorto, defeitos congênitos, aborto espontâneo e infertilidade (Stuligross; Williams, 2020). A exposição em longo prazo aos pesticidas também danifica o fígado, os pulmões, os rins e pode causar doenças no sangue (Rajani; Dave, 2020).

A ingestão de organoclorados causam hipersensibilidade a luz, som e toque, tonturas, tremores, convulsões, vômitos, náuseas, confusão e nervosismo (Kumar *et al.*, 2012). A exposição a carbamatos causa sintomas semelhantes aos do aumento

do neurotransmissor acetilcolina. Esses pesticidas interferem na transdução do sinal nervoso normal, e a exposição a eles causa dores de cabeça, tontura, confusão, náuseas e vômitos, dores musculares e no peito. Dificuldade de respiração, convulsões, coma e morte podem ocorrer em casos graves (Van Klaveren *et al.*, 2019).

Os piretroides podem causar uma resposta alérgica na pele, agressividade, hiperexcitação, efeitos reprodutivos ou de desenvolvimento, além de causar tremores e convulsões (Kumar *et al.*, 2012). Observa-se ainda que existe uma relação entre pesticidas e doença de Parkinson e de Alzheimer (Devi *et al.*, 2021).

## **2.2 Derivados de Petróleo: PCB e HPA**

Como visto, PCBs e HPAs são derivados de petróleo conhecidos por serem compostos químicos altamente estáveis. Embora sua hidrofobicidade limite sua solubilidade em água, sua alta toxicidade é geralmente agravada pelo acúmulo desses compostos nos tecidos vivos ao longo do tempo. Mesmo quando presentes em baixas quantidades na água, esses contaminantes terão um impacto ambiental significativo (Henriquez-Hernandez *et al.*, 2017), em particular que os processos convencionais de tratamento de água não são eficazes no tratamento desses contaminantes (Ncibi *et al.*, 2017).

Devido à sua natureza hidrofóbica, os PCBs e HPAs tendem a se acumular em concentrações muito altas nos sedimentos de ambientes aquáticos por serem adsorvidos na matéria orgânica dos sedimentos. Como consequência, as fontes naturais de água são afetadas pela liberação contínua desses poluentes, mesmo quando o corpo d'água sobrejacente é submetido a tratamento. PCBs e HPAs também podem se acumular facilmente nas cadeias alimentares, especialmente nos tecidos adiposos, devido à sua alta solubilidade em gordura e, portanto, seus efeitos de toxicidade podem ser facilmente transferidos para os humanos através da ingestão desses recursos alimentares (Unyimadu *et al.*, 2017). Conseqüentemente, há uma necessidade de desenvolver tecnologias eficientes para tratar e gerenciar águas carregadas com tais poluentes que são consideradas opções econômicas, confiáveis, sustentáveis e ecologicamente corretas.

Devido à bioacumulação e resistência à biodegradação dos PCBs, a descarga desses compostos poluentes na água causa uma séria ameaça ao meio ambiente,

bem como à saúde pública (Samia *et al.*, 2018). Esses compostos foram amplamente utilizados em plastificantes, diferentes revestimentos, colas, retardantes de fogo, extensores de inseticidas, bem como tintas. A contaminação ambiental ocorre como resultado das descargas das várias atividades industriais onde PCBs são usados (Xu *et al.*, 2012).

Foi relatado que a exposição ecológica ao PCB causa complicações cancerígenas, neurotóxicas reprodutivas endócrinas, patológicas e imunológicas (Baqar *et al.*, 2017). Devido a complicações de saúde e impactos ambientais, o uso de PCB foi restrito ou proibido em muitos países (EPA, 1992). Consequentemente, seu uso foi limitado a certos níveis permitidos e domínios de produção (Davies; Delistraty, 2016).

Os HPAs estão entre os compostos orgânicos que têm despertado atenção por seus potenciais efeitos carcinogênicos (Kumar *et al.*, 2016). O influxo de HPAs no meio ambiente é severamente impactado por processos antrópicos, especialmente em ambientes aquáticos onde os HPAs são descarregados em corpos d'água e, por fim, se acumulam nos sedimentos (Almeida *et al.*, 2018) em concentrações muito altas (703–3302 ng/g) (Mirza *et al.*, 2012). A Agência de Proteção Ambiental (EPA, 1992) lista o HPAs entre os contaminantes primários, dos quais 16 são considerados poluentes prioritários, variando de HPAs de dois a seis anéis.

Os HPAs são extremamente estáveis e, portanto, podem ser facilmente transportados por longas distâncias na forma de gases, dada sua aparente resistência à degradação quando ligados a partículas atmosféricas e, em última instância, depositados em ecossistemas, incluindo corpos d'água.

Uma vez assentados, esses contaminantes hidrofóbicos seriam adsorvidos em partículas orgânicas e tendem a persistir devido à sua lenta taxa de biodegradação natural (Barakat *et al.*, 2011). Em vista da alta toxicidade de muitos HPAs, sua presença representa um alto risco, mesmo em baixas concentrações. Além disso, sua tendência a se acumular nas cadeias alimentares pode facilmente levar à exposição humana.

Depois de entrar no ambiente aquático, o comportamento e o destino dos HPAs dependem de suas propriedades físico-químicas, como estabilidade química, solubilidade em água e absorvibilidade. Os humanos são propensos à exposição aos HPAs principalmente por meio da inalação, ingestão de água poluída e consumo de alimentos contaminados, como peixes (Manzetti, 2012). Muitos HPAs são conhecidos

por serem cancerígenos e mutagênicos e, como tal, a exposição a HPAs apresenta altos riscos à saúde. Alguns HPAs cancerígenos conhecidos incluem benzopireno, naftaleno, criseno e benzofluoranteno (Abdel-Shafy; Mansour, 2016).

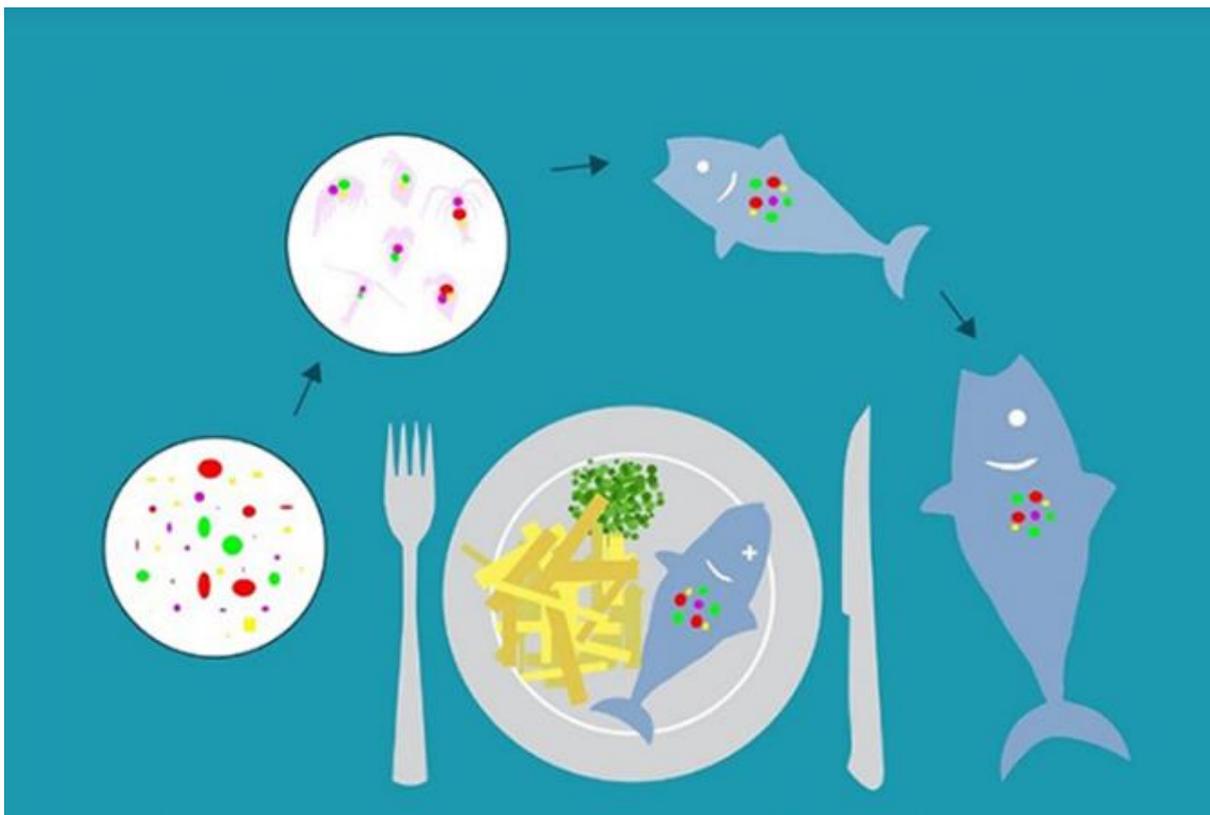
### 2.2.1 Efeitos ambientais dos HPAs

A toxicidade dos HPAs para os organismos aquáticos é afetada pelo metabolismo e pela foto-oxidação. Eles geralmente são mais tóxicos na presença de luz ultravioleta. Os HPAs têm toxicidade aguda moderada a alta para a vida aquática e pássaros. É improvável que os HPAs no solo exerçam efeitos tóxicos sobre os invertebrados terrestres, exceto quando o solo está altamente contaminado. Os efeitos adversos sobre esses organismos incluem tumores, reprodução, desenvolvimento e imunidade (Nunes *et al.*, 2020).

Como visto, os mamíferos podem absorver HPAs por várias vias, inalação, contato dérmico e ingestão. Por outro lado, as plantas podem absorver HPAs do solo por meio de suas raízes e translocá-los para outras partes da planta. As taxas de absorção são geralmente governadas pela concentração, solubilidade em água e seu estado físico-químico, bem como pelo tipo de solo. Os efeitos fitotóxicos induzidos por HPAs são raros. As informações completas e o banco de dados sobre isso ainda são limitados. Certas plantas contêm substâncias que podem proteger contra os efeitos da HPAs. Outras plantas podem sintetizar HPAs que atuam como hormônios de crescimento (Vaaland *et al.*, 2020).

Os HPAs são moderadamente persistentes no meio ambiente e podem ser bioacumulados. Espera-se que as concentrações de HPAs encontradas em peixes e crustáceos sejam muito maiores do que no ambiente de onde foram retirados (Han *et al.*, 2020). A bioacumulação (Figura 2) também foi demonstrada em invertebrados terrestres. No entanto, o metabolismo dos HPAs é suficiente para prevenir biomagnificações (Han *et al.*, 2020).

**Figura 2** - Bioacumulação e seus efeitos na alimentação



Fonte: Nutropica (2018)

Em animais aquáticos, como os peixes, a neoplasia epizoótica está fortemente associada à poluição química ambiental, que aumentou exponencialmente desde a década de 1940 com o crescimento das indústrias produtoras de produtos químicos orgânicos sintéticos (Bunton, 1996). Certas espécies de peixes (por exemplo, truta arco-íris e medaka) são modelos sensíveis bem estabelecidos para avaliar os efeitos de fatores exógenos e endógenos na carcinogênese química (Bailey *et al.*, 1984). Em peixes selvagens, as propriedades carcinogênicas dos HPAs também foram examinadas em linguado inglês (*Parophrys vetulus*) e solha (*Platichthys stellatus*). O nível de ligação ao DNA hepático foi 10 vezes maior no linguado juvenil em comparação com o linguado adulto e 90 vezes maior no linguado juvenil do que em ratos Sprague Dawley, uma espécie que é resistente à hepatocarcinogênese induzida (Varanasi, 1987). Além disso, o nível de modificação química do DNA hepático no linguado juvenil foi duas a quatro vezes menor do que no linguado juvenil, e a concentração de BaP 7,8-diol glucuronídeo na bile foi significativamente maior do que em a bile do linguado (Varanasi, 1987).

### 2.2.2 Efeito dos HPAs na saúde humana

O impacto dos HPAs na saúde humana depende principalmente da duração e da via de exposição, da quantidade ou concentração dos HPAs a que alguém está exposto, bem como da toxicidade relativa dos HPAs (Kim *et al.*, 2013). Uma variedade de outros fatores também pode afetar os impactos na saúde, incluindo fatores subjetivos, como estado de saúde pré-existente e idade.

A capacidade dos HPAs de induzir efeitos de curto prazo à saúde em humanos não está clara. As exposições ocupacionais a altos níveis de misturas de poluentes contendo HPAs resultaram em sintomas como irritação nos olhos, náuseas, vômitos, diarreia e confusão (Unwin *et al.*, 2006). No entanto, não se sabe quais componentes da mistura foram responsáveis por esses efeitos e outros compostos comumente encontrados com HPAs podem ser a causa desses sintomas. Misturas de HPAs também são conhecidas por causar irritação e inflamação na pele. O antraceno, o benzopireno e o naftaleno são irritantes diretos da pele. Mas o antraceno e o benzopireno são relatados como sensibilizadores da pele, ou seja, causam uma reação alérgica na pele de animais e humanos (Oizumi *et al.*, 2013).

Os efeitos na saúde da exposição de longo prazo ou crônica aos HPAs podem incluir diminuição da função imunológica, catarata, danos aos rins e fígado (por exemplo, icterícia), problemas respiratórios, sintomas semelhantes aos da asma e anormalidades da função pulmonar. Enquanto isso, o contato repetido com a pele pode causar vermelhidão e inflamação da pele. Naftaleno, um HPAs específico, pode causar a degradação dos glóbulos vermelhos se inalado ou ingerido em grandes quantidades. Se o homem for exposto aos HPAs, os efeitos prejudiciais que podem ocorrer dependem em grande parte da forma de exposição.

Foi relatado que os HPAs induzem a supressão da reação imune em roedores (Davila *et al.*, 1996). Os mecanismos precisos da imunotoxicidade induzida por HPAs ainda não estão claros. Concluiu-se que a imunossupressão pode estar envolvida nos mecanismos pelos quais os HPAs induzem o câncer. Os efeitos imunotóxicos dos HPAs têm sido investigados há muitos anos. Qualquer que seja a rota de exposição, os efeitos resultantes foram considerados principalmente no nível sistêmico. No entanto, poucos estudos procuraram alterações no sistema imunológico intestinal local. A imunossupressão está associada a um aumento da suscetibilidade dos indivíduos expostos ao desenvolvimento de cânceres ou de doenças infecciosas.

Ficou sabendo que a potenciação imune resulta em um aumento da secreção de citocinas pelas células imunes, o que leva à inflamação (Van Grevenynghe *et al.*, 2003).

Em circunstâncias específicas, isso pode facilitar o desenvolvimento do tumor, a expressão de hipersensibilidade (alergia, hipersensibilidade de contato) ou autoimunidade. Dependendo de vários parâmetros no projeto do protocolo, como rota de exposição, ponto final, alto ou baixo nível de dosagem, modelo usado, imunossupressão ou imunopotenciação pode ser observada (Burchiel; Luster, 2001). No entanto, os relatórios publicados indicam que a imunossupressão é o efeito mais frequente relatado após a exposição a HPAs. Além disso, a literatura afirma que a imunopotenciação ocorre após exposição atmosférica ou tópica, ou pelo uso de sistemas *in vitro* (Burchiel; Luster, 2001).

### **2.2.3 Efeitos ecotóxicos dos PCBs**

Valores LD<sub>50</sub> para congêneres únicos foram anunciados. No entanto, existem vários estudos sobre misturas comerciais relatando valores de LD<sub>50</sub> orais em ratos que variam de 0,4-11 g/kg. Para misturas técnicas de PCB, a morte ocorreu em 3 dias após a exposição oral, e após a administração intravenosa esse intervalo de tempo foi menor (Ahlborg *et al.*, 1996).

Os efeitos para a saúde que são expressos após a exposição aos PCBs em humanos e/ou animais incluem fígado, pele, glândula tireoide, indução de edema em vários locais, distúrbios do trato gastrointestinal, síndrome debilitante e alterações oculares, desenvolvimento de câncer, alterações imunológicas, alterações do neurodesenvolvimento, redução do peso ao nascer, toxicidade reprodutiva, homeostase da vitamina A (Alharbi *et al.*, 2018; Carlsson *et al.*, 2018). Esses efeitos são frequentemente reconhecidos após a administração aguda, subcrônica e crônica de misturas de PCB ou congêneres. Diferentes graus de sensibilidade à toxicidade de PCB foram identificados entre as espécies em estudos de exposição crônica. Macacos, porquinhos-da-índia e martas são mais sensíveis ao PCB do que ratos e camundongos (Schettgen *et al.*, 2018). As razões para a variação na sensibilidade das espécies não foram esclarecidas; entretanto, diferentes taxas de metabolismo não podem explicar isso. Embora os PCBs possam induzir efeitos adversos à saúde em

populações humanas, não pode ser determinado com certeza quais congêneres causam os efeitos (Akahane *et al.*, 2018).

Vários efeitos após a exposição aos PCBs em humanos foram descritos. Alguns deles são os efeitos decorrentes do consumo acidental de PCBs e da contaminação por PCDFs do óleo de arroz no Japão em 1968 (Yusho) e em Taiwan em 1979 (Yu-Cheng). Cerca de 2.000 pacientes foram reconhecidos em cada acidente. Os sintomas e efeitos tóxicos envolveram cloro, hiperpigmentação e outros efeitos dérmicos, efeitos hepáticos, bronquite crônica, imunossupressão, efeitos hormonais, neuropatia, indução enzimática (Safe; Hutzinger, 1984).

Os PCBs induzem efeitos negativos no desenvolvimento neurológico dos animais. Em crianças e bebês, eles causam reflexos anormais, déficits de memória, aprendizagem e QI (quociente de inteligência). Uma série de estudos epidemiológicos sugeriu que os PCBs desempenham um papel importante na toxicidade do desenvolvimento neurológico em crianças cujas mães foram expostas ao comer peixes contaminados. Um deles incluiu 242 mulheres grávidas com consumo moderado ou maior de peixes contaminados do Lago Michigan, e 71 que não o consumiram. Os níveis de PCB no leite e no soro materno estavam em conexão direta com a ingestão de peixes. O consumo de peixe foi associado a reflexos anormalmente fracos e maturidade autonômica neonatal atrasada. Foram encontradas associações entre o nível sérico do cordão de PCB e pior desempenho em testes de memória verbal e numérica de crianças de 4 anos. Essas crianças também tiveram um desempenho ruim em outros testes de desenvolvimento cognitivo e atenção sustentada (Wang *et al.*, 2020; Vermeir *et al.*, 2021).

### **2.3 Produtos farmacêuticos e de cuidados pessoais (PPCPs)**

Nos últimos anos, tem havido uma consciência crescente da presença não intencional de PPCPs em vários compartimentos do ambiente aquático (por exemplo, água, sedimentos e biota) em concentrações capazes de causar efeitos prejudiciais aos organismos aquáticos. Isso se tornou uma grande preocupação porque os PPCPs são extensivos e cada vez mais usados na medicina humana e veterinária, resultando em sua liberação contínua para o meio ambiente (Nikolaou *et al.*, 2007). Listas de poluentes prioritários foram desenvolvidas pela União Europeia (UE) e pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA), identificando uma ampla

variedade de produtos químicos presentes em águas residuais e um escoamento de águas pluviais que podem representar uma ameaça para os corpos d'água receptores, incluindo águas superficiais.

No ano 2000, uma lista inicial de 33 substâncias prioritárias também foi identificada na Diretiva-Quadro da Água da UE (DQA) 2000/60/CE para ser usada como medida de controle nos próximos 20 anos. Em 2007, PPCPs como diclofenaco, iopamidol, almíscares e carbamazepina foram identificados como futuros candidatos emergentes. Ibuprofeno, ácido clofíbrico, triclosan, ftalatos e bisfenol A são adições propostas a esta lista (Ellis, 2008).

### **2.3.1 Riscos ambientais de PPCPs**

As propriedades físico-químicas de muitos PPCPs, significa que muitos não são facilmente removidos por processos convencionais de tratamento de água, como demonstrado por sua presença na água potável (Snyder, 2008). A incapacidade de efetuar a remoção completa de PPCPs da estação de tratamento de resíduos representa um risco potencial para os organismos aquáticos e para a saúde pública. A evidência esmagadora de estudos de monitoramento é que os PPCPs encontraram seu caminho para o ambiente aquático e são onipresentes (Bu *et al.*, 2013).

A principal preocupação sobre as implicações tóxicas de produtos farmacêuticos, como PFASs (substâncias perfluoroalquil) e PBDEs (éteres difenílicospolibromados) é que eles foram projetados especificamente para maximizar sua atividade biológica em doses baixas e para atingir certos mecanismos metabólicos, enzimáticos ou de sinalização celular. A conservação evolutiva desses alvos moleculares em uma determinada espécie aumenta potencialmente a possibilidade de que esses fármacos sejam farmacologicamente ativos em organismos não-alvo. Este conceito de modo de ação (MoA) pode ser aplicado a toda biota aquática, que é involuntariamente exposta a fármacos em seu ambiente natural, aumentando, assim, o risco de efeitos ecotoxicológicos (Fabbri; Franzellitti, 2016).

A estrutura conceitual do MoA foi testada usando o agente antidepressivo Fluoxetina, que tem como alvo a via de sinalização da serotonina (5-HT). Como o 5-HT é um controlador fisiológico de alto nível em organismos aquáticos, as alterações da via do 5-HT pela fluoxetina tiveram muitos resultados adversos nas principais funções fisiológicas, incluindo reprodução, metabolismo e locomoção em mexilhões

em concentrações próximas ou mesmo abaixo dos níveis ambientais (Franzellitti *et al.*, 2013). Uma grande preocupação levantada pela presença de PPCPs no ambiente aquático é sua capacidade de interferir no sistema endócrino para produzir efeitos indesejáveis/perturbação da homeostase. A Organização Mundial da Saúde (OMS) definiu desreguladores endócrinos (DE) como substância ou mistura exógena que altera as funções do sistema endócrino e, conseqüentemente, causa efeitos adversos à saúde em um organismo, sua progênie ou subpopulação. Os DEs incluem um vasto grupo de produtos químicos de origem natural (por exemplo, microtoxinas e fitoestrogênios) e sintética (por exemplo: dietilestilbesterol) e Bisfenolem variedades de produtos de consumo (por exemplo: PPCPs, produtos de limpeza, antimicrobianos, conservantes de alimentos e ftalatos) (Wielogórska *et al.*, 2015).

Outra preocupação importante relacionada à presença de PPCPs no meio ambiente é a potencial criação de cepas resistentes a antibióticos em populações bacterianas naturais. O uso extensivo de antibióticos na medicina humana e na criação de animais é a principal causa para o surgimento e disseminação de bactérias resistentes a antibióticos, que se tornou uma ameaça à prevenção e tratamento eficazes de várias doenças infecciosas causadas por bactérias patogênicas resistentes a antibióticos (WHO, 2015).

Seis antibióticos (ciprofloxacina, tetraciclina, ampicilina, trimetoprim, eritromicina e trimetoprim/sulfametoxazol) detectados no efluente de uma ETAR na Austrália aumentaram a resistência de 2 cepas bacterianas naturais encontradas nas águas receptoras (Costanzo *et al.*, 2005). Correlações positivas foram encontradas entre microrganismos resistentes a antibióticos e traços de concentrações de contaminantes antibióticos aquáticos (Novo *et al.*, 2013). Além disso, a presença de antibióticos pode ter um efeito prejudicial sobre as bactérias naturais presentes no meio ambiente. Mostrou que mesmo em concentrações subinibitórias, os antibióticos ainda podem exercer seu impacto biológico nas comunidades microbianas naturais influenciando a transcrição em micróbios (Davies *et al.*, 2006). Alguns estudos relataram efeitos adversos em organismos aquáticos, incluindo: toxicidade de ciprofloxacina para algas verdes (Halling-Sørensen *et al.*, 2000), toxicidade de ácido oxolínico (um aditivo alimentar comumente usado em fazendas de peixes) para *Daphnia magna*, bem como a toxicidade de antibióticos fluoroquinolonas (ciprofloxacina, omefloxacina, ofloxacina, levofloxacina, enrofloxacina e flumequina) em cinco organismos aquáticos, o *cynobacterium*; *Microcystis aeruginosa*, lentilha-

d'água; *Lemna minor*, a alga verde; *Pseudokirchneriella subcapitata*, o crustáceo; *Daphnia magna* e vairão gordo; *Pimephales promelas* (Robinson *et al.*, 2005).

### 2.3.2 Riscos à saúde humana

Como abordado, pesquisas mostram a ocorrência de Contaminantes Emergentes na água e no solo, que podem ser acumulados em animais e plantas, e por meio desse ciclo chegam aos seres humanos. A taxa de transferência de Contaminantes Emergentes para a água, plantas e animais depende da polaridade do poluente e das características do ambiente. Ou seja, quanto maior o teor de lipídios em plantas ou animais, maiores as taxas de sorção de Contaminantes Emergentes. Assim, a transferência de Contaminantes Emergentes para as plantas depende do coeficiente de partição lipídio-água (Yang *et al.*, 2016). Por exemplo, antibióticos do tipo sulfonamida, como sulfametoxazol, são encontrados predominantemente na água, enquanto quinolonas, como ciprofloxacina, são encontradas principalmente em sedimentos e plantas aquáticas; no entanto, quinolonas e macrolídeos, como a azitromicina, são frequentemente encontrados em animais aquáticos e pássaros (Li *et al.*, 2012).

Dada a impossibilidade de regular todos os CEs, estudos sobre o risco desses compostos são necessários. Os estudos não devem considerar apenas cada CE individualmente, mas também em ocorrência conjunta com outros CEs. Isso significa que não é importante apenas analisar os efeitos de substâncias individuais, mas também estudar os possíveis efeitos sinérgicos da mistura de substâncias (Pombo *et al.*, 2018). Uma substância é controlada quando é demonstrado um risco para a saúde.

Antibióticos e desreguladores endócrinos são particularmente preocupantes, porque o primeiro está relacionado à resistência bacteriana e o segundo pode modificar as vias bioquímicas do corpo. Os antibióticos podem induzir a resistência bacteriana através da exposição contínua, mesmo em baixas concentrações (Lima *et al.*, 2017). Os desreguladores endócrinos também podem interferir no sistema endócrino e interromper a função fisiológica dos hormônios, imitando, bloqueando ou interrompendo o papel dos hormônios que afetam a saúde das espécies humanas e animais. Os disruptores endócrinos também podem interferir nos hormônios naturais, mesmo em baixas concentrações. Exemplos de desreguladores endócrinos são

alguns pesticidas, hormônios esteroides, plastificantes e produtos farmacêuticos (Lima *et al.*, 2017).

Diferentes estudos descobriram que os desreguladores endócrinos podem afetar os sistemas reprodutivos, próstata, mama, pulmão, fígado, tireoide, metabolismo e causar obesidade (Kabir *et al.*, 2015). Evidências toxicológicas indicam que os desreguladores endócrinos podem aumentar o risco de câncer, especificamente câncer de mama (Siddique *et al.*, 2016). Portanto, são necessários estudos para investigar como os CEs desreguladores endócrinos afetam os seres humanos com ênfase no desenvolvimento infantil durante a gravidez ou na infância, além de seu impacto na vida selvagem (Kabir *et al.*, 2015). Outro efeito dos desreguladores endócrinos é o aparecimento de alterações nas características sexuais dos peixes, pois os tecidos reprodutivos masculinos apresentam alterações morfológicas relacionadas à feminização. Essas mudanças foram encontradas em peixes de água doce em todo o mundo (Niemuth; Klaper, 2015).

Embora a principal via de exposição aos desreguladores endócrinos para humanos e animais seja a ingestão através de alimentos e bebidas (Bolong *et al.*, 2009), uma importante via de exposição é o meio ambiente. Isso ocorre porque alguns desses CEs desreguladores endócrinos são encontrados na água usada para consumo e irrigação. Alguns CEs são suficientemente móveis para filtrar do topo do solo em camadas mais profundas, onde podem ser facilmente transferidos para as plantas por absorção. Se essas plantas forem usadas em alimentos, podem causar problemas de segurança alimentar (Yang *et al.*, 2016).

### **3 LEGISLAÇÃO, PORTARIAS, CONTROLE, VIGILÂNCIA E DESAFIOS ACERCA DA POTABILIDADE DA ÁGUA**

O presente capítulo discorre sobre a evolução da regulamentação de potabilidade de água no Brasil, registrando as legislações, decretos, portarias e demais normas de regência da matéria, analisando-as.

Prosseguindo, aborda-se o controle e a vigilância sobre potabilidade de água sob diversas nuances.

Encerra-se o conteúdo com o registro dos desafios a serem enfrentados sobre o assunto, notadamente a dificuldade de consenso científico sobre a quantificação e classificação dos contaminantes emergentes. Em sequência, há sugestão de métodos eficazes para remoção da água tratada, e sua inserção dentro do marco temporal estabelecido no artigo 11-B da Lei nº 14.026/20, ou seja, o aprimoramento do processo de tratamento, até o ano de 2033, visando à eliminação dos CE da água para o consumo humano.

#### **3.1 Esboço histórico e aperfeiçoamento da regulação da água para o consumo humano**

Os anais do Governo Federal nos revelam que as autoridades sanitárias, cientes de que a água era um vetor de transmissão de diversas patologias, começaram a se preocupar com o assunto no início do século XX, com a criação de organismos internos e normatização do tema.

Segundo os apontamentos das autoridades de saúde, a atenção sobre qualidade da água surge na década de 20, com a criação do Departamento Nacional de Saúde Pública (DNSP), que fora instituído pelo Decreto-Lei nº 3.987, com base na denominada “Reforma Carlos Chagas”, que reestruturou os serviços de saúde pública em nosso país.

A estrutura do DNPS era organizada pelas Diretorias de *Serviços Sanitários do Distrito Federal*, à época no Rio de Janeiro, *Defesa Sanitária Marítima e Fluvial*, e *Saneamento Rural*.

Décadas após, o Governo Federal editou normativas com maior espectro acerca da defesa e proteção à saúde, a Lei nº 2.314/1954, regulamentada pelo

Decreto nº 49.974/1961, que tratava do Código Nacional de Saúde — CNS, introduziu o que hoje se conhece por vigilância sanitária, abarcando o saneamento e proteção ambiental.

De interesse, nota-se que o artigo 52 cita pela primeira vez a palavra “risco”, referindo-se ao licenciamento prévio de inseticidas usados nas lavouras (artigo 65, §2º). Já na década de 70, surgiu a incumbência do Ministério Saúde (MS) em elaborar a regulação e o padrão de potabilidade de água para consumo humano, materializado pelo Decreto-Federal nº 79.367/1977, o qual se reportava a Lei nº 6.229/1975, tratando do Sistema Nacional de Saúde (SNS), tendo como parâmetros a 1ª Conferência Pan-Americana sobre qualidade de água de 1975 que aconteceu em São Paulo.

O regulamento estabelecia as competências do MS, seu entrosamento com demais entes federativos, fiscalização e cumprimento das normativas, cabendo a esse a conexão com outros órgãos e entidades, visando a elaboração das regulações sanitárias em face a proteção de mananciais, abastecimento de água, instalações de reservação e o controle da qualidade em sistemas públicos de abastecimento. Determinava, ainda, que todos os entes federativos, responsáveis pela operação dos sistemas de abastecimentos, obrigatoriamente, deveriam assumir o compromisso de adoção de padrões convergentes de potabilidade de água emanados pelo MS.

Foi nessa década que o Governo Federal aprovou várias normas sobre a água para consumo humano, destacando-se a obrigatoriedade da fluoretação em sistemas públicos de abastecimento, introduzido pela Portaria nº 635 Bsb de 26/12/1975, que regulamentava o estatuído na Lei nº 6.050/1974, determinando adição de flúor em água para o consumo humano em estações de tratamento.

Também contemporâneos foram os Decretos n.º 76.872/1975 e 79.367/1977, e a Portaria nº 56 Bsb de 1977, que se tornaria a primeira regulação federal brasileira que definia potabilidade de água, posteriormente, a Portaria nº 443 Bsb de 1978 que disciplinava normas de proteção sanitária dos mananciais, serviços de abastecimento público, controle de qualidade em instalações de reservação.

A portaria nº 56 Bsb tratava do padrão bacteriológico, físico-químico e radiológico que a água deveria possuir para ser considerada potável. Os aspectos físicos diziam respeito a turbidez, odor e sabor, já o padrão químico dispunha sobre a ocorrência de vinte elementos e substâncias químicas orgânicas e treze inorgânicas,

classificadas em biocidas orgânicos sintéticos, hidrocarbonetos clorados, compostos organofosforados e carbamatos.

Essa regulação definia o padrão físico-químico e substâncias com dois valores de referência, ou seja, VMD (valor máximo desejável) e VMP (valor máximo permitido).

O padrão bacteriológico, à época, estabelecia limites apenas para coliformes fecais em amostragem nas estações de tratamento de água e nos ramais finais dos consumidores, feitos por amostragens periódicas e aleatórias.

Atentando-se que esses padrões eram os mínimos, era permitido a cada ente público adotar parâmetros mais flexíveis, considerando peculiaridades locais, caso não fosse possível cumprir as metas federais. No entanto, isso deveria ser previamente aprovado pelo Ministério da Saúde (MS), com o estabelecimento de medidas corretivas e prazos para adequação.

Adiante, surgiu a Portaria nº 36 GM de 19/01/1990, fruto do encontro nacional, ocorrido em 1988 em Florianópolis/SC, reunindo todas as secretarias estaduais de saúde e empresas regionais de saneamento e fiscalização ambiental, cujo escopo era deliberar o papel do setor da saúde na fiscalização da qualidade de água destinada a população humana, surgindo, assim, o conceito de vigilância da qualidade de água potável. Também nesse encontro, fora deliberada a necessidade de reestruturação administrativa e operacional das secretarias de saúde estaduais para fazer frente a essa nova atribuição, com a concordância geral sobre a necessidade de revisão do conteúdo da Portaria nº 56 Bsb de 1977.

Desse encontro surgiu a necessidade da constituição dos serviços de vigilância e controle de qualidade de água, criando-se o padrão dos laboratórios certificados pelo MS ou autoridade estadual sanitária equivalente, obrigatoriedade na elaboração de relatórios mensais às autoridades de regulação para se comprovar o efetivo cumprimento das normas.

Houve alteração de alguns parâmetros, entre eles os físico-químicos, passando as substâncias a serem permitidas em VMP, modificado também o critério de turbidez, agora verificado na entrada do sistema e na rede de distribuição. No padrão bacteriológico foi incluída a detecção de bactérias heterotróficas. No aspecto de substâncias químicas, houve a ampliação do rol dos elementos orgânicos e inorgânicos que deveriam ser monitorados, pois afetam a qualidade organoléptica da água, além do monitoramento do pH da água a ser ofertada, definição do teor mínimo

de cloro residual livre, vedação de operação de sistemas que permita pressão negativa na rede de distribuição.

Após uma década de vigência da Portaria nº 36 GM, o Ministério da Saúde sentiu a necessidade de alteração da regulação, com apoio da FUNASA e OPAS, promovendo uma completa revisão legislativa sobre o tema, contando com a colaboração de equipe de consultores acadêmicos multidisciplinares, cujo texto final formatado foi objeto de oficinas ocorridas nas cinco regiões do país, e uma final realizada em Brasília.

Surgia, assim, a Portaria nº 1.469, de 29/12/2000, cujas principais mudanças foram a definição técnica do sistema de abastecimento de água para consumo humano, a atribuição de responsabilidades ao setor de saúde nos três níveis da federação em relação à vigilância da qualidade, e aos responsáveis pela operação dos sistemas, além da definição de penalidades para o descumprimento das normas.

Foram alterados parâmetros de potabilidade, com ampliação de padrões bacteriológicos, com a inserção das cianobactérias, aumento no número de elementos e componentes químicos orgânicos para trinta e quatro e dezesseis organolépticos, estabelecido VMP para desinfetantes e produtos secundários de purificação. Adotou-se a necessidade do processo de filtração em sistemas abastecidos com água de superfície, fora definido o VMP para turbidez pós-filtração ou pré-desinfecção em função do tipo de captação e do processo de purificação usado. Estabelecidas concentrações máximas e mínimas do CRL, após o processo de desinfecção e na rede de distribuição. Em relação à quantidade de cianobactérias encontradas no manancial de captação, determinou-se a análise de cianotoxinas na entrada dos sistemas de reservação das clínicas de tratamento de hemodiálise e indústrias de injetáveis, criando também exigências para a distribuição de água potável por meio de veículo transportador (caminhão-pipa).

O sistema de amostragens também foi revisto, com implementação de outros mecanismos necessários para manter a boa qualidade da água potável a ser distribuída, aperfeiçoando os controles do gerenciamento. O processo de amostragem passou a ter padrão mínimo para verificação do padrão físico-químico, com definições objetivas e quantitativas em função do tipo do manancial abastecedor.

Em 2004, temos a Portaria GM/MS nº 518 de 25/03/2004, que essencialmente apenas transferiu a responsabilidade de normatizar e fiscalizar o cumprimento da

regulação de potabilidade de água da FUNASA para a Secretaria de Vigilância em Saúde (SVS), permanecendo os assuntos técnicos incólumes.

Já em 12/12/2011, por meio da Portaria GM/MS nº 2.914, o Ministério da Saúde promoveu a atualização da legislação normativa sobre os padrões de água para consumo humano, com base nos conhecimentos científicos mais recentes e nas novas realidades que se apresentavam.

Em resumo, foram revisados os conceitos de tratamento e potabilidade, esclarecendo competências e deveres no organograma do Ministério da Saúde e inserindo a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) como um dos atores no processo de controle e vigilância. A portaria também previu ações a serem desencadeadas nos três níveis de governo em casos de surtos de doenças de veiculação hídrica.

Essa portaria criou e regulamentou as soluções alternativas coletivas de abastecimento, destacando a necessidade de eleger um responsável técnico habilitado. Recomendou-se o acompanhamento da detecção de vírus entéricos no ponto de captação e a exigência de análise mensal no monitoramento da *Escherichia coli* (*E. coli*) na captação de água subterrânea.

Além disso, foram introduzidos parâmetros operacionais no processo de desinfecção, principalmente em relação ao tempo de contato, temperatura, pH e concentração do desinfetante. A portaria estabeleceu teores mínimos de CRL e CRC, além de normas para o dióxido de cloro a ser observado na rede de distribuição.

Também revisou a faixa de pH a ser mantido no sistema, definiu critérios rigorosos para a turbidez pós-filtração e introduziu o Valor Máximo Permitido (VMP) para cilindros de permopsina, além de elementos inorgânicos, orgânicos e agrotóxicos.

No campo das amostragens, a portaria inovou ao estabelecer novos critérios para os chamados sistemas e soluções alternativas coletivas de abastecimento de água, com ênfase na frequência das cianobactérias no manancial coletor.

Em sequência, foi editada a Portaria de Consolidação GM/MS nº 5 de 28/09/2017, que, por meio do artigo 864 inciso CXXXIII, revogou expressamente a Portaria nº 2.914/2001, sendo que todo esse texto passou a fazer parte do anexo XX e XXI da Portaria consolidada.

Passados alguns anos da publicação desta Portaria, o MS revisou toda a legislação sobre potabilidade de água, apresentando as seguintes alterações: critérios

objetivos e necessários para o entendimento da legislação, evitando interpretações equivocadas; inseriu o padrão para microcistina e saxitoxinas; atualização e ampliação no rol das substâncias químicas a serem analisadas para quatorze elementos orgânicos, dezesseis substâncias inorgânicas, quarenta agrotóxicos e metabólitos e dez subprodutos de desinfecção por cloro.

Foram criados quatorze parâmetros organolépticos de potabilidade, introduzidos novos padrões de turbidez para filtração por membrana, e revisados os critérios de amostragem para avaliações bacteriológicas, considerando faixas populacionais. A autoridade de saúde pública passou a ter o poder de exigir dos responsáveis por sistemas e soluções coletivas de abastecimento de água a elaboração do PSH – Plano de Segurança Hídrica.

A legislação atual está consolidada na Portaria GM/MS nº 888/2021, muito esperada pelos setores de saneamento e saúde pública e demais partícipes do tema, principalmente na divisão de graus de responsabilidades e deveres.

A abordagem feita, longe de ser uma análise aprofundada de todas as determinantes da nova norma, pretende dar um passo para a discussão multiprofissional que enfrente conceitos, competências, padrões físico-químicos, microbiológicos e radioativos, plano de amostragem, entre outros.

A normativa vigente abarca cerca de 130 parâmetros, divididos em tabelas de padrão de potabilidade, apartados por substâncias orgânicas, inorgânicas, agrotóxicos e metabólitos, subprodutos de desinfecção, compostos organolépticos e padrão bacteriológico.

O produto final será qualificado como potável quando os resultados das análises demonstrarem os valores inferiores aos valores máximos dos parâmetros estabelecidos na regulamentação.

Destaca-se que a Portaria GM/MS nº 888/2021 trouxe grandes alterações, destacando algumas disciplinadas em seus anexos, os quais são abordados os principais: **09)** revisou algumas substâncias químicas outrora monitoradas, alterou os valores máximos permitidos em vários compostos e inclusão de padrão para detecção de epicloridrona; **10)** abordou a quantificação de cianotoxinas, enrijecendo seu controle com fixação de parâmetros de cilindros permopsinas para casos que a contagem de células de cianobactérias exceder 20.000/mL; **11)** regeu o padrão organoléptico, retirando os parâmetros surfactantes, tolueno e xileno, alterou os valores máximos permitidos de alguns compostos; **13)** tratou sobre critério de

amostragens, informando a frequência, periodicidade, notadamente no controle físico-químico da qualidade da água, acrescentando parâmetros epicloridrina e cloreto de vinila. Em que pese se reconhecer os grandes avanços havidos com a nova sistematização, é notória a necessidade de aperfeiçoamento constante, buscando o padrão de excelência como forma de assegurar a população, destinatária final do precioso líquido, qualidade de vida, e de se evitar que a água seja vetor de doenças.

Nesse sentido, a seguir são feitas sugestões de melhorias como forma de evolução do sistema de regulação da água para o consumo humano no Brasil, começando com a adoção do conceito de Serviço de Abastecimento de Água, haja vista que tal definição abarca mais do que aspectos físicos (instalações e equipamentos), mas também o controle de qualidade, agências reguladoras etc.

A legislação tem como finalidade definir o padrão de potabilidade e procedimento do controle de qualidade e da vigilância da água para consumo humano, de modo que aspectos relacionados à operação do sistema não deveriam ser tratados na regulação.

A metodologia de desinfecção da água depende de diversos fatores, como: tipo e concentração de organismos a serem eliminados, produto químico utilizado, temperatura da água, turbidez e pH, portanto, essa questão é de ordem operacional e não de padrão de potabilidade, de modo que essa não deveria constar na atual Portaria.

Existem conflitos no texto, como exemplo cita-se: proibição de algicidas, em primeiro momento, depois sua permissividade (art. 43, §§ 7º e 8º).

O sistema de amostragem deveria interagir com um rigoroso controle do local da captação, ou seja, os mananciais, usando a metodologia do PSA para análise da ameaça potencial. A identificação do manancial e avaliação do risco deve servir de esteio para a definição do plano de amostragem de elementos e substâncias químicas (orgânicas e inorgânicas).

Diversos valores da Portaria não estão sincronizados com as normas de água bruta e dissociados das Resoluções do CONAMA.

Os parâmetros de medição e padronização de radioatividade deveriam ter normatização atribuída à Comissão Nacional de Energia Nuclear – CNEN, posto que essa característica físico-química se mantém por longos períodos, e o órgão possui expertise no assunto, inclusive domina o processo de descontaminação.

Sopesadas essas sugestões, até a vigência da atual normatização, o tema estava disciplinado pela Portaria nº 2.914/2011, citada anteriormente, que se dedicava a observar questões como turbidez, coliformes, cianotoxinas e diversas substâncias químicas, porém, até então, os Poluentes Emergentes eram negligenciados, posto que, ultrapassados dez anos de sua vigência, seus padrões ficaram ultrapassados e inadequados ao mundo atual.

Para resolução do tema, seria necessário atualizar a regulação, com a sincronia dos parâmetros de qualidade definidos com a atual realidade, exigindo que as empresas que explorem o sistema de tratamento de águas passem a adotar técnicas eficazes, colocando os custos em segundo plano, uma vez que desatender às determinações representaria despesas maiores às necessárias para adequação.

A Portaria GM/MS nº 888/2021 tem gênese nessa contextualização, mantendo alguns parâmetros pretéritos em termos de substâncias catalogadas, porém, acresce várias outras antes relegadas, representando um marco na relação com os poluentes emergentes e qualidade de água, notadamente em face aos agrotóxicos, reservando um campo especial em um dos seus anexos, listando um rol de quarenta substâncias desta categoria.

Enveredando nessa seara, a regulação é considerada um marco, uma vez que trata da primeira norma jurídica brasileira a dispor sobre o assunto, pois a discussão era restrita aos ambientes acadêmicos, sendo que a partir de sua vigência pelo menos parte das substâncias deve ser monitorada e controlada, tendo como última análise a saúde do consumidor.

Como forma de efetividade das novas regras, os artigos 46 e 47 estabelecem penalidades pelo descumprimento, quer na esfera administrativa, civil e penal que, ao primeiro momento, parecem tímidas, mas na verdade, o leitor mais atento percebe que é feita remissão expressa à Lei nº 8.078/1990, o nominado Código de Proteção e Defesa do Consumidor, este definindo uma gama de penalidades a cada tipo de infração, com base sempre nos princípios da razoabilidade e proporcionalidade, baseando-se na gravidade de cada conduta.

Além disso, não se pode perder de vista que a norma protetiva, em seu bojo, parte do princípio da vulnerabilidade do consumidor, com mecanismos que objetivam reequilíbrio entre as partes envolvidas, viés este que potencializa a ótica do fornecimento de água como um serviço a ser prestado no plano concreto e não abstrato, revelando a condição do cidadão como consumidor vulnerável, portanto,

devendo ser protegido, o que é feito por meio de uma normatividade adequada, como é, nesse prisma, a vigente.

Nesse contexto, vale frisar a possibilidade de aplicação de coimas aos que descumprirem as bases de referência estabelecidas na regulação. O saneamento básico equivale a serviços que possuem reflexos econômicos. Dessa forma, a renitência inicial à submissão das empresas aos novos métodos de tratamento necessários para atender os padrões fixados, consistente em alto aporte de capitais, é minimizada, face à possibilidade de diversas aplicações de sanções pecuniárias.

Em que pese os grandes avanços no tema, a regulação de potabilidade de água não pode ser um assunto estático, havendo a necessidade de se estabelecer um fórum perene de debates sobre a temática para se que possa abarcar ações de segurança hídrica de forma coerente com a realidade de um país de dimensões continentais com peculiaridades regionais.

Com o decorrer dos anos, a normatização de água para o consumo humano veio se aperfeiçoando, com base no avanço do conhecimento científico e tecnológico sobre diversos fatores físico-químicos, bacteriológicos e radioativos que podem atingir a saúde humana por meio da qualidade da água ofertada para o consumo e principalmente sobre sua fonte de captação.

A multidisciplinaridade na elaboração dos projetos de mudança e atualização normativa, com a participação das ciências ambientais, sanitárias, química, biológicas, jurídicas e etc., favorecida pela era digital que vivenciamos, ampliou a participação de todos os atores do sistema de captação, tratamento, distribuição, descarte de águas, aprimorando os processos e dando segurança aos envolvidos.

Porém, é necessário que alguns aspectos da regulamentação sejam periodicamente reavaliados, levando-se em conta as experiências incorporadas ao longo dos anos, com neófitos conceitos e instrumentos desenvolvidos para gestão de riscos, como o Plano de Segurança da Água.

### **3.2 Aspectos do controle e vigilância sobre a potabilidade de água**

A partir de uma leitura apressada, poder-se-ia entender que controle e vigilância seriam atividades símileis, tratando-se de sinônimos, porém, destaca-se, nesse prólogo, que se tratam de atividades distintas, mas interligadas no processo de monitoramento e regulação de água para o consumo humano.

É importante salientar outra peculiar distinção entre os conceitos de controle e vigilância, pois o primeiro está na órbita dos responsáveis pelo gerenciamento e operação do sistema, já o segundo conecta-se à inspeção da qualidade da água para consumo humano, sendo de incumbência do setor de saúde pública.

Portanto, abaixo será dicotomizada a abordagem da temática para, ao final, entender-se que são sistemas que, apesar de distintos, estão interligados e são indissociáveis no monitoramento da qualidade de água potável no Brasil, de acordo com a regulação vigente.

### **3.2.1 O controle**

O controle situa-se no conjunto de atos exercidos de forma contínua pelo responsável pela operação do SAA ou SAC, com o desiderato da verificação se o produto final é potável, bem como a garantia da continuidade do processo.

Conforme alhures, o controle da qualidade da água para o consumo humano é obrigação de quem explora o serviço público de captação, tratamento e distribuição da água.

Essas ações são destinadas à verificação se a água ofertada ao destinatário final é potável, com vistas a detectar, evitar ou eliminar causas efetivas ou hipotéticas que resvalam no comprometimento do produto final.

O controle é composto por processos de inspeções tendentes a analisar a qualidade nas diversas etapas do sistema por meio de periódicas análises físico-químicas e microbiológicas, seguido do gerenciamento de todo o sistema, a fim de apurar as causas de alteração da qualidade da água e adoção das eventuais medidas acautelatórias e retificadoras cabíveis.

A coordenação do sistema engloba ainda as atividades de proteção de mananciais, controle e otimização dos processos unitários de tratamento; conservação dos reservatórios de distribuição; operação e manutenção de adutoras e da rede distribuidora com regularidade de pressurização e controle de vazamentos.

Ainda nesse vértice, há a necessidade de observância de critérios mínimos para o licenciamento e execução de projetos nos sistemas públicos de abastecimento, indicação periódica (mínima semestral) das inspeções sanitárias, implementação de boas práticas em todo o gerenciamento do processo.

O controle era disciplinado de forma tênue na portaria nº 2.914/2011, a qual sempre fora usada como referência, porém, em outubro de 2017, fora publicada a portaria nº 5/2017, que visou consolidar as 141 normas vigentes, entre elas a portaria citada, passando a matéria ser tratada nos anexos XX e XXI desta neófito regulação.

### **3.2.2 A vigilância**

Lado outro, a vigilância é caracterizada pelo conjunto de ações empreendidas perenemente pela autoridade de saúde pública, com o escopo de aferir se o produto à disposição do consumo final obedece a normatização, bem como classificar as ameaças que o SAA ou SAC possam representar à saúde da população consumidora.

O gerenciamento do sistema de vigilância, por se tratar de atribuição exclusiva de autoridade pública em saúde, está compreendido dentro do Sistema de Informação em Saúde (SIS), dentro de um subsistema denominado Sistema de Informação de Vigilância da Qualidade da Água para consumo humano (SISAGUA), que tem como escopo prestar auxílio no gerenciamento de riscos à saúde pública ocasionados por vetores hídricos.

As informações inseridas no SISAGUA são usadas em métodos de análise de situação de saúde relacionada ao abastecimento de água potável, com o objetivo de mitigar riscos associados ao consumo do produto final que não atenda a padrões normativos.

O sistema de informações foi desenvolvido pelo MS, por meio do DATASUS, e, nas últimas décadas, tem sido uma ferramenta importante para diagnóstico de vigilância em saúde pública, fazendo com que as intervenções estatais sejam precisas, levando-se em conta as especificidades populacionais, demográficas e regionais.

O SISAGUA é um mecanismo importante do Programa Nacional de Vigilância da Qualidade de Água para Consumo Humano (VIGIAGUA) que, em análise conjunta com os demais sistemas informativos, visa coibir a disseminação de doenças de transmissão hídrica, por meio de ações coordenadas e gerenciadas pelo SUS. As informações disponibilizadas possuem dados relativos às formas de abastecimento, infraestrutura e condições operacionais, dados de monitoramento da qualidade, autores e partícipes que operam os sistemas, informações oriundas das diversas camadas do poder público.

A alimentação desses sistemas é feita por todos os órgãos estatais envolvidos, tais como, secretarias de saúde (estadual e municipal), agências reguladoras e fiscalizadoras, autarquias e outros. Além disso, todos os dados coletados pelos operadores dos sistemas, encarregados do controle, também são inseridos no banco de dados, para que as autoridades públicas em saúde possam ter uma visão estrutural da vigilância.

Em análise dos aspectos conceituais, as ações de vigilância da qualidade da água potável subdividem-se em três vértices (Waldaman, 1998), coleta de dados; análise regular dos dados; e ampla e periódica disseminação desses.

Assim, o monitoramento preenche as funções de identificar os perfis e fatores de risco e oferecer subsídios às ações de fiscalização, aplicados a um sistema de dados que constituem um instrumento da vigilância para atuação de controle.

O programa de monitoramento deve abranger, com base nos conceitos expostos, os fatores, a avaliação integrada da qualidade da água bruta, tratada e distribuída, por análises técnicas de dados secundários fornecidos pelos operadores dos sistemas, inspeção, caracterização e avaliação do abastecimento do manancial ao consumidor, exame periódico dos dados em cotejo com indicadores de saúde e epidemiológicos e divulgação das informações com a finalidade de coordenar ações de controle educação, comunicação e mobilização social.

Portanto, a vigilância empreendida pelas autoridades de saúde será sempre sistêmica, com a avaliação conjunta, estrutural e integrada sobre os dados de qualidade da água para o consumo humano ao longo do abastecimento/consumo, compondo as partes como um todo dinâmico.

### **3.3 Desafios acerca da potabilidade de água no Brasil**

Dentro do eixo deste trabalho, conforme esmiuçado neste capítulo, os desafios encontram-se na necessidade do aprimoramento do processo de tratamento de água para o consumo humano, como obrigatoriedade da eliminação dos contaminantes emergentes, o que não se demonstra tarefa fácil, uma vez que, na atualidade, não existe consenso em critérios técnicos globais sobre a classificação, identificação e quantificação desses.

Assim, aborda-se a dificuldade do assunto, seguindo-se com a indicação de processos reconhecidos como eficazes na remoção dessas substâncias, e, ao final, a sugestão de fixação de prazo, dentro da normatização do novo marco do saneamento ambiental (Lei nº 14026/20), para a completa remoção destas substâncias como forma do aprimoramento do processo de tratamento (Art. 11-B).

### **3.3.1 Ausência de consenso na qualificação e quantificação dos poluentes emergentes**

A pesquisa acadêmica dessa classe de contaminantes em corpos hídricos é o campo de maior destaque na área das pesquisas de poluição ambiental, haja vista que, em baixíssimas concentrações, desencadeiam a bioacumulação a longo prazo, afetando diversos sistemas dos organismos.

Entre as substâncias de maior relevo, citam-se progesterona, etinilestradiol, dibutilftalato, dietilftalato e nonilfenol, essas, respectivamente, pertencentes às classes dos hormônios, plastificantes e surfactantes (Zafra-Gómez *et al.*, 2008; Reif *et al.*, 2012; Deblonde *et al.*, 2011).

Com quase quarenta anos de estudos e pesquisas, pode-se concluir que devido às suas características físico-químicas, estamos diante de substâncias absolutamente diversas dos nominados poluentes prioritários, já estudados e catalogados pela Agência Americana de Proteção Ambiental (*Environmental Protection Agency*) em uma lista de 129 substâncias.

Sobre os contaminantes prioritários, existem métodos e processos para remoção de águas tratadas, cabendo às agências internas apenas a permissividade quanto ao VMP e ao VMD.

Desde sua identificação e início das pesquisas, um grande esforço tem sido dedicado ao seu conhecimento de distribuição, destino e os efeitos ambientais. Fato é que após algumas décadas já houve grandes progressos no conhecimento sobre tais substâncias, mas sem dúvida há uma grande lacuna de informações sobre o número crescente de novos e potenciais subprodutos derivados da sua combinação e transformação (Bell *et al.*, 2011; Agüera *et al.*, 2013).

No Brasil são realizados estudos ainda muito incipientes com desafios na catalogação desses compostos encontrados em maior quantidade em águas naturais e servidas, sua concentração, sazonalidade e mapeamento geográfico. Para obtenção

desses compostos, os estudos usam a extração ou microextração em fase sólida, com posterior identificação e quantificação por técnicas cromatográficas acopladas com espectrometria de massa (Bueno *et al.*, 2012)

Portanto, resumidamente, até onde as pesquisas científicas avançaram, pode-se definir CE como substâncias identificadas recentemente como micropoluentes, os quais têm sido escopo de grande debate dentro da academia. Sendo derivados de produtos de uso ordinário da população, principalmente de higiene pessoal, fármacos, combustíveis fósseis e outros produtos derivados da atividade industrial e agrícola, podendo ser classificados como hormônios naturais, hidrocarbonetos policíclicos aromáticos, pesticidas, ftalatos, drogas ilícitas e outros.

A Agência de Pesquisa Geológica dos Estados Unidos os define como:

Substâncias químicas, de ocorrência natural ou antrópica, ou qualquer microrganismo que não é normalmente controlado no ambiente, mas que tem potencial para entrar nesse e causar efeitos adversos ecológicos e/ou sobre a saúde humana, sendo estes efeitos desconhecidos ou suspeitos (United States Geological Survey, 2012).

Concluindo, apesar da ausência de uma definição precisa para a conceituação e quantificação dos contaminantes emergentes (CEs), bem como da falta de um estudo detalhado sobre sua ocorrência nas bacias hídricas brasileiras, é urgente a necessidade de, a médio e longo prazo, incluir a obrigatoriedade de sua remoção das águas tratadas no Brasil. Essa necessidade deve ser pautada no termo inserido na nova normatização ambiental, que será abordada a seguir, com a aplicação de métodos eficazes, considerando o atual estágio de conhecimento científico, conforme discutido no próximo tópico.

Primeira e mais importante classe seria a dos fármacos, dentre os quais temos a ocorrência das seguintes substâncias: cafeína (estimulante), atenolol (anti-hipertensivo), carbamazepina (antiepilético), codeína (analgésico), fluoxetina (antidepressivo), amoxicilina (antibiótico), sendo sua principal fonte geradora os esgotos domésticos, hospitalares e veterinários.

Outra classe encontrada nas águas de superfície são os produtos de higiene pessoal, com destaque para: DEET (repelente de inseto), triclosan (agente microbiano), isoborneol (fragrância), galaxolide (fragrância), oriundo dos esgotos domésticos.

Destaque também para os hormônios, sendo eles: estrona, estradiol, estriol, testosterona e progesterona (hormônio reprodutivo), dietilestilbestrol (antineoplásico),

levonorgestrel, mestranos e etinilestradiol (anticoncepcional), derivado dos efluentes residenciais.

A classe dos plastificantes também registra grande ocorrência em bacias hídricas, destacando-se: bisfenol A, dietilftalato e Di-2-etilexiftalato, sendo rejeitos da indústria química lançados em águas servidas.

Os pesticidas representam uma preocupação, atentando-se aos herbicidas metolachlor e atrazina, gerados na agricultura, por meio de escoamento superficial.

Por fim, a classe dos surfactantes não iônicos, tendo como principais atores o nonilfenol e octilfenol, também derivados de escoamento industrial.

Na verdade, a iniciativa seria uma norma ambiental “em branco”, como acontece na criminalização das substâncias psicotrópicas e psicoativas, nas quais há uma norma penal “em branco”, ou seja, não cabe à legislação defini-las, mas sim aos órgãos técnicos ligados à Saúde Pública, como hoje o faz a portaria ANVISA nº 344/06, que discrimina quais são as “drogas ilícitas”.

Portanto, a definição, listagem e classificação ficariam a cargo do órgão regulador encarregado da vigilância da potabilidade da água, ou seja, a ANA.

### **3.3.2 Métodos eficazes para remoção dos contaminantes emergentes no tratamento de água para o consumo humano**

Assim como o tópico anterior, não é fácil abordar este tema, uma vez que existem vários processos atualmente em estudo com a finalidade de remover essa gama de poluentes durante o processo de purificação da água. Além disso, existem métodos que, em larga escala, nos dias atuais, revelam-se economicamente inviáveis, o que, em tese, os tornaria inexecutáveis, porém, como o processo de retirada dessa classe de contaminantes protraí-se ao tempo, nada deve ser desprezado, cabendo trazê-los à discussão acadêmica, haja vista que, em futuro próximo, poderão ser factíveis do ponto de vista financeiro.

Em primeiro plano, cabe anotar o processo de adsorção que é um velho conhecido da química, usado para purificação de misturas, sendo um processo simples de transferência de fase, onde um fluido, denominado de adsorvato, se liga e é retido à superfície de uma substância sólida, a qual se dá o nome de adsorvente.

Essa aderência entre ambos ocorre por processos físicos (fisissorção) ou químicos (quimissorção) e as conexões ocorrem de diferentes maneiras como líquido-líquido, gás-líquido, gás-sólido e sólido-líquido (Dembogurski, 2019).

No processo de purificação de água, tem-se obtido experiências muito promissoras com a adsorção por carvão ativado em pó granulado (CAG) que é sabido muito eficiente na eliminação de compostos orgânicos persistentes, não biodegradáveis, sendo uma de suas vantagens a capacidade de uso contínuo no sistema de purificação, em complemento ao atual método de tratamento, sem a necessidade de grandes mudanças nas plantas já instaladas nas ETAs (Aktas; Çeçen, 2007).

Em análises laboratoriais, fora avaliado o estudo de bancada para a retirada de determinada gama de CE em colunas de CAG, produzido da casca de coco de variadas granulometrias, com fluxo constante de água bruta, oriunda de ETA, com antecedente tratamento convencional que não os removeu, porém, após o processo de adsorção com CAG, fora constatado que mais de 95% do poluente fora eliminado nas amostras finais, principalmente com o uso de grânulos menores (Guerra *et al*, 2015).

Outro processo promissor é o Processo Oxidativo Avançado (POA), que revela eficiência na supressão dos nominados micropoluentes (Oller *et al.*, 2011), reconhecido como o mais eficaz na extração de substratos de relevância ambiental. Esse método tem gênese na geração de radicais livres, principalmente hidroxil (-OH), que detém grande poder oxidante e pode proporcionar a destruição de vários compostos contaminantes em tempo célere (Teixeira; Jardim, 2004).

Sua aplicação mostrou-se deveras eficiente da eliminação de boa parte dos fármacos e agrotóxicos, com remoção de quase 90% dessas substâncias em tempo de 30 minutos, aplicação em água após tratada por sistemas convencionais, e, se usado com combinação com fotocatalise homogênea com luz ultravioleta (UV), as taxas de remoção chegam próximas de 100%.

O estudo envolvendo fotocatalise, nas últimas décadas surge como sugestão complementar ao tratamento convencional (Lloret, 2012), como forma contínua de descontaminação da água nas ETAs.

Os POAs mostram-se como um conjunto de tecnologias com grande potencial no tratamento para eliminação dos CEs, pois revelaram grande eficiência na mineralização de espécies químicas de importância ambiental. Porém, sua aplicação

demanda mais pesquisas e estudos, uma vez que desenvolver e aperfeiçoar reatores em grandes escalas ainda representa problemas para operação contínua dos processos.

Outro sistema muito eficiente é a filtração em membrana, a utilização deste método é realizada por meio de microfiltração (MF), ultrafiltração (UF), nanofiltração (NF) e osmose reversa (OR), e, tem-se mostrado uma promissora opção principalmente para micropoluentes (Nghien *et al.*, 2004).

A retirada de CE por membranas acontece com a conjugação de processos, dos quais a adsorção, exclusão por tamanho e repulsão de cargas são os mais significativos (Bolong *et al.*, 2009), sendo um método que age como uma barreira, retendo partículas maiores do que os poros presentes nas membranas filtrantes.

São diversos os materiais que compõem os meios filtrantes, sendo a diferença básica o tamanho dos poros das membranas que resvala no tamanho das partículas retidas.

Outro método de filtração por membrana é a denominada osmose reversa (OR), que utiliza pressões médias e altas, retendo inclusive minerais, deixando escoar apenas moléculas em uma faixa abaixo de 0.0005 micrômetros, sua faixa de captura fica entre 0,1 a 1 nanômetro.

Já as membranas de OR e NF são muito mais eficientes na remoção de químicos, evidente que sua eficiência está ligada às propriedades físico-químicas dos compostos-alvo, como massa molar, solubilidade e propriedades eletrostáticas, tal como das condições de operação das membranas (fluxo e qualidade da alimentação), suas particularidades (permeabilidade, porosidade, cargas superficiais, hidrofobicidade/hidrofilicidade), incrustações e parâmetros como pH, temperatura e salinidade (Liu *et al.*, 2009).

Experimentos realizados em laboratórios no ano 2013 revelaram resultados surpreendentes com o uso de duas classes de membranas de NF nominadas NF 90 e NF 279, havendo a eliminação de 99% dos poluentes emergentes presentes em água para o consumo humano já tratadas.

Portanto, são esses os métodos modernos capazes de eliminar poluentes emergentes na purificação de água, os quais podem ser complementares aos usuais processos de desinfecção.

### **3.3.3 Remoção dos poluentes emergentes e o marco temporal do artigo 11-B da Lei nº 14.026/20**

Antes da abordagem direta da proposta, cabe consignar alguns breves comentários sobre a importância do novo marco do saneamento ambiental dentro da realidade nacional.

Os informes oficiais brasileiros sobre o saneamento básico não são motivo de orgulho, aliás, muito pelo contrário, sobejam elementos para ser tipificado como vergonha.

Estima-se que por volta de 100 milhões de pessoas – quase metade da nossa população – não tem à sua disposição coleta e tratamento do esgoto sanitário, e 35 milhões não possuem acesso à água tratada.

Os desdobramentos desses números são alarmantes, pois diversas patologias, transmissíveis por vírus ou mesmo bactérias, possuem veiculação hídrica como principal fonte disseminadora.

O maior exemplo dessa equação foi a pandemia do Coronavírus (SARS-COV 19) vivenciada em solo brasileiro nos anos de 2020/2021, quando os mais afetados foram pessoas de certos grupos de risco, situados na base da pirâmide social em que o saneamento básico não é ofertado, pois a falta de higiene, como o simples fato de lavar as mãos, exigia acesso à água tratada.

O Ministério da Saúde, em estudos internos, nos revela que a mortalidade infantil está intimamente ligada a altos índices em regiões onde o esgotamento sanitário e a disponibilização de água potável ainda são para poucos.

Para que se possa mudar este paradigma assustador, houve a necessidade de se reestruturar toda a regulação do setor de saneamento básico no Brasil, com a criação de neófito arcabouço jurídico que pudesse equacionar a problemática, buscando meios de fomento para investimentos nesse setor.

Vários gargalos foram rompidos, desde o início da estruturação do setor nos anos de 1960, mesmo com tímida reforma produzida em 2007 (Lei nº 11.445), pois os principais obstáculos resistiram, no sentido da dependência dos recursos financeiros para implementação das obras de base, quase sempre dependentes do investimento públicos e vontade política, o que, desde então, estagnou o crescimento dos índices de maximização do saneamento básico brasileiro.

Apesar de alguns avanços obtidos, em muitos aspectos as mudanças implementadas não refletiram uma real transformação no setor, as taxas de expansão dos serviços foram baixas, o financiamento foi escasso, serviços prestados de maneira ineficiente, regulação desuniforme e fragmentada, por óbvio, conduziram em poucos anos na necessidade de nova normativa que levou as casas legislativas a estudos de novos projetos.

Com tais números e a atual realidade social do nosso país, em 2020 fora promulgada a Lei nº 14.026/20 que tenciona revolucionar o setor de saneamento ambiental no Brasil, e, na parte que nos interessa neste trabalho, conforme preceitua o artigo 11-B, garantir acesso à água potável de pelo menos 99% da população nacional, até 2033, sendo, excepcionalmente, prorrogado até 2040 (§9º), e, também garantir “as melhorias dos processos de tratamento”.

A nova regulação atribui à ANA (artigo 1º) poder de regulação de todo o processo de estruturação do saneamento básico para consecução dos objetivos da Lei, inclusive sobre a captação, tratamento e distribuição de água para o consumo humano no território nacional.

A agência passa a regular o saneamento básico mediante a edição de normas de referência, a ideia do legislador foi gerar um ambiente de segurança jurídica institucional e regulatória, com regras claras e uniformes em todo o país, com o objetivo mediato de atrair investimentos para o setor, contribuindo com o principal objetivo da Lei, ou seja, a universalização dos serviços públicos de saneamento básico.

A Lei traz cruciais inovações a respeito de múltiplos temas, tais como o incentivo à concorrência e à desestatização, ao aprimoramento do ambiente regulatório, ao incentivo à prestação regionalizada, aos prognósticos de metas de desempenho e de arrojados resultados de universalização. Porém, sua implementação deve ser cautelosa, já que a transferência dos serviços públicos à iniciativa privada simplesmente não redundará em melhoria no saneamento básico, exigindo criteriosa e detalhada modelagem dos pactos de concessão e eficiente normatividade e controle desta, com observância de metas para o objetivo maior que é a universalização.

Assim, com este singelo prólogo dos objetivos gerais do novo marco do saneamento básico, volve-se ao tema anunciado, ou seja, a necessidade das “melhorias dos processos de tratamento” (art. 11-B – parte final).

O objetivo proposto acima não é inovação, uma vez que a própria Lei nº 14.026/20, dentro da definição de saneamento básico, insere a água potável com um dos seus elementos (art. 3º, I, “a”, 3-A, IV), bem como pretende servi-la a 99% da população brasileira em certo lapso temporal, prestigiando, inclusive, a aprimoramento dos métodos de tratamento.

Portanto, muito mais que captar, purificar e distribuir a água para o consumo humano, sua qualidade deverá sofrer “melhorias dos processos de tratamento”, notadamente no termo estabelecido na nova regulação (2033 ou 2040).

Óbvio que tais implementações deverão ser escopo de detalhados estudos pelo atual regulador (ANA), observando critérios até então obtidos em estudos científicos e acadêmicos, definindo e normatizando o que é “água potável” por excelência.

Logo, com tais bases, é irrefutável que as pesquisas sobre a ocorrência de contaminantes emergentes em águas tratadas não podem ser negligenciadas nesse novo ambiente do marco do saneamento ambiental, e medidas corretivas, por meio de regulações de referência, deverão ser editadas pela agência para fazer frente a esse desafio de mitigar gradualmente sua ocorrência, e, ao final do termo estabelecido na nova diretriz, seja cumprido (até 2033/2040), com a completa eliminação de todos os poluentes emergentes conhecidos.

Tem-se uma oportunidade única: o Brasil atravessa uma revolução no marco do saneamento ambiental, por meio da qual o tema deve ser tratado de forma sistêmica. No que se refere à água tratada para consumo humano, é essencial atentar para a presença de poluentes não prioritários, que, segundo estudos, causam bioacumulação nos seres vivos, levando ao desenvolvimento de patologias crônicas a longo prazo, como amplamente discutido no capítulo 2 deste trabalho.

Portanto, é imperativo que a ANA dê imediato enfoque a esse tema, editando normas específicas que estabeleçam novos critérios para a captação, tratamento, reservação e distribuição de água potável. Além disso, é urgente a inclusão de métodos eficazes para a remoção e eliminação dos contaminantes emergentes, conforme mencionado anteriormente.

#### 4 DIREITO DO CIDADÃO À ÁGUA POTÁVEL

Em que pese a lacuna da legislação brasileira sobre o direito do cidadão à água, o país é signatário de diversos tratados e convenções da ONU (Organização das Nações Unidas) que reconhecem esse direito básico ao ser humano.

A ONU, por meio da Resolução A/RES/64/292 de 28/07/2010, assinala que o acesso à água potável é um direito fundamental e indispensável à vida com dignidade, pois a mesma é essencial para a redução das desigualdades e para o desenvolvimento sustentável.

Ocorreram ainda outras normativas que cuidam do tema, valendo citar o Plano de Ação da Conferência da ONU sobre água de 1977, a qual reconhece o direito de todos os povos, seja qual for o seu estágio de desenvolvimento e suas condições econômicas, de acesso à água potável em quantidade e qualidade igual às suas necessidades básicas.

Em dezembro de 1979, durante a Convenção sobre a Eliminação de Todas as Formas de Discriminação contra as Mulheres, fora definido que, entre os direitos a serem assegurados às mulheres pelos Estados signatários, estaria o acesso à água potável e o saneamento básico.

Na Convenção sobre os Direitos das Crianças, realizada em novembro de 1989, foi convencionado que a água e o saneamento básico deveriam ser garantidos pelos Estados, como meta de combater doenças, desnutrição e mortalidade infantil.

Durante a Conferência de Dublin sobre a Água e o Desenvolvimento Sustentável, ocorrida em janeiro de 1992, foi reconhecida a importância da água e do saneamento básico a todos os seres humanos.

Em junho do mesmo ano, na Conferência das Nações Unidas sobre o Ambiente e o Desenvolvimento, quando foi elaborada a Agenda 21, consolidou-se o direito de todos os povos à água potável.

Sem se alongar, há ainda de se registrar que no Programa de Ação da Conferência Internacional da ONU sobre a População e Desenvolvimento (1997); Declaração Política da Conferência Mundial sobre Desenvolvimento Sustentável (2002); Conferência do Clima em Berlim (2004); Convenção sobre o Direito das Pessoas com Deficiência (2006); todas se preocupam com o assunto, e, de forma expressa ratificam o direito do ser humano ao acesso à água potável.

Cabe assinalar que diversas Resoluções tratam do tema, sempre informando o direito do homem à água de qualidade para o consumo, conforme poderá ser observado nas Resoluções: A/HRC/RES/7/22; A/HRC/RES/64/292; A/HRC/RES/15/9; A/HRC/RES/16/2; A/HRC/RES/18/1; A/HRC/RES/21/2; A/HRC/RES/24/18 e A/HRC/RES/27/7.

Cerca de 884 milhões de pessoas no mundo não têm acesso à água de qualidade, e 2,6 milhões de pessoas não possuem saneamento básico.

Assegurar o acesso à água e o saneamento enquanto direito básico do cidadão constitui um passo importante no sentido de isso vir a ser uma realidade para todos, significando que o acesso é um direito normativo/impositivo, e não um bem ou serviço providenciado a título de caridade.

O abastecimento de água e a oferta de saneamento básico para cada pessoa deve ser contínuo e suficiente para usos pessoais e domésticos, que incluem, habitualmente, beber, poder manter a higiene pessoal, lavagem de roupas, preparação de refeição e outros comezinhos.

De acordo com a OMS, são necessários entre 50 a 100 litros diários de água por pessoa para assegurar a satisfação das necessidades mais básicas e a minimização dos problemas de saúde, sendo a maior parte das pessoas categorizadas como tendo problemas de acesso à água de qualidade usam apenas 5 litros por dia, ou seja, um décimo da quantidade média utilizada em países desenvolvidos.

A água necessária para o uso humano deve ser segura, sem microrganismos, substâncias químicas ou contaminantes (prioritários ou emergentes) que constituam ameaça para a saúde, sendo que as diretrizes da OMS para a qualidade da água constituem uma base para o desenvolvimento de normas nacionais que, se forem observadas, assegurarão a segurança hídrica necessária.

Os serviços de oferta de água potável devem ser fisicamente acessíveis dentro, ou na proximidade imediata, do lar, local de trabalho e instituições de ensino e de saúde, sem prejuízo de ajustes nos serviços que incluam as pessoas com necessidades especiais, idosos, crianças, gestantes e outros, melhorando, assim, a dignidade à saúde e a qualidade geral para todos. A OMS também informa que as fontes deverão estar localizadas na distância máxima de 1.000 metros, e o tempo de locomoção até a mesma não deve ultrapassar 30 minutos.

Portanto, é incontestável o direito do cidadão ao acesso à água potável de qualidade para suas necessidades básicas, como saúde, alimentação, higiene pessoal e corporal, segundo normas internacionais das quais o Brasil é signatário.

#### **4.1 Água potável e Direitos Humanos**

Sabe-se que a água de qualidade é um dos pilares essenciais para a manutenção da vida e preservação do meio ambiente sadio. Nesse sentido, a ausência desse precioso líquido ocasiona enorme impacto no cotidiano do ser humano, afetando seu desenvolvimento saudável.

Ter acesso à água potável é um meio essencial para o combate à pobreza e às desigualdades sociais, garantindo a saúde e a vida, o crescimento econômico e a garantia de meio ambiente equilibrado, de modo que uma comunidade sem acesso à água tratada está vulnerável à incidência de várias patologias.

Segundo dados do Ministério da Saúde (DATASUS, 2021), neste ano foram registradas quase 130 mil internações com quadro grave das chamadas doenças de veiculação hídrica, causadas essencialmente pela falta de acesso à quantidade mínima de água de qualidade. Esse dado é indicativo direto que a escassez na oferta põe em risco a sobrevivência do ser humano.

A ONU, em 2010 (Resolução A/RES/64/292), entendendo o alcance dessa necessidade básica, reconheceu que o acesso à água limpa e segura é um direito humano primordial. Portanto, indene que o acesso à água é um direito humano essencial, fundamental e universal, indispensável à vida que, segundo a normativa da ONU, *“é condição para o gozo pleno da vida e dos demais direitos humanos”*. Logo, tal oferta integra o conteúdo mínimo do direito à dignidade humana.

Porém, dada a escassez e a ausência de políticas públicas para a correta distribuição de água de qualidade, a vulnerabilidade hídrica acarreta efeitos graves nas pessoas mais carentes.

O maior desafio nos dias atuais é a garantia perene desse direito humano tão básico que é o acesso à água, sendo que os conteúdos normativos devem incluir questões como a disponibilidade, acessibilidade física, qualidade e segurança. O acesso hídrico deve ser prioritário, equitativo e gratuito, nos casos de pessoas vulneráveis e de baixa renda.

A garantia ao acesso à água potável em quantidade e qualidade se faz mister como meio da realização e efetividade de vários direitos humanos fundamentais, pois esses são indivisíveis e interdependentes, já que não é suficiente respeitar alguns e outros não, sendo que em efeitos práticos a violação de um afetará a observância de muitos outros.

Todos os direitos humanos devem ser vistos como de igual importância, sendo igualmente essencial respeitar a dignidade e o valor de cada pessoa.

A água é a seiva do nosso planeta, ela é a condição essencial de vida de todo o ser vegetal, animal e humano, de modo que sem ela não poderíamos conceber o atual estágio do nosso planeta em termos climáticos, flora, fauna e agricultura. Assim, o direito de acesso à água está umbilicalmente ligado à vida, tal qual disposto no artigo 3º da Declaração Universal dos Direitos do Homem.

É insofismável que o acesso à água é uma forma eficiente de exercer o direito humano à vida, pois esta é inconcebível sem água. O acesso à água, por via oblíqua, realiza efetivamente outros direitos fundamentais, tais como: dignidade humana, bem-estar, saúde, alimentação e até liberdade. O domínio das fontes e o acesso à água podem levar à submissão dos vulneráveis a pessoas com o desiderato de explorar o ser humano em sua liberdade de locomoção, trabalho e desenvolvimento saudável.

Portanto, a água faz parte do patrimônio do planeta, sendo que cada povo, cada nação, cada ser é plenamente responsável aos olhos de todos.

A utilização da água impõe obediência às normas, sua proteção é uma obrigação jurídica de todos os homens ou grupo que a usufruiu, questões que não podem ser ignoradas pelo ser humano nem pelos Estados.

A solidariedade e o consenso em razão de distribuição desigual devem ser a espinha dorsal das políticas públicas de gestão da água sobre a terra.

São as balizas ofertadas pela Organização das Nações Unidas quando instituiu, em 22 de março de 1992, o “Dia Mundial da Água”.

Sobre o enredo, cabe assinalar que a Corte Interamericana de Direitos Humanos, em diversos julgados, se posiciona que o acesso à água potável e o saneamento, são direitos humanos subordinados ou derivados de uma série de outros direitos humanos, entre os quais destaca-se à vida, à saúde, à moradia.

Mesmo tendo esse reconhecimento, há de se destacar que em muitos lugares do planeta tal direito não é uma realidade universal, sendo necessário que os Estados membros da ONU adotem políticas públicas como forma de fomentar esse acesso

básico à água tratada e ao esgotamento sanitário como forma de efetiva realização dos direitos fundamentais de seus nacionais, principalmente os mais carentes.

Portanto, em peroração, tem-se de forma incontestada o direito humano fundamental de acesso à água, já reconhecido pela ONU, é forma de exercer outros direitos humanos indispensáveis, como todos que foram citados nessa abordagem, sendo que, infelizmente, como anotado no tópico antecedente, no Direito Brasileiro não existe tal premissa de forma expressa, sendo sua inteligência feita por meio de análise de normas e tratados internacionais, em que pese a tramitação atual de Proposta de Emenda Constitucional (PEC), em tramitação no Senado da República que trata da matéria, que será analisado de forma pontual no próximo tema.

#### **4.2 Senado aprova PEC que inclui a água potável como direito fundamental**

O Conselho Mundial da Água (WWC, sigla em inglês para World Water Council), em março de 2018, realizou o 8º Fórum Mundial da Água, sendo que pela primeira vez o evento fora sediado em um país localizado no Hemisfério Sul, ou seja, no Brasil, sendo que a capital federal Brasília foi a cidade escolhida.

Deste importante acontecimento, conforme consta dos informes do Senado Federal, um dos partícipes do Fórum, foram debatidas e aprovadas várias propostas, frisando como as de maior relevo as de ordem econômica e social.

Destacando-se a que garante recursos financeiros, oriundos da cobrança pelo uso de recursos hídricos sejam obrigatoriamente destinados às obras de melhoria da quantidade e qualidade das águas dos rios, represas e outras fontes de captação, bem como custear obras como construção, reforma, fabricação, recuperação ou ampliação, demolição, conserto, instalação, montagem, operação, conservação, reparação, adaptação, manutenção, transporte ou locação de bens para preservação das bacias, fixando percentuais mínimos para tais investimentos.

Outra proposta prevê incentivos fiscais para imóveis sustentáveis, construídos de forma a reduzir o consumo de água e de energia, determinando que o uso de práticas sustentáveis de construção será incluído como diretriz da política urbana prevista em normas internas, estabelecendo, ainda, a divulgação dessas práticas em campanhas junto à população. Segundo a mesma, as novas edificações

governamentais devem adotar medidas para a redução dos impactos ambientais, desde que as técnicas sejam economicamente viáveis.

Porém, mesmo antes deste importante evento internacional, no plano legislativo interno brasileiro já tramitava no Senado Federal a PEC 04/2018, cuja finalidade seria a inclusão do acesso à água potável no rol dos direitos e garantias fundamentais.

Em 07 de abril de 2021, o plenário do Senado finalizou a aprovação do projeto, remetendo-o à Câmara dos Deputados, sendo que, se aprovada pelas duas casas legislativas, o artigo 5º da Constituição Federal passaria, em seu inciso LXXIX, a ter a seguinte redação: “o acesso à água potável em quantidade adequada para possibilitar meios de vida, bem-estar e desenvolvimento econômico. ”

Na exposição de motivos deste projeto, consta que o acesso à água tratada não está inserido de forma clara e direta como um direito fundamental. Isso gera problemas estruturais que impactam as políticas públicas de saneamento básico e revela outros entraves decorrentes desse lapso. Muitas normas relacionadas ao acesso a políticas sociais tratam o acesso à água potável como um bem econômico. Dessa forma, exclui-se, de maneira direta, a oferta para os vulneráveis e necessitados. Além disso, o controle e a privatização das fontes de água resultam em poder e dominação, especialmente em regiões com escassez hídrica, como o semiárido, contribuindo significativamente para impedir a universalização do serviço básico.

No que tange ao "acesso à água potável", o projeto revela-se adequado e consonante com a essência do Estado de Direito Constitucional. Além disso, atribui maior amparo e compromisso às políticas públicas com as quais nosso país se comprometeu no plano internacional, especialmente por ter subscrito a Agenda 2030 da ONU.

A oferta universal dos serviços de água potável e coleta e tratamento de esgotos, estão correlacionados com três dos dezessete objetivos propostos na agenda das nações unidas, sendo que entre eles estão o combate a pobreza, garantir vida saudável, promover o bem-estar humano, e os mais específicos sobre a temática que é assegurar a disponibilidade e a gestão sustentável da água e do saneamento de forma isonômica.

É insofismável que, em última análise, o escopo da PEC é assegurar a vida e a saúde. Sabe-se que os serviços de oferta de água e coleta de esgoto devem ser prestados de forma conjunta e sucessiva, como meio de alcançar o objetivo proposto.

Portanto, é necessário que, na ocasião, esses serviços fossem elevados ao mesmo patamar, ou seja, ao status de direitos fundamentais, como já estabeleceu a ONU na Resolução 64/292. Mas fica a dúvida: se já existe norma infraconstitucional (Lei nº 14.026/20), que já trata do assunto, até de forma mais abrangente, qual a necessidade de se inserir tais ofertas no rol dos direitos e garantias fundamentais?

Creio que a resposta possui várias interpretações. Entretanto, no campo jurídico e social, adota-se a premissa de que, no atual Estado de Direito Constitucional, o exercício do poder político está subjugado a regras jurídicas (Canotilho, 2003).

Em que pese a austeridade que permeia a nossa atual Carta Política, é plenamente possível modificá-la, por meio de processo complexo, desde que respeitadas suas cláusulas pétreas.

Conforme consta nos artigos 60, §4º, IV da CF, os direitos e garantias fundamentais jamais poderão ser abstraídos da ordem jurídica. Em efetivo, além de dispor de um importante petrecho para a limitação do exercício do poder reformador, declara, no aspecto procedimental, um comando ativo ao poder político.

Desta feita, passará a ser obrigação do Estado, através dos entes investidos das competências políticas, executar diligências no desiderato de proporcionar efetivas atuações, veiculadas por políticas públicas, capazes de afirmar ao indivíduo o exercício de um direito fundamental expressamente inserto na norma fundamental, sendo que, pensar a contrário senso, sem uma ação governamental específica e eficiente nesse norte, o próprio funcionamento do processo de deliberação democrática seria posto à prova.

Como assinala Barcellos (2006, p. 31-60):

(...) da mesma forma como é consistente afirmar que a ação do poder político está submetida à Constituição, não há qualquer óbice teórico à conclusão (...) de que uma norma jurídica — a Constituição — interfere em caráter imperativo na definição dos gastos públicos.

E, tendo essa asserção como um raciocínio lógico, estando o serviço de esgotamento sanitário também elevado à categoria de direito fundamental, haverá significativos avanços, garantindo que o seguimento receberá uma fatia considerável dos recursos públicos destinados à promoção da prevenção da saúde, empenho governamental para melhora no serviço prestado sob delegação seja ofertado ao usuário final, já que a regulação será sempre do poder concedente, e, diante da

impossibilidade da supressão destes dos direitos e garantias fundamentais, há uma maior expectativa de que serviço público terá um aperfeiçoamento contínuo, com vistas a objetivar a universalidade.

Feitas tais considerações, há de se concluir que, assim como alçado pela ONU, o acesso à oferta de água potável e ao esgotamento sanitário deverá figurar como direitos humanos fundamentais, inseridos no rol do artigo 5º da CF, já que uma alteração do texto constitucional, tal como proposto pela PEC 04/2.018, visando à inclusão de tais direitos como garantias inerentes à vida, à saúde, ao bem-estar humano, cumpriria o papel de firmar compromissos com a gerações vindouras com a expansão dos serviços públicos que atenda os mais comezinhos direitos humanos, buscando as melhores práticas de implementação de políticas públicas, instituídas sob o marco do Estado Democrático do direito em que se encontra nossa sociedade.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O trabalho teve o escopo de apurar o surgimento de uma nova classe de poluentes em águas superficiais no mundo e no Brasil, os quais as pesquisas recentes classificam como uma nova classe de contaminantes, substâncias essas diversas dos já conhecidos poluentes prioritários. Essa nova classe de poluentes é denominada emergente, haja vista que sua detecção é recente, com gênese nos avanços tecnológicos na área química, agrícola, farmacêutica e industrial.

O número dos estudos que analisa, identifica e classifica tais substâncias, no ambiente acadêmico nacional, é muito acanhado. Apenas uma lista restrita de determinadas substâncias foi alvo das pesquisas, sendo restritas a determinadas regiões, como a Sudeste, o que faz com que seja incapaz de se obter um mapeamento geral da sua ocorrência nas diversas bacias hídricas do território nacional.

Mesmo com tais obstáculos, apurou-se que os contaminantes emergentes se encontram presentes nos locais pesquisados, em quantidades elevadas e ocasionando bioacumulação nos seres vivos, a longo prazo. Esses dados estão inclusive amparados em diversos estudos na fauna aquática do *habitat* alvo.

Foram levantados dados científicos, com base em estudos e pesquisas bibliográficas das patologias ocasionadas pela perene exposição das pessoas a essa nova classe de substâncias, abordando o efeito derivado da acumulação de cada classe desses interferentes. Em seguida, foi analisada a evolução histórica da normatividade sobre a potabilidade de água no Brasil, com vistas a identificar se houve preocupação em pesquisar e identificar tais substâncias e, mesmo que a longo prazo, desenvolver políticas públicas voltadas à gradual retirada e eliminação destes.

Dentro deste tema, foram abordados aspectos das competências relacionadas ao controle e à vigilância na captação e distribuição de água potável no Brasil, bem como se enumeraram alguns desafios atuais sobre o assunto, notadamente a necessidade constante de aperfeiçoamento dos sistemas de purificação e desinfecção da água bruta para consumo humano. Indicaram-se, também, sistemas eficazes para a eliminação total dessa nova classe de poluentes, fixando-se um prazo razoável para tal consecução, considerando que toda a regulação do sistema de saneamento ambiental no Brasil sofreu uma profunda reestruturação com o novo marco regulatório, aprovado em 2021.

Feitas tais considerações, neste epílogo, passa-se a algumas reflexões sobre o resultado desta pesquisa que consumiu grande parte do tempo deste subscritor durante o programa de pós-graduação *stricto sensu*, sendo essas apenas delineadoras de implementação de novos estudos e até sugestão para futura elaboração de políticas públicas de saneamento ambiental.

Atualmente, há a presença de diversas substâncias dessa gama de contaminantes emergentes (CE) encontradas em águas superficiais no Brasil, destacando-se como principais: farmacêuticos e produtos de cuidados pessoais (PPCPs); disruptores endócrinos (DEs); drogas ilícitas; pesticidas; hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs); bifenilos policlorados (PCBs), entre outros.

O descarte dessas substâncias em cursos hídricos, notadamente rios, lagos e represas – principais fontes de captação das empresas que exploram o serviço de coleta e tratamento de água para consumo humano – causa impactos ambientais e à saúde. Dentre os efeitos, destaca-se a ameaça perene à biodiversidade aquática e terrestre, devido aos diversos processos de absorção, seja por via dérmica, aeróbica ou pela ingestão dessas substâncias. Isso resulta em desequilíbrios ecológicos, como a feminilização de répteis, intoxicação hepática de peixes, baixa taxa de reprodução de aves aquáticas, entre outros, destacados nos capítulos anteriores.

Em relação aos humanos, a contaminação dá-se pela predominância na ingestão de bebidas ou alimentos. Um dos principais riscos à saúde é a resistência bacteriana por exposição, mesmo em baixas concentrações, por resíduos de antibióticos presentes na água, contato prolongado com os disruptores endócrinos, resultando em interrupção ou bloqueando as funções fisiológicas dos hormônios secretados pelas glândulas, afetando o sistema reprodutivo, próstata, mama, pulmão, fígado e outros sistemas.

Ao analisar o histórico das legislações e normativas sobre captação e tratamento de água para consumo humano no Brasil, observa-se que, inicialmente, havia pouca ou quase nenhuma preocupação com essa nova classe de contaminantes. Apenas alguns, como os pesticidas amplamente utilizados na agricultura, eram mencionados e controlados, com a obrigatoriedade de sua remoção.

Houve também a demonstração de vários processos já conhecidos que, em complementação dos tratamentos convencionais, podem eliminar várias gamas de poluentes emergentes da água tratada no Brasil.

Lado outro, além das diversas convenções e tratados da ONU dos quais o Brasil é signatário já enumerados no corpo deste trabalho, temos a importante tramitação no Senado Federal, a PEC 04/2018, a qual eleva o acesso à água potável como direito e garantia fundamental do cidadão. Somado a isso, em 2020, todo o sistema de saneamento foi remodelado com a promulgação da Lei nº 14.026, nominada “*novo marco do saneamento ambiental do Brasil*”, que, dentre as várias matérias tratadas, reestrutura o sistema do saneamento básico no país, com preocupação específica na oferta de água potável à população brasileira no patamar de 99% até 2033 (artigo 11-B), com ênfase em “*melhorias dos processos de tratamento*”.

Tais avanços convergem com os compromissos assumidos pelo Brasil ao aderir à Agenda 2030 da ONU, na qual foram definidos dezessete objetivos e 169 (cento e sessenta e nove) metas globais interconectadas, a serem atingidas até 2030, passando a ser conhecida como "Agenda 2030". Evidencia-se o foco nos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), partindo de quatro dimensões: social, ambiental, econômica e institucional. Os principais destaques incluem a erradicação da pobreza, segurança alimentar, agricultura, saúde, educação, igualdade de gênero e redução das desigualdades, dentre outros.

Diante desse contexto, temos o momento oportuno para instituir um novo paradigma no desenvolvimento de políticas públicas voltadas à preocupação com os objetivos sustentáveis, notadamente no que tange à saúde daqueles que terão o direito fundamental de acesso à água potável, concentrando esforços para uma nova regulação da coleta e tratamento de água para o consumo humano, com ênfase na identificação e remoção dos contaminantes emergentes, dentro do objetivo da PEC 04/2018, Lei nº 14016/20, e Agenda 2030 da ONU.

Não há dúvida de que a vida sempre foi o patrimônio mais valioso que o ser humano possui, portanto, todos os elementos que a tornam possível serão também valiosos e devem ser resguardados.

Diante do exposto neste trabalho, conclui-se que o direito ao acesso à água tratada é, de fato, um direito fundamental, uma vez que está umbilicalmente conectado ao direito à vida e à saúde, além de estar correlacionado ao princípio da dignidade humana, considerando que o exercício de um depende do outro.

Sem o acesso à água potável de qualidade, livre de qualquer gama de poluentes, não há como garantir que as pessoas vivam de forma saudável e usufruam

de outros direitos fundamentais. Não basta o esforço dos governos para garantir o acesso à água se esta não se encontra em condições adequadas de consumo, devendo ser um vetor de saúde, e não de patologias.

O quadro normativo internacional, ao longo dos anos, foi se aperfeiçoando, sinalizando a importância da água para o pleno exercício dos demais direitos humanos e sua interconexão com a dignidade humana, sendo seu reconhecimento consagrado pela ONU como direito fundamental. Portanto, é importante que esse reconhecimento seja positivado em nosso ordenamento jurídico, pois isso abre a possibilidade para que as pessoas possam exigir esse direito de seus governantes.

O reconhecimento da água potável de qualidade como um direito humano fundamental indissociável reflete o autêntico interesse coletivo em prol do bem comum, onde os aspectos da universalidade, indivisibilidade e essencialidade da água para a vida revelam o pleno exercício dos direitos fundamentais.

## REFERÊNCIAS

- ABDEL-SHAFY, H. I.; MANSOUR, M. S.M. A review on polycyclic aromatic hydrocarbons: source, environmental impact, effect on human health and remediation. **Egyptian Journal of Petroleum**, v. 25, n. 1, p. 107-123, 2016.
- AGOSTINI, M. G.; ROESLER, C. I.; BONETTO, C. A.; RONCO, A. E.; BILENCA, D. N. Pesticides in the real world: The consequences of GMO-based intensive agriculture on native amphibians. **Biological Conservation**, v. 241, p. 108355, 2020.
- AGÜERA, A.; BUENO, M. J. M.; FERNÁNDEZ-ALBA, A.R. New trends in the analytical determination of emerging contaminants and their transformation products in environmental waters. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 20, n. 7, p. 3496-3515, 2013.
- AHMAD, F.; ZHU, D.; SUN, J. Bacterial chemotaxis: a way forward to aromatic compounds biodegradation. **Environmental Sciences Europe**, v. 32, n. 1, p. 1-18, 2020.
- AHLBORG, U. G.; HABERG, A.; KENNE, K. **Risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs)**. Copenhagen: Nordic Council of Ministers, 1992.
- AKAHANE, M.; MATSUMOTO, S., KANAGAWA, Y., MITOMA, C., UCHI, H., YOSHIMURA, T., FURUE, M.; IMAMURA, T. Long-term health effects of PCBs and related compounds: A comparative analysis of patients suffering from Yusho and the general population. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 74, n. 2, p. 203-217, 2018.
- AKTAS, O.; ÇEÇEN, F. Bioregeneration on activated carbon: A review. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 59, p. 257-272, 2007.
- ALHARBI, O. M.L.; BASHEER, A.I.; AFIFI KHATTAB, R.; ALI, I. Health and environmental effects of persistent organic pollutants. **Journal of Molecular Liquids**, v. 263, p. 442-453, 2018.
- ALMEIDA, M.; NASCIMENTO, D.V.; OLIVEIRA, M. P.; PATIRE JR., V.F.; ALBERGARIA-BARBOSA, A.C.R. Distribution and sources of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in surface sediments of a Tropical Bay influenced by anthropogenic activities (Todos os Santos Bay, BA, Brazil). **Marine Pollution Bulletin**, v. 137, p. 399-407, 2018.
- ANSAH, E. O.; NGUELE, R.; ANSAH, E. O.; NCHIMI NONO, K.; SASAKI, K. Predicting the antagonistic effect between albite-anorthite synergy and anhydrite on chemical enhanced oil recovery: effect of inorganic ions and scaling. **Journal of Dispersion Science and Technology**, v. 42, n. 1, p. 21-32, 2020.

ANVISA. **Regularização de Produtos e Serviços**. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografias>. Acesso em: 02 ago. 2021.

APPA, R.; BHAGURE, G.; CHAVAN, J. Simultaneous quantitative monitoring of four indicator contaminants of emerging concern (CEC) in different water sources of Central India using SPE/LC-(ESI) MS-MS. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 190, n. 8, p. 1-12, 2018.

ARAÚJO, R. P. A.; TRINDADE, N. C.; PARRON, L. M. Application of toxicity identification evaluation to sediment in a highly contaminated water reservoir in southeastern Brazil. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 25, n. 2, p. 581-588, 2006.

ARFANIS, M. K.; KATSAROS, G. I.; KARAGIANNIS, D. Photocatalytic degradation of salicylic acid and caffeine emerging contaminants using titania nanotubes. **Chemical Engineering Journal**, v. 310, p. 525-536, 2017.

AZEVEDO, D. A.; GERCHON, E.; REIS, E. O. Monitoring of pesticides and polycyclic aromatic hydrocarbons in water from Paraíba do Sul River, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 15, p. 292-299, 2004.

BAKEN, K. A.; SILVA, M. C.; BOCK, R. Toxicological risk assessment and prioritization of drinking water relevant contaminants of emerging concern. **Environment International**, v. 118, p. 293-303, 2018.

BAILEY, G. S.; HENDRICKS, J. D.; FUJIHIRA, N. The sensitivity of rainbow trout and other fish to carcinogens. **Drug Metabolism Reviews**, v. 15, n. 4, p. 725-750, 1984.

BAQAR, M.; MIRZA, J.; KHAN, A. W. Occurrence, ecological risk assessment, and spatio-temporal variation of polychlorinated biphenyls (PCBs) in water and sediments along River Ravi and its northern tributaries, Pakistan. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 36, p. 27913-27930, 2017.

BARAKAT, A. O.; QIAN, Y.; CHEN, J. Distribution and characteristics of PAHs in sediments from the Mediterranean coastal environment of Egypt. **Marine Pollution Bulletin**, v. 62, n. 9, p. 1969-1978, 2011.

BARCELLOS, A. P. Neoconstitucionalismo, Direitos Fundamentais e Controle das Políticas Públicas. *In*: SARMENTO, D.; GALDINO, F. (org.). **Direitos Fundamentais: Estudos em Homenagem ao Professor Ricardo Lobo Torres**. Rio de Janeiro: Renovar, 2006. p. 31-60.

BAYER, A.; HÜBNER, C.; GRAUE, J. Behavior of sartans (antihypertensive drugs) in wastewater treatment plants, their occurrence and risk for the aquatic environment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 18, p. 10830-10839, 2014.

BELL, K. Y.; BRECHBILL, S.; SCHNELL, M. Emerging Pollutants. **Water Environment Research**, v. 84, p. 764-2000, 2011.

BIOLOGIAESL. Os efeitos da bioampliação nas cadeias alimentares. In: Bioampliação e Bioacumulação. **Biologiaesl** [Site] .2013. Disponível em: <https://biologiaesl.wordpress.com?2013/05/17bioampliação-e-bioacumulação>. Acesso em: 01 ago. 2021.

BLAHOVA, J.; KOPRIVOVA, J.; DRASTICHOVA, J. Embryotoxicity of atrazine and its degradation products to early life stages of zebrafish (*Danio rerio*). **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 77, p. 103370, 2020.

BOLONG, N.; ISMAIL, A. H.; GHAZALI, F. A review of the effects of emerging contaminants in waste water and options for their removal. **Desalination**, v. 239, n. 1-3, p. 229-246, 2009.

BOURDINEAUD, J. Toxicity of the herbicides used on herbicide-tolerant crops, and societal consequences of their use in France. **Drug and Chemical Toxicology**, p. 1-24, 2020.

BUENO, M. J. M.; ULASZEWSKA, M. M.; GOMEZ, M. J.; HERNANDO, M. D.; FERNÁNDEZ-ALBA, A. R. Simultaneous measurement in mass and mass/mass mode for accurate qualitative and quantitative screening analysis of pharmaceuticals in river water. **Journal of Chromatography**, v. 1256, set. 2012, p. 80-88.

BU, Q.; WANG, B.; ZHAO, R. Pharmaceuticals and personal care products in the aquatic environment in China: a review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 262, p. 189-211, 2013.

BUNTON, T. E. Experimental chemical carcinogenesis in fish. **Toxicologic Pathology**, v. 24, n. 5, p. 603-618, 1996.

BURCHEL, S. W.; LUSTER, M. I. Signaling by environmental polycyclic aromatic hydrocarbons in human lymphocytes. **Clinical Immunology**, v. 981, p. 2-10, 2001.  
CANOTILHO, J. J. G. **Direito Constitucional e Teoria da Constituição**. 7 ed. Coimbra: Almedina, 2003. p. 51/52.

CARLSSON, P.; GUSTAFSSON, E.; ANDERSSON, P. L. Polychlorinated biphenyls (PCBs) as sentinels for the elucidation of Arctic environmental change processes: a comprehensive review combined with Arc Risk Project results. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 23, p. 22499-22528, 2018.

CASABÉ, N.; PIÑÓN, A.; MACLOVIO, A. Ecotoxicological assessment of the effects of glyphosate and chlorpyrifos in an Argentine soya field. **Journal of Soils and Sediments**, v. 7, n. 4, p. 232-239, 2007.

CATO, C.; GEE, D.; VAZ, S. G. Precaution as an invigorating context for scientific input in policy processes. In: **Interfaces between Science and Society**. Routledge, p. 118-135, 2017.

ÇAKICI, Ö. Histopathological analysis of carbaryl-induced toxicity in the spleen of Levantine frog, *Pelophylaxbedriagae* (Anura: Ranidae). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n. 25, p. 24917-24922, 2018.

CHORMEY, D. S.; ERSOZ, A.; ATASOY, A. Accurate and sensitive determination of selected hormones, endocrine disruptors, and pesticides by gas chromatography–mass spectrometry after the multivariate optimization of switchable solvent liquid-phase microextraction. **Journal of Separation Science**, v. 41, n. 14, p. 2895-2902, 2018.

CONCEIÇÃO, F. T.; COSTA, I. S.; NARITA, T. N. Multi-tracer analysis to estimate the historical evolution of pollution in riverbed sediment of subtropical watershed, the lower course of the Piracicaba River, São Paulo, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 743, p. 140730, 2020.

COSTANZO, S. D.; MURBY, J.; BATES, J. Ecosystem response to antibiotics entering the aquatic environment. **Marine Pollution Bulletin**, v. 51, n. 1-4, p. 218-223, 2005.

CUNNINGHAM, V. L.; BINKS, S. P.; OLSON, M. J. Human health risk assessment from the presence of human pharmaceuticals in the aquatic environment. **Regulatory Toxicology and Pharmacology**, v. 53, n. 1, p. 39-45, 2009.

DAVIES, H.; DELISTRATY, D. Evaluation of PCB sources and releases for identifying priorities to reduce PCBs in Washington state (USA). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 3, p. 2033-2041, 2016.

DAVIES, J.; SPIEGELMAN, G. B.; YIM, G. The world of subinhibitory antibiotic concentrations. **Current Opinion in Microbiology**, v. 9, n. 5, p. 445-453, 2006.

DAVILA, D. R.; ROMERO, D. L.; BURCHIEL, S. W. Human T cells are highly sensitive to suppression of mitogenesis by polycyclic aromatic hydrocarbons and this effect is differentially reversed by  $\alpha$ -naphthoflavone. **Toxicology and Applied Pharmacology**, v. 139, n. 2, p. 333-341, 1996.

DEBLONDE, T.; COSSU-LEGUILLE, C.; HARTEMANN, P. Emerging pollutants in wastewater: a review of the literature. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, nov. 2011, p. 442-448.

DECOURTYE, A.; LACASSIE, E.; PHAM-DELÈGUE, M. Learning performances of honeybees (*Apis mellifera* L) are differentially affected by imidacloprid according to the season.regions of South America. **Science of the Total Environment**, v. 547, p. 114-124, 2016.

DEVI, S.; TALI, I. A.; BASHIR, O. Pesticide interactions induce alterations in secondary structure of malate dehydrogenase to cause instability and cytotoxicity. **Chemosphere**, v. 263, p. 128074, 2021.

DONNACHIE, R. L.; JOHNSON, A. C.; SUMPTER, J. P. A rational approach to selecting and ranking some pharmaceuticals of concern for the aquatic environment and their relative importance compared with other chemicals. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 35, n. 4, p. 1021-1027, 2016.

DORNE, J. C. M.; DÉMOULIN, V.; BOBE, F. Combining analytical techniques, exposure assessment and biological effects for risk assessment of chemicals in food. **TrAC Trends in Analytical Chemistry**, v. 28, n. 6, p. 695-707, 2009.

ELLIS, J. B. Assessing sources and impacts of priority PPCP compounds in urban receiving waters. *In: 11th International Conference on Urban Drainage*, Edinburgh, Scotland, UK. 2008.

ELORRIAGA, Y.; TRAVAGLINI, C.; AVILES, M. F. Screening of pharmaceuticals in surface water bodies of the Pampas region of Argentina. **International Journal of Environment and Health**, v. 6, n. 4, p. 330-339, 2013.

EPA. **Guidelines for Exposure Assessment**. Disponível em: [https://www.epa.gov/sites/default/files/201411/documents/guidelines\\_exp\\_assessment.pdf](https://www.epa.gov/sites/default/files/201411/documents/guidelines_exp_assessment.pdf). Acesso em: 15 ago. 2021.

ERTL, H.; BUTTE, W. Bioaccessibility of pesticides and polychlorinated biphenyls from house dust: in vitro methods and human exposure assessment. **Journal of Exposure Science & Environmental Epidemiology**, v. 22, n. 6, p. 574-583, 2012.

EVANGELOU, E.; DE SOUZA, H. L.; SCHRAMEK, H. Exposure to pesticides and diabetes: a systematic review and meta-analysis. **Environment International**, v. 91, p. 60-68, 2016.

FABBRI, E.; FRANZELLITTI, S. Human pharmaceuticals in the marine environment: focus on exposure and biological effects in animal species. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 35, n. 4, p. 799-812, 2016.

FENNER, K.; CANDEIAS, R.; MONTERO, N. Evaluating pesticide degradation in the environment: blind spots and emerging opportunities. **Science**, v. 341, n. 6147, p. 752-758, 2013.

FRANZELLITTI, S.; MONARI, M.; PIETROSELLO, V. The mode of action (MOA) approach reveals interactive effects of environmental pharmaceuticals on *Mytilus galloprovincialis*. **Aquatic Toxicology**, v. 140, p. 249-256, 2013.

FROEHNER, S.; LIMA, M.; MACHADO, A. Tracking anthropogenic inputs in Barigui River, Brazil using biomarkers. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 210, n. 1, p. 33-41, 2010.

GERONIMO, E.; BALLESTEROS, O.; LÓPEZ, J. Presence of pesticides in surface water from four sub-basins in Argentina. **Chemosphere**, v. 107, p. 423-431, 2014.

GIBBONS, D.; MORRISSEY, C.; MINEAU, P. A review of the direct and indirect effects of neonicotinoids and fipronil on vertebrate wildlife. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 1, p. 103-118, 2015.

GONÇALVES, C. M.; DA SILVA, J. C.G.E; ALPENDURADA, M. F. Evaluation of the pesticide contamination of groundwater sampled over two years from a vulnerable

zone in Portugal. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 55, n. 15, p. 6227-6235, 2007.

GONG, Y.; WANG, C.; YU, X. Simulation of pesticide droplet drift characteristics based on farmland environmental factors. **Jiangsu Agricultural Sciences**, v. 46, n. 11, p. 205-208, 2018.

GROS, M.; PETROVIC, M.; BARCELÓ, D. Analysis of Emerging Contaminants of Municipal and Industrial Origin. **Springer-Verlag Berlin Heidelberg**, v. 5, p. 37-104, 2008.

GUERRA, A. B.; PEREIRA, V. O.; SILVA, L. G. Remoção de microcistina-LR de águas eutrofizadas por clarificação e filtração seguidas de adsorção em carvão ativado granular. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 20, p. 603-612, 2015.

HAN, M.; ZHANG, Y.; CHEN, X. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) in corals of the South China Sea: Occurrence, distribution, bioaccumulation, and considerable role of coral mucus. **Journal of Hazardous Materials**, v. 384, p. 121-299, 2020.

HALLING-SØRENSEN, B.; NIELSEN, S. N.; LARSEN, H. S.; JENSEN, A. A. Environmental risk assessment of antibiotics: comparison of mecillinam, trimethoprim and ciprofloxacin. **Journal of Antimicrobial Chemotherapy**, v. 46, n. sup.1, p. 53-58, 2000.

HELFRICH, L. A.; KIELY, T.; DICK, R.; WILLIAMS, M. **Pesticides and aquatic animals: a guide to reducing impacts on aquatic systems**. Virginia Polytechnic Institute and State University, 2009. Disponível em: <https://pubs.ext.vt.edu/420/420-013/42-013.html>. Acesso em: 16 ago. 2021.

HENRÍQUEZ-HERNÁNDEZ, L. A.; GARCÍA, J. E.; VÁZQUEZ, M. I.; CORDERO, M. I. Comparative analysis of selected semi-persistent and emerging pollutants in wild-caught fish and aquaculture associated fish using Bogue (Boopsboops) as sentinel species. **Science of the Total Environment**, v. 581, p. 199-208, 2017.

HIJOSA-VALSERO, M.; RIVERA, J. A.; MORENO, J.; TORO, C. Comprehensive assessment of the design configuration of constructed wetlands for the removal of pharmaceuticals and personal care products from urban wastewaters. **Water Research**, v. 44, n. 12, p. 3669-3678, 2010.

HUNT, L.; RAY, C.; KELLY, K.; PEREIRA, S. Insecticide concentrations in stream sediments of soy production regions of South America. **Science of the Total Environment**, v. 547, p. 114-124, 2016.

JIN, X.; PELDSZUS, S. Selection of representative emerging micropollutants for drinking water treatment studies: a systematic approach. **Science of the Total Environment**, v. 414, p. 653-663, 2012.

JONES, O. A. H.; VOULVOULIS, N.; LESTER, J. N. Aquatic environmental assessment of the top 25 English prescription pharmaceuticals. **Water Research**, v. 36, n. 20, p. 5013-5022, 2002.

KABIR, E. R.; RAHMAN, M. S.; RAHMAN, I. A review on endocrine disruptors and their possible impacts on human health. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 40, n. 1, p. 241-258, 2015.

KAUR, R.; GUPTA, S.; KUMAR, V.; SINGH, R. Pesticides classification and its impact on environment. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, v. 8, n. 3, p. 1889-1897, 2019.

KKHAN, R.; ALAM, M.; RAHMAN, S.; KHAN, A. Distribution, sources and ecological risk of trace elements and polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from a polluted urban river in central Bangladesh. **Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management**, v. 14, p. 100318, 2020.

KIESLING, R. L.; CARR, T.; DORSEY, J.; COLE, M. Predicting the occurrence of chemicals of emerging concern in surface water and sediment across the US portion of the Great Lakes Basin. **Science of the Total Environment**, v. 651, p. 838-850, 2019.

KIM, K. H.; PARK, D. S.; CHOI, Y.; LEE, S. H. A review of airborne polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) and their human health effects. **Environment International**, v. 60, p. 71-80, 2013.

KLOSTERHAUS, S. L.; COLBERT, J.; LEARY, D.; DAVIS, M. Method validation and reconnaissance of pharmaceuticals, personal care products, and alkylphenols in surface waters, sediments, and mussels in an urban estuary. **Environment International**, v. 54, p. 92-99, 2013.

KOHNO, S.; NAKAMURA, S.; WADA, K.; KIKUCHI, T. Divergent responsiveness of two isoforms of the estrogen receptor to mixtures of contaminants of emerging concern in four vertebrates. **Journal of Applied Toxicology**, v. 38, n. 5, p. 705-713, 2018.

KUMAR, V.; SHARMA, R.; GOEL, R.; SINGH, M. Sources, distribution, and health effect of carcinogenic polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) current knowledge and future directions. **Journal of the Chinese Advanced Materials Society**, v. 4, n. 4, p. 302-321, 2016.

KUMAR, N.; SINGH, R.; BANSAL, R.; YADAV, S. Harmful effects of pesticides on human health. **Annals of Agri-Bio Research**, v. 17, n. 2, p. 125-127, 2012.

KUMARA, G. M. P.; HERATH, H. K.; KUMARASIRI, M.; KALUM, A. Reviews on the applicability of construction and demolition waste as low-cost adsorbents to remove heavy metals in wastewater. **International Journal**, v. 14, n. 42, p. 44-51, 2018.

LETSINGER, S.; KAY, P. Comparison of prioritization schemes for human pharmaceuticals in the aquatic environment. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 4, p. 3479-3491, 2019.

LI, W.; LI, Y.; WANG, X.; ZHOU, X. Occurrence of antibiotics in water, sediments, aquatic plants, and animals from Baiyangdian Lake in North China. **Chemosphere**, v. 89, n. 11, p. 1307-1315, 2012.

LIMA, D. R. S.; ALMEIDA, J.; COSTA, M.; SILVA, T. Fármacos e desreguladores endócrinos em águas brasileiras: ocorrência e técnicas de remoção. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 22, p. 1043-1054, 2017.

LLORET, L. Continuous operation of a fluidized bed reactor for removal of estrogens by immobilized lacasse on Eupergit supports. **Journal of Biotechnology**, v. 162, n. 4, p. 404-406, 2012.

LINDSTRÖM, A.; RÖNNBERG, R.; JOHANSSON, C.; HELLE, K. Occurrence and environmental behavior of the bactericide triclosan and its methyl derivative in surface waters and in wastewater. **Environmental Science & Technology**, v. 36, n. 11, p. 2322-2329, 2002.

LIROFF, R. A. Balancing risks of DDT and malaria in the global POPs treaty. **Pesticide Safety News**, v. 4, n. 3, 2000.

LIU, Z. H.; KANJO, Y.; MIZUTANI, S. Removal mechanism for endocrine disrupting compounds (EDCs) in wastewater treatment – physical means, biodegradation, and chemical advanced oxidation: A review. **Science of the Total Environment**, v. 407, n. 2, p. 731-748, 2009.

LLORCA, M.; REYES, J.; MIRANDA, M.; SÁNCHEZ, V. Review of emerging contaminants in aquatic biota from Latin America: 2002–2016. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v. 36, n. 7, p. 1716-1727, 2017.

LOFRANO, G.; RIZZI, L.; RICCIARDI, G.; SERAFINI, C. Occurrence and potential risks of emerging contaminants in water. *In: Visible Light Active Structured Photocatalysts for the Removal of Emerging Contaminants*. Elsevier, 2020. p. 1-25.

MACHADO, E. E. W.; ALMEIDA, J.; PEREIRA, R.; SILVA, A. Manual do Saneamento. Funasa. **Assessoria de Comunicação e Educação em Saúde**, v. 2, 2007.

MAJEWSKI, M. S.; CAPEL, P. D. **Pesticides in the atmosphere**: distribution, trends, and governing factors. CRC Press, 2019.

MAN, L. A. N. G.; ZUCONG, C. A. I. Effects of chlorothalonil and carbendazim on nitrification and denitrification in soils. **Journal of Environmental Sciences**, v. 21, n. 4, p. 458-467, 2009.

MANIRAKIZA, P.; MUKESHIMANA, A.; KABANO, P.; NGAYO, P. Automated soxhlet extraction and single step clean-up for the determination of organochlorine pesticides in soil by GC-MS or GC-ECD. **International Journal of Environmental Analytical Chemistry**, v. 81, n. 1, p. 25-39, 2001.

MANSILLA, A. Y.; TIRADO, J. F.; TORO, J. A.; DÍAZ, M. Characterization of functionalized bentonite as nanocarrier of salicylic acid with protective action against *Pseudomonas syringae* in tomato plants. **European Journal of Plant Pathology**, v. 158, n. 1, p. 211-222, 2020.

MANZETTI, S. Ecotoxicity of polycyclic aromatic hydrocarbons, aromatic amines, and nitroarenes through molecular properties. **Environmental Chemistry Letters**, v. 10, n. 4, p. 349-361, 2012.

MATAMOROS, V.; FERRER, I.; GARCIA, J.; BAYONA, J. M. The role of rice fields and constructed wetlands as a source and a sink of pesticides and contaminants of emerging concern: Full-scale evaluation. **Ecological Engineering**, v. 156, p. 105971, 2020.

MIRZA, R.; SHAMS, A.; MANSOUR, M. Contamination of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments of Khure-Musa estuarine, Persian Gulf. **World Journal of Fish and Marine Sciences**, v. 4, n. 2, p. 136-141, 2012.

MISHRA, R.; KUMAR, S.; TRIPATHI, P. Imbalance due to pesticide contamination in different ecosystems. **IJTAS**, v. 10, p. 239-246, 2018.

MONTAGNER, C. C.; JARDIM, W. F. Spatial and seasonal variations of pharmaceuticals and endocrine disruptors in the Atibaia River, São Paulo State (Brazil). **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 22, n. 8, p. 1452-1462, 2011.

MOREIRA, J. C.; GONÇALVES, E. S.; BERETA, M. Contaminantes emergentes. *Revista Química Industrial*, v. 81, n. 738, p. 4-13, 2013.

NAPOLEÃO, D. C. **Avaliação e tratamento dos contaminantes emergentes (ácido acetilsalicílico, diclofenaco e paracetamol) utilizando processos oxidativos avançados**. 2011. 100 f. Tese (Mestrado em Engenharia Química) - Instituto de Engenharia Química, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2011.

NCIBI, M. C.; SAID, R.; MAKHLOUF-GAFSI, I. Remediation of emerging pollutants in contaminated wastewater and aquatic environments: biomass- based technologies. **Clean – Soil, Air, Water**, v. 45, n. 5, p. 2-19, 2017.

NGHIEN, L. D.; MANIS, A.; SOLDENHOFF, K.; SCHÄFER, A.J. Estrogenic hormone removal from wastewater using NF/RO membranes. **Journal of Membrane Science**, v. 242, p. 37-45, 2004.

NIEMUTH, N. J.; KLAPER, R. D. Emerging wastewater contaminant metformin causes intersex and reduced fecundity in fish. **Chemosphere**, v. 135, p. 38-45, 2015.

NIKOLAOU, A.; MERIC, S.; FATTA, D. Occurrence patterns of pharmaceuticals in water and wastewater environments. **Analytical and Bioanalytical Chemistry**, v. 387, n. 4, p. 1225-1234, 2007.

NOVO, A.; ANDRADE, J.; MOLINA, F.; SAN ROMÃO, D.; CORREIA, A. Antibiotic resistance, antimicrobial residues and bacterial community composition in urban wastewater. **Water Research**, v. 47, n. 5, p. 1875-1887, 2013.

NUNES, B. Z.; LIMA, C. F.; COSTA, R. S. Marine protected areas in Latin America and Caribbean threatened by polycyclic aromatic hydrocarbons. **Environmental Pollution**, p. 116194, 2020.

NUTROPICA. Ação planeta Verde - Poluição Causada Através De Microplásticos. **Nutropica** [Site]. 2018. Disponível em: <https://www.nutropica.com.br/blog/post/26>. Acesso em: 25 ago. 2021.

OCHAROEN, Y.; TUNSOPON, P.; JANJAROEN, D.; PRADATHEERATHAM, C. High levels of the endocrine disruptors bisphenol-A and 17 $\beta$ -estradiol detected in populations of green mussel, *Perna perna*, cultured in the Gulf of Thailand. **Aquaculture**, v. 497, p. 348-356, 2018.

OIZUMI, A.; YAMADA, T.; KAWAI, Y.; INOUE, Y. Effects of benzo (a) pyrene on gene expression in three-dimensionally cultured human keratinocytes. **Journal of Dermatological Science**, v. 69, n. 2, p. e17, 2013.

OLLER, J.; MALATO, S.; SÁNCHEZ-PÉREZ J. A. Combination of advanced oxidation processes and biological treatments for wastewater decontamination: A review. **Science of the Total Environment**, v. 409, p. 4141-4166, 2011.

OUVRARD, S.; MOREL, J. L.; SIMONNOT, M. O. Long-term assessment of natural attenuation: statistical approach on soils with aged PAH contamination. **Biodegradation**, v. 24, n. 4, p. 539-548, 2013.

PARWEEN, T.; JAN, S. **Ecophysiology of Pesticides: Interface Between Pesticide Chemistry and Plant Physiology**. Academic Press, 2019.

PARWEEN, M.; KHAN, A. A.; SHUKLA, V. K. Persistence, variance and toxic levels of organochlorine pesticides in fluvial sediments and the role of black carbon in their retention. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 21, n. 10, p. 6525-6546, 2014.

PATEL, M.; THAKKAR, R.; KUMAR, A.; SINGH, S. Pharmaceuticals of emerging concern in aquatic systems: chemistry, occurrence, effects, and removal methods. **Chemical Reviews**, v. 119, n. 6, p. 3510-3673, 2019.

PELL, M.; STENBERG, B.; TORSTENSSON, L. Potential denitrification and nitrification tests for evaluation of pesticide effects in soil. **Ambio**, p. 24-28, 1998.

PEREIRA, C. D. S.; BARBOSA, F. A. R.; GAGLIARDI, L. G. Occurrence of pharmaceuticals and cocaine in a Brazilian coastal zone. **Science of the Total Environment**, v. 548, p. 148-154, 2016.

POMBO, J. C. P.; SILVA, G. P.; FERNANDES, J. V.; RIBEIRO, P. R. Efeito antimicrobiano e sinérgico de óleos essenciais sobre bactérias contaminantes de alimentos. **Segurança Alimentar e Nutricional**, v. 25, n. 2, p. 108-117, 2018.

RAJANI, A.; DAVE, P. Y. **Environmental Contamination**: Pesticides and Toxins. Chief Editor Dr. Varsha Rani, v. 103, p. 63, 2020.

RAIMUNDO, C. C. M.; BORGES, M. M.; DIAS, R. M. **Contaminantes emergentes em água tratada e seus mananciais**: sazonalidade, remoção e atividade estrogênica, 2011. 108f. Tese (doutorado) - Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Química, Campinas, SP, 2011.

REIF, A. G.; BENSON, C. R.; PHILLIPS, P. J. Occurrence of pharmaceuticals, hormones, and organic wastewater compounds in Pennsylvania Waters. **Scientific Investigations Report**, US Department of the Interior e US Geological Survey, 2012. 114 p.

RIBEIRO, A. R.; LOOS, R.; JONAS, A. A.; KROUSE, A. An overview on the advanced oxidation processes applied for the treatment of water pollutants defined in the recently launched Directive 2013/39/EU. **Environment International**, v. 75, p. 33-51, 2015.

RIBEIRO, J. W., ROOKE, J. M. S. **Saneamento básico e sua relação com o meio ambiente e a saúde pública**. 2010. 36 f. Curso de especialização em análise ambiental, Universidade Federal de Juiz de Fora, 2010.

RICHARDSON, S. D.; KIMURA, S. Y. Water analysis: emerging contaminants and current issues. **Analytical chemistry**, v. 88, n. 1, p. 546-582, 2016.

ROBINSON, A. A.; BELDEN, J. B.; LYDY, M. J. Toxicity of fluoroquinolone antibiotics to aquatic organisms. **Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal**, v. 24, n. 2, p. 423-430, 2005.

ROSI-MARSHALL, E. J.; KENNEDY, T. A.; ZUIDEMA, S.; BERGLUND, R. A review of ecological effects and environmental fate of illicit drugs in aquatic ecosystems. **Journal of Hazardous Materials**, v. 282, p. 18-25, 2015.

SAARI, L. L.; COTTERMAN, J. C.; THILL, D. C. Resistance to acetolactate synthase inhibiting herbicides. *In*: **Herbicide resistance in plants**. CRC Press, 2018. p. 83-140.

SAFE, S.; HUTZINGER, O. Polychlorinated biphenyls (PCBs) and polybrominated biphenyls (PBBs): biochemistry, toxicology, and mechanism of action. **CRC Critical Reviews in Toxicology**, v. 13, n. 4, p. 319-395, 1984.

SALDANHA, G. C.; SILVA, M. A.; CUNHA, L. R.; NOBREGA, D. F. Diclorodifeniltricloroetano (DDT) no tecido muscular de peixes capturados na Bacia do Rio Madeira, Rondônia. **Revista de Desenvolvimento e Inovação**, v. 1, n. 1, 2013.

SAMIA, K.; BEN AMMAR, H.; CHEDLI, C.; ZID, S. Assessment of organic pollutants (PAH and PCB) in surface water: sediments and shallow groundwater of Grombalia

watershed in northeast of Tunisia. **Arabian Journal of Geosciences**, v. 11, n. 2, p. 1-9, 2018.

SCHOLZ, N. L.; MYERS, M. S.; ACKERMAN, L. E.; SULLIVAN, S. A perspective on modern pesticides, pelagic fish declines, and unknown ecological resilience in highly managed ecosystems. **BioScience**, v. 62, n. 4, p. 428-434, 2012.

SCHETTGEN, T.; ZIMMERMANN, F.; BENEKE, S.; MÜLLER, J. Human biomonitoring of polychlorinated biphenyls (PCBs) in plasma of former underground miners in Germany—A case-control study. **International Journal of Hygiene and Environmental Health**, v. 221, n. 7, p. 1007-1011, 2018.

SCHRECK, E.; FAVIER, A.; FONTAINE, J.; TREMOLIERES, M. Neurotoxic effect and metabolic responses induced by a mixture of six pesticides on the earthworm *Aporrectodea caliginosa* nocturna. **Chemosphere**, v. 71, n. 10, p. 1832-1839, 2008.

SIDDIQUE, S.; KUBWABO, C.; HARRIS, S. A. A review of the role of emerging environmental contaminants in the development of breast cancer in women. **Emerging Contaminants**, v. 2, n. 4, p. 204-219, 2016.

SILVA, T. F.; AZEVEDO, D. A.; AQUINO NETO, F. R. Distribution of polycyclic aromatic hydrocarbons in surface sediments and waters from Guanabara Bay, Rio de Janeiro, Brazil. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 18, p. 628-637, 2007.

SILVA, R. F.; ALMEIDA, T. S.; SANTOS, M. A.; FERREIRA, P. M. Avaliação do risco ambiental de fármacos: proposta de metodologia aplicável aos municípios brasileiros. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 6, p. 647-660, 2020.

SILVA, D. M. L.; PINHEIRO, F. G.; OLIVEIRA, R. P.; BARBOSA, L. A. Organochlorine pesticides in Piracicaba river basin (São Paulo/Brazil): a survey of sediment, bivalve and fish. **Química Nova**, v. 31, p. 214-219, 2008.

SINGH, S. K.; KUMAR, P.; SHARMA, A.; SINGH, R. P. Polycyclic aromatic hydrocarbons: soil pollution and remediation. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 16, n. 10, p. 6489-6512, 2019.

SNYDER, S. A. Occurrence, treatment, and toxicological relevance of EDCs and pharmaceuticals in water. **Ozone: Science and Engineering**, v. 30, n. 1, p. 65-69, 2008.

SODRÉ, F. F. Interferentes Endócrinos como Contaminantes Emergentes: Uma questão de saúde pública. **Artigos Temáticos do AQQUA**, v. 1, n. 1, 2012.

SODRÉ, F. F.; LOCATELLI, M. A. F.; JARDIM, W. F. Sistema limpo em linha para extração em fase sólida de contaminantes emergentes em águas naturais. **Química Nova**, v. 33, n. 1, 2010.

SOLTERO, E. G.; GARCÍA, C. M.; ROMERO, A. G.; TORRES, A. F. Relationship of circulating endothelial cells with obesity and cardiometabolic risk factors in children

and adolescents. **Journal of the American Heart Association**, v. 10, n. 1, p. e018092, 2021.

SOUZA, A. S.; CORREA, F. V.; MORAIS, C. D.; LIMA, H. S. Organochlorine pesticides (OCs) and polychlorinated biphenyls (PCBs) in sediments and crabs (*Chasmagnathus granulata*, Dana, 1851) from mangroves of Guanabara Bay, Rio de Janeiro State, Brazil. **Chemosphere**, v. 73, n. 1, p. S186-S192, 2008.

STRUGER, J.; CRESSWELL, J. M.; BROWN, S.; HART, L. Factors influencing the occurrence and distribution of neonicotinoid insecticides in surface waters of southern Ontario, Canada. **Chemosphere**, v. 169, p. 516-523, 2017.

STULIGROSS, C.; WILLIAMS, N. M. Pesticide and resource stressors additively impair wild bee reproduction. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 287, n. 1935, p.1390, 2020.

STUMPF, M.; TAVARES, A. P.; CORREIA, S. B.; ALVES, L. C. Polar drug residues in sewage and natural waters in the state of Rio de Janeiro, Brazil. **Science of the Total Environment**, v. 225, n. 1-2, p. 135-141, 1999.

SUMI, N.; CHITRA, K. C. Impact of fullerene C 60 on behavioral and hematological changes in the freshwater fish, *Anabas testudineus* (Bloch, 1792). **Applied Nanoscience**, v. 9, n. 8, p. 2147-2167, 2019.

SUN, R.; ZHANG, D.; LIU, Q.; HUANG, G.; XU, Y. Bioaccumulation and human health risk assessment of DDT and its metabolites (DDTs) in yellowfin tuna (*Thunnus albacares*) and their prey from the South China Sea. **Marine Pollution Bulletin**, v. 158, p. 111396, 2020.

TAHAR, A.; TIEDEKEN, E. J.; ROWAN, N. J. Occurrence and geodatabase mapping of three contaminants of emerging concern in receiving water and at effluent from waste water treatment plants—A first overview of the situation in the Republic of Ireland. **Science of the total environment**, v. 616, p. 187-197, 2018.

TEIXEIRA, C. P.; JARDIM, W. F. **Caderno Temático v. 03: Processos oxidativos avançados. Conceitos Teóricos.** UNICAMP – Laboratório de Química Ambiental, p. 1-83, 2004.

THOMAS, K. V.; JONES, H. M.; ALMEIDA, M. G.; FIGUEIREDO, A. M. G. Screening for selected human pharmaceuticals and cocaine in the urban streams of Manaus, Amazonas, Brazil. **JAWRA Journal of the American Water Resources Association**, v. 50, n. 2, p. 302-308, 2014.

TORRES, J. P. M.; MONTONE, R. C.; MEIRE, R. O.; LIMA, G. F. Organic micropollutants on river sediments from Rio de Janeiro State, Southeast Brazil. **Cadernos de Saúde Pública**, v. 18, n. 2, p. 477-488, 2002.

UNYMADU, J, OSIBANJO, O., BABAYEME, J. Selecte persistent organic pollutants (POPs) in waterof River Niger: occurrence and distribution. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.190, 2017.

UNWIN, J.; COGGON, D.; AKESTER, S.; PANNETT, B. An assessment of occupational exposure to polycyclic aromatic hydrocarbons in the UK. **Annals of Occupational Hygiene**, v. 50, n. 4, p. 395-403, 2006.

UPADHAYAY, J.; SINGH, R.; PRASAD, M. N. V.; KUMAR, A. Impact of pesticide exposure and associated health effects. In: **Pesticides in crop production: physiological and biochemical action**, p. 69-88, 2020.

VAALAND, I. C.; PAMPANIN, D. M.; SYDNES, M. O. Synthesis of trans-dihydronaphthalene-diols and evaluation of their use as standards for PAH metabolite analysis in fish bile by GC-MS. **Chemosphere**, v. 256, 2020.

VAN GREVENYNGHE, J.; RIVERA, Q.; CANE, S.; TISHEENKO, A.; BENEDEK, A.; SMITH, P. Polycyclic aromatic hydrocarbons inhibit differentiation of human monocytes into macrophages. **The Journal of Immunology**, v. 170, n. 5, p. 2374-2381, 2003.

VAN KLAVEREN, J. D.; BOON, P. E.; DELTENRE, M.; ROSS, H.; DIETRICH, D. Cumulative dietary exposure assessment of pesticides that have acute effects on the nervous system using MCRA software. **EFSA Supporting Publications**, v. 16, n. 9, p. 1708E, 2019.

VARANASI, U.; STEIN, J. E.; COLLINS, D.; LEE, R. F. Chemical carcinogenesis in feral fish: uptake, activation, and detoxication of organic xenobiotics. **Environmental Health Perspectives**, v. 71, p. 155-170, 1987.

VERMEIR, G.; HUYBRECHTS, I.; VAN KERCKHOVEN, V.; VANDENBERGHE, J.; LEEMANS, L. Neurobehavioral and cognitive effects of prenatal exposure to organochlorine compounds in three-year-old children. **BMC Pediatrics**, v. 21, n. 1, p. 1-15, 2021.

VILELA, C. L. S.; BASSIN, J. P.; PEIXOTO, R. S. Water contamination by endocrine disruptors: Impacts, microbiological aspects and trends for environmental protection. **Environmental Pollution**, v. 235, p. 546-559, 2018.

XU, P.; ZHANG, T.; WANG, X.; LI, Y.; CHEN, W. Use of iron oxide nanomaterials in wastewater treatment: a review. **Science of the Total Environment**, v. 424, p. 1-10, 2012.

WALDAMAN, E. A. Usos da vigilância e da monitorização em saúde pública. **Informe Epidemiológico do SUS**, ano VII, n. 3, p. 7-20, 1998.

WANG, L.; ZHOU, Q.; ZHANG, S.; WU, L.; LIU, J. Macrolide-and quinolone-resistant bacteria and resistance genes as indicators of antibiotic resistance gene contamination in farmland soil with manure application. **Ecological Indicators**, v. 106, p. 105456, 2019.

WANG, Z.; LIU, Y.; KANG, X.; CHEN, Y.; HUANG, D. Forensic source differentiation of petrogenic, pyrogenic, and biogenic hydrocarbons in Canadian Oil Sands environmental samples. **Journal of Hazardous Materials**, v. 271, p. 166-177, 2014.

WANG, H.; LIN, X.; CHEN, L.; ZHAO, W.; LIU, J. Comprehensive sub-chronic inhalation toxicity assessment of an indoor school air mixture of PCBs. **Environmental Science & Technology**, v. 54, n. 24, p. 15976-15985, 2020.

WIELOGÓRSKA, E.; ELLIOTT, C. T.; DANAHER, M.; O. CHEVALLIER, O.; CONNOLLY, L. Validation of an ultra-high performance liquid chromatography–tandem mass spectrometry method for detection and quantitation of 19 endocrine disruptors in milk. **Food Control**, v. 48, p. 48-55, 2015.

WHO. Antibiotic resistance: Multi-country public awareness survey. 2015. Disponível em: <https://apps.who.int/iris/bitstream/handle/10665/194460/97892415?sequence=1>. Acesso em: 01 set. 2021.

YANG, E. C.; YANG, E.C.; CHUANG, Y.C.; CHEN, Y.L., CHANG, L. H. Abnormal foraging behavior induced by sublethal dosage of imidacloprid in the honey bee (Hymenoptera: Apidae). **Journal of Economic Entomology**, v. 101, n. 6, p. 1743-1748, 2008.

YANG, C.; CHANG, M.L.; WU, S.C.; SHIH, Y.H. Sorption equilibrium of emerging and traditional organic contaminants in leafy rape, Chinese mustard, lettuce and Chinese cabbage. **Chemosphere**, v. 154, p. 552-558, 2016.

ZAFRA-GÓMEZ, A.; BALLESTEROS, O.; NAVALÓN, A.; VILCHEZ, J. L. Determination of some endocrine disrupter chemicals in urban wastewater samples using liquid chromatography-mass spectrometry. **Microchemical Journal**, v. 88, p. 88-94, feb. 2008.

ZHAO, X.; WANG, X.; LI, Y. Relationship between the binding free energy and PCBs' migration, persistence, toxicity and bioaccumulation using a combination of the molecular docking method and 3D-QSAR. **Chemistry Central Journal**, v. 12, n. 1, p. 1-12, 2018.

ZHOU, S.; PAN, Y.; ZHANG, L.; XUE, B.; ZHANG, A.; JIN, M. Biomagnification and enantiomeric profiles of organochlorine pesticides in food web components from Zhoushan Fishing Ground, China. **Marine Pollution Bulletin**, v. 131, p. 602-610, 2018.