

PANORAMA DA PESQUISA SOBRE SUBSTÂNCIAS PER- E POLIFLUORALQUILADAS (PFAS) NO BRASIL

Aluisio Soares¹ (aluisio.soares@evaway.com.br)

Resumo

A intensificação da produção e do consumo de bens industrializados tem impulsionado a síntese de novos compostos químicos, frequentemente sem a devida avaliação de seus efeitos toxicológicos e interações com o meio ambiente. Esse cenário tem favorecido o surgimento dos contaminantes emergentes (CE) que incluem produtos farmacêuticos, hormônios, pesticidas, microplásticos e as substâncias per- e polifluoroalquiladas (PFAS). Os PFAS destacam-se por sua elevada estabilidade química, conferida por cadeias alquílicas total ou parcialmente fluoradas, o que lhes proporciona ampla aplicabilidade industrial e persistência ambiental, podendo também causar efeitos adversos à saúde humana. Esta revisão apresenta um panorama das pesquisas realizadas no Brasil sobre os PFAS, com base em publicações indexadas desde 2008. Os estudos iniciais concentraram-se na biota, sendo posteriormente ampliados para matrizes abióticas (solos, águas, sedimentos, ar) e, mais recentemente, biológicas,

com foco na exposição humana. Embora a presença de PFAS tenha sido confirmada em diversas regiões brasileiras, inclusive em áreas remotas, como a Amazônia, o número de estudos ainda é limitado em comparação ao cenário internacional. Ademais, não foram identificadas publicações específicas sobre o gerenciamento de áreas contaminadas por PFAS, apesar de evidências de contaminação do solo e da água subterrânea por sulfluramida, precursora do PFOS. Os dados disponíveis evidenciam a necessidade de ampliar e aprofundar as investigações sobre essas substâncias, considerando seus potenciais impactos sobre a saúde humana e os ecossistemas. Sendo assim, o fortalecimento da pesquisa científica nacional é essencial para subsidiar políticas públicas, estratégias de monitoramento e ações regulatórias voltadas à prevenção e mitigação dos riscos associados aos PFAS.

Palavras-chave: PFAS, Pesquisa, Brasil, Gerenciamento de áreas contaminadas

1. EVA Way Projetos Ambientais

Abstract

The intensification of industrial goods production and consumption has driven synthesis of new chemical compounds, often without comprehensive assessment of their toxicological effects or environmental interactions. This scenario has favored the emergence of emerging contaminants (ECs) which include pharmaceuticals, hormones, pesticides, microplastics, and per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). PFAS are particularly notable for their high chemical stability, attributed to fully or partially fluorinated alkyl chains, which result in broad industrial applicability and environmental persistence, as well as potential adverse effects on human health. This review provides an overview of PFAS-related research conducted in Brazil, based on indexed publications since 2008. Early studies focused on biota and later expanded to abiotic matrices (such as soil, water, sediment, and air), and more recently to biological matrices, emphasizing human exposure. Although PFAS contamination has been confirmed in several Brazilian regions, including remote areas such as the Amazon, the number of studies remains limited compared to the international literature. Moreover, no specific publications were found addressing the management of PFAS-contaminated sites, despite evidence soil and groundwater contamination by sulfluramid, a known PFOS precursor. The available data highlight the need to expand and deepen research on PFAS in Brazil, given their potential impacts on both human health and ecosystems. Therefore, strengthening national scientific research is essential to support public policies, monitoring strategies, and guide regulatory actions aimed at preventing and mitigating the risks associated with PFAS.

KEYWORDS: PFAS, Research, Brazil, Contaminated site management

1. Introdução

A crescente demanda por bens de consumo, tem levado à produção de novas substâncias, contendo em sua formulação novos compostos químicos orgânicos e inorgânicos, com o objetivo de melhorar ou aumentar algumas de suas propriedades (VELEZ *et al.*, 2019). No entanto, em alguns casos, não é realizada a necessária caracterização quanto às suas interações com as diversas matrizes ambientais, tampouco sobre seus possíveis efeitos de toxicidade para os seres humanos, o que contribui para o surgimento dos Contaminantes Emergentes (CE). (SUI *et al.*, 2015; HEBERER, 2002; RICART *et al.*, 2010). No conjunto dos denominados CE, incluem-se os produtos farmacêuticos e de higiene pessoal, hormônios, drogas ilícitas, substâncias per- e polifluoralquiladas (PFAS), pesticidas, subprodutos de desinfecção de água potável e piscinas, retardantes de chamas, microplásticos, produtos veterinários, produtos industriais e surfactantes (RICHARDSONeMANASFI, 2024; MACHADO *et al.*, 2016; LAPWORTH *et al.*, 2012; STUART *et al.*, 2012).

Dentre os CE, destacam-se as Substâncias Per- e Polifluoralquiladas (PFAS). Essa classe de compostos foi inicialmente produzida na década de 1940, sendo que somente a partir da década de 1990, com o aumento de estudos que destacavam seus potenciais impactos negativos sobre o meio ambiente e a saúde humana, houve uma redução na fabricação.

Os PFAS têm recebido uma atenção global devido à sua persistência, ao seu potencial de bioacumulação e à possibilidade de causarem efeitos

adversos nos organismos vivos, uma vez que já foram identificados, por exemplo, em muitas amostras de sangue humano (AHRENS e BUNDSCHUH, 2014; SOUZA *et al.*, 2020; SHEARER *et al.*, 2021; KAISER *et al.*, 2021). São substâncias alifáticas, caracterizadas por possuírem uma cadeia alquílica contendo um ou mais átomos de carbono, na qual os átomos de hidrogênio, com exceção do grupo funcional, foram substituídos total (per) ou parcialmente (poli) por um átomo de flúor, cuja fórmula estrutural da molécula pode ser resumida como C_nF_{2n+1} (BUCK *et al.*, 2011).

Essas variações específicas dos PFAS, considerando também a presença de vários grupos funcionais terminais, como por exemplo, carboxilatos, sulfonatos, sulfonamida, fosfato, álcoois, entre outros, fazem com que tenham uma grande variação nas propriedades físicas e químicas (BUCK *et al.*, 2011; KEMI, 2015; WANG *et al.*, 2020), o que justifica seu extenso uso na indústria e em aplicações comerciais. Podem ser encontrados a partir de diversas fontes, incluindo: embalagens de alimentos com revestimento térmico, produtos para tecidos repelentes de manchas e água, produtos antiaderentes utilizados em painéis, espumas de combate a incêndio, cosméticos, adesivos e pesticidas (USEPA, 2021; GIESY e KANNAN, 2001; JENSEN e LEFFERS, 2008; ROVIRA *et al.*, 2019).

Os PFAS têm sido amplamente detectados em várias matrizes ambientais (BACH *et al.*, 2017; BAA-BISH *et al.*, 2021; COUSINS *et al.*, 2022; FIEDLER *et al.*, 2022) e, devido à forte ligação existente entre o Flúor e o Carbono, essas substâncias não são facilmente degradadas por mecanismos físicos e químicos quando liberadas no meio ambiente (XIAO

et al., 2015; AHMED *et al.*, 2020). Isso corrobora o fato de que muitas plumas desses contaminantes atualmente encontradas na água subterrânea, sejam oriundas de vazamentos e infiltrações ocorridos há décadas, considerando que a produção comercial teve início na década de 1940. Dessa forma, os PFAS têm a capacidade de serem transportados por longas distâncias quando presentes na atmosfera, na água superficial e na água subterrânea, considerando os mecanismos de advecção, dispersão, difusão, deposição e lixiviação (ITRC, 2023a; AHRENS e BUNDSCHUH, 2014; LI *et al.*, 2018; KURWADKAR *et al.*, 2022). Alguns estudos têm identificado plumas dessas substâncias na água subterrânea com extensões entre 0,5 e 5 km, em locais próximos a fontes que incluem a utilização de espumas antichama (MOODY *et al.*, 2003; NICKERSON *et al.*, 2021), fábricas de produtos antiaderentes (BAO *et al.*, 2011) e instalações para a recarga de águas residuárias tratadas (CÁÑEZ *et al.*, 2021). Para o caso do solo, deve-se considerar os efeitos eletrostáticos, que são função da carga do grupo funcional polar, que geralmente levam à associação com o carbono orgânico presente nos solos, o que determina o transporte nesse meio (ITRC, 2023b).

Considerando que essas substâncias podem causar contaminações significativas em diversas matrizes ambientais, além de efeitos adversos à saúde humana, este trabalho tem como objetivo apresentar um panorama atualizado sobre a investigação dos PFAS no Brasil. Para isso, foi realizado um levantamento dos estudos existentes, conduzidos por instituições de pesquisa e pesquisadores brasileiros, que abordam as diversas matrizes ambientais, bem como a biota e os

materiais abióticos. Além disso, foram incluídos também, estudos específicos sobre material biológico, utilização da sulfluramida, utilização de espuma formadora de película aquosa (AFFF), além de um inventário dos PFAS no Brasil.

2. Material e Métodos

Para esse levantamento foram consultadas as principais bases de dados de artigos científicos, sendo elas: PubMed, Web of Science, Scopus, Science Direct, Capes e Google Scholar. Foram identificados 19 estudos publicados, compreendendo o período de 2008 a 2024. Dentre esses estudos, 14 se referem a biota e materiais abióticos, 02 a material biológico e 03 são referentes a estudos específicos.

3. Medidas regulatórias

Os PFAS foram incluídos na lista de Poluentes Orgânicos Persistentes (POP) da Convenção de Estocolmo desde 2009, que tem como objetivo eliminar ou restringir globalmente a produção e o uso dessas substâncias. Essa Convenção entrou em vigor no ano de 2004, após ser ratificada por 128 países, entre eles o Brasil. Nela são listados os contaminantes cujo uso e produção devem ser eliminados (Anexo A), restritos (Anexo B) e cujas emissões não intencionais devem ser reduzidas (Anexo C) (UNEP, 2023).

O PFOS (Ácido perfluorooctano sulfônico), seus sais e o PFOSF (Fluoreto de perfluorooctano sulfonila), foram incluídos no Anexo B em 2009, ou seja, suas produções e usos ainda são permitidos para finalidades específicas, em que não há um substituto eficiente. Isso inclui, por exemplo, a utilização do

PFOSF para a produção do EfFOSA (N-etil perfluorooctano sulfonamida), princípio ativo da sulfluramida, amplamente utilizada no Brasil na atividade de silvicultura, além do uso do PFOS na indústria da galvanoplastia. Em 2019, o PFOA (Ácido perfluorooctanoico), seus sais e compostos relacionados foram adicionados ao Anexo A, com algumas exceções de usos ainda permitidas e, em 2022, o PFHxS (Ácido perfluorohexanosulfônico), seus sais e compostos relacionados foram adicionados também no Anexo A, sem exceções que permitam seus usos.

No Brasil, inicialmente em 2020, foi publicada a Resolução CONAMA/MMA nº 499 de 06/10/2020, que “dispõe sobre o licenciamento da atividade de coprocessamento de resíduos em fornos rotativos de produção de clínquer” e, pela primeira vez, em seu Anexo A, estabeleceu um limite máximo de 50 mg kg⁻¹ para PFOS e seus derivados (BRASIL, 2020). Em 2024, foi publicada a revisão da ABNT NBR 10004:2024: Resíduos Sólidos – Classificação, que estabelece valores-limite para PFOS e seus derivados (50 mg kg⁻¹), PFOA e seus sais (1 mg kg⁻¹), soma dos compostos afins de PFOA (40 mg kg⁻¹), PFHxS e seus sais (1 mg kg⁻¹) e soma dos compostos afins de PFHxS (40 mg kg⁻¹) (ABNT, 2024).

Com relação especificamente ao Gerenciamento de Áreas Contaminadas, a Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) incluiu 14 PFAS na última atualização das suas planilhas para avaliação de risco à saúde humana. Embora ainda não haja valores orientadores de intervenção estabelecidos (VI), essas planilhas permitem identificar riscos associados a essas substâncias, além de possibilitar o estabelecimento das concentrações máximas aceitá-

veis (CMAs). A Tabela 1 apresenta os PFAS e seus sais constantes nessas Planilhas (CETESB, 2023).

Em complementação, seguindo as diretrizes da Decisão de Diretoria (DD) n.º 038/2017/C da CETESB, que orienta a utilização dos *Regional Screening Levels* (RSLs), a USEPA (*United State Environmental Protection Agency*) apresenta em suas tabelas gerais de novembro de 2024, valores para 23 PFAS, tanto para solo quanto para água subterrânea (USEPA, 2024).

Por fim, está em tramitação o projeto de Lei 2726/2023 que, especificamente, “institui a Política Nacional de Controle dos PFAS – Substâncias Perfluoroalquil e Polifluoroalquil, e dá outras providências”. Até o momento desse levantamento, esse projeto se encontra na Comissão de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável (CMADS), sendo a última movimentação realizada em 07 de maio de 2025.

4. Cenário de pesquisa brasileiro

Os primeiros estudos desenvolvidos por instituições de pesquisa e pesquisadores brasileiros, consideraram, principalmente, a análise de material biótico (mamíferos, peixes, crustáceos, mexilhões e bivalves) e foram realizados a partir de 2008 no Estado do Rio Grande do Sul, com o objetivo de estabelecer valores de concentrações base para os PFAS. A partir desse ano, outros estudos foram elaborados nos Estados do Rio de Janeiro e Bahia.

Com relação ao material abiótico (água potável, água superficial, água subterrânea, solo, folhas e sedimento), os primeiros estudos foram realizados a partir de 2009, inicialmente com água potável e água superficial em um trabalho desenvolvido no Estado do Rio de Janeiro. Posteriormente, outros estudos foram realizados nos Estados da Bahia, de São Paulo, do Rio Grande do Sul e de Minas Gerais.

Tabela 1: PFAS constantes nas planilhas de avaliação de risco à saúde humana (ARSH) da CETESB

PFAS	Formas ácida, iônica e seus sais	CAS
PFBS	Ácido Perfluorobutanosulfônico	375-73-5
	Perfluorobutanosulfonato	45187-15-3
	Perfluorobutanosulfonato de potássio	29420-49-3
PFHxS	Ácido Perfluorohexanosulfônico	355-46-4
	Perfluorohexanosulfonato	108427-53-8
PFOS	Ácido Perfluorooctanosulfônico	1763-23-1
	Perfluorooctanosulfonato	45298-90-6
	Perfluorooctanosulfonato de potássio	2795-39-3
PFOA	Ácido perfluorooctanoico	335-67-1
	Perfluorooctanoato	45285-51-6
PFNA	Ácido Perfluorononanóico	375-95-1
	Perfluorononanoato	72007-68-2
GEN-X	Perfluor-2-metil-3-oxahexanoato de amônio	62037-80-3
	Ácido dímero de óxido de hexafluoropropileno	13252-13-6

Considerando o material biológico, o primeiro estudo foi desenvolvido em 2020, no estado de São Paulo, sendo então seguido por outro estudo no Rio de Janeiro. Entre 2022 e 2023, foram realizados novos trabalhos com os PFAS, abordando temas específicos.

A Tabela 2, adaptada de Leonel et al. (2023), apresenta exemplos dos PFAS mais comumente identificados nas diversas matrizes ambientais e bio-

lógicas, contemplados nos estudos identificados.

Especificamente no que se refere ao Gerenciamento de Áreas Contaminadas, não foram identificados estudos dedicados exclusivamente a essa temática, porém alguns trabalhos abordam a questão de forma indireta, como por exemplo, a contaminação de solo e água subterrânea associada a utilização de sulfluramida – substância empregada na formulação de iscas formicidas na atividade

Tabela 2: Exemplo de PFAS comumente identificados nas diversas matrizes ambientais e biológicas.

Abreviação	Nomenclatura	Fórmula	CAS
Ácidos carboxílicos perfluoroalquiados (PFCA)			
PFBA	Ácido perfluorobutanóico	C_3F_7COOH	375-22-4
PFPeA	Ácido perfluoropentanóico	C_4F_7COOH	2706-90-3
PFHxA	Ácido perfluorohexanóico	$C_5F_{11}COOH$	307-24-4
PFHpA	Ácido perfluoroheptanóico	$C_6F_{13}COOH$	375-85-9
PFOA	Ácido perfluorooctanóico	$C_7F_{15}COOH$	335-67-1
PFNA	Ácido perfluoronanóico	$C_8F_{17}COOH$	375-95-1
PFDA	Ácido perfluorodecanóico	$C_9F_{19}COOH$	335-76-2
PFUnDA	Ácido perfluoroundecanóico	$C_{10}F_{21}COOH$	2058-94-8
PFDoDA	Ácido perfluorododecanóico	$C_{11}F_{23}COOH$	307-55-1
PFTTrDA	Ácido perfluorotridecanóico	$C_{12}F_{25}COOH$	726-29-8
PFTeDA	Ácido perfluorotetradecanóico	$C_{13}F_{27}COOH$	376-06-7
Ácidos perfluoroalquiados sulfônicos (PFSA)			
PFBS	Ácido perfluorobutano sulfônico	$C_4F_9SO_3H$	375-73-5
PFHxS	Ácido perfluorohexano sulfônico	$C_6F_{13}SO_3H$	355-46-4
PFOS	Ácido perfluorooctano sulfônico	$C_8F_{17}SO_3H$	1763-23-1
PFDS	Ácido perfluorodecano sulfônico	$C_{10}F_{21}SO_3H$	355-77-3
Perfluoroalcanos sulfonamidas (FASA)			
FOSAA	Ácido acético perfluorooctano sulfonamida	$C_8F_{17}SO_2NHCH_2COOH$	2806-24-8
MeFOSAA	Ácido acético <i>N</i> -Metil perfluorooctano sulfonamida	$C_8F_{17}SO_2NH(CH_3)CH_2COOH$	2355-31-9
EtFOSAA	Ácido acético <i>N</i> -Etil perfluorooctano sulfonamida	$C_8F_{17}SO_2NH(C_2H_5)CH_2COOH$	2991-50-6
PFOSA	Perfluorooctano sulfonamida	$C_8F_{17}SO_2NH_2$	754-91-6
MeFOSA	<i>N</i> -Metil Perfluorooctano sulfonamida	$C_8F_{17}SO_2NH(CH_3)$	31506-32-8
EtFOSA	<i>N</i> -Etil Perfluorooctano sulfonamida	$C_8F_{17}SO_2NH(C_2H_5)$	4151-50-2

de silvicultura - cujo ingrediente ativo é um PFAS (EtFOSA), conforme discutido anteriormente.

A Tabela 3 apresenta os trabalhos identificados nas principais bases de dados, organizados por tipo de matriz ambiental, material biológico e estudos específicos. Em seguida, é apresentado em ordem cronológica, um resumo de cada estudo, contendo os principais objetivos, resultados e conclusões.

5. Biota e material abiótico

No estudo realizado por Leonel *et al.* (2008), foram analisados 10 PFAS, com o objetivo de estabelecer as concentrações como linha de base,

por meio da análise de 35 amostras de fígado de duas espécies de mamíferos marinhos coletadas no Estado do Rio Grande do Sul, sendo elas: *Pontoporia blainvillei* (Toninha) e *Arctocephalus tropicalis* (Lobo marinho subantártico). O principal PFAS detectado foi o PFOS, cujos valores médios foram de 24 ng g⁻¹ e 4,2 ng g⁻¹, respectivamente.

O artigo conclui que as concentrações dos PFAS em Toninhas e Lobos marinhos subantárticos são baixas, especialmente quando comparadas com dados de PFAS em mamíferos marinhos do hemisfério Norte. Ressalta, ainda, que estudos adicionais sobre PFAS em mamíferos marinhos das

Tabela 3: Trabalhos identificados sobre a ocorrência de PFAS no Brasil

Matriz	Local	Número PFAS analisados	Referência
Biota e Material Abiótico			
Lobo marinho subantártico	Rio Grande do Sul (RS)	10	Leonel <i>et al.</i> (2008)
Toninha	Rio Grande do Sul (RS)	10	
Peixes	Baia de Guanabara (RJ) e Lagoa Rodrigo de Freitas (RJ)	10	Quinete <i>et al.</i> (2009)
Mexilhões marrons	Baia de Guanabara (RJ)	10	
Golfinho Tucuxi	Rio Paraíba do sul (RJ)	10	
Água potável	Vários municípios (RJ)	10	
Água superficial	Rio Paraíba do sul (RJ)	10	
Água Superficial	Baia de Todos os Santos (BA)		Gilljam <i>et al.</i> (2016)
Água Potável	Porto Alegre (RS)	16	Schwanz <i>et al.</i> (2016)
Solo	Sul da Bahia (BA)	12	Nascimento <i>et al.</i> (2018)
Folha	Sul da Bahia (BA)	12	
Água Superficial	Sul da Bahia (BA)	12	
Água Subterrânea	Sul da Bahia (BA)	12	
Água costeira	Sul da Bahia (BA)	12	
Sedimento	Sul da Bahia (BA)		
Peixes	Baia de Guanabara (RJ), Rio Paraíba do Sul (RJ) e Lagoa Rodrigo de Freitas (RJ)	10	Hauser-Davis <i>et al.</i> (2021)

Matriz	Local	Número PFAS analisados	Referência
Biota e Material Abiótico			
Peixes	Baia de Todos os Santos (BA)	22	Miranda <i>et al.</i> (2021)
Crustáceos	Baia de Todos os Santos (BA)	22	
Bivalves	Baia de Todos os Santos (BA)	22	
Sedimento	Baia de Todos os Santos (BA)		
Folhas	Baia de Todos os Santos (BA)		
Água Superficial	Porto Alegre (RS)	23	Stefano <i>et al.</i> (2022)
Água Subterrânea	Porto Alegre (RS)	23	
Água Superficial	Bacia PCJ - Rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (SP)	08	Madeira <i>et al.</i> (2023)
Água superficial	Represa de Três Marias (MG).	24	Rodrigues <i>et al.</i> (2024)
Água Superficial	Lagoa da Pampulha em Belo Horizonte (MG)	24	Starling <i>et al.</i> (2024)
Sedimentos	Santos (SP)	15	Miranda <i>et al.</i> (2024)
Ar atmosférico	Curitiba (PR)	16	Kourtchev <i>et al.</i> (2023)
Ar atmosférico	Floresta Amazônica (AM)	16	Kourtchev <i>et al.</i> (2024)
Material biológico			
Sangue humano	Ribeirão Preto (SP)	13	Souza <i>et al.</i> (2020)
Sangue humano	Rio de Janeiro (RJ)	02	Santos <i>et al.</i> (2021)
Estudos específicos			
Composição espuma formadora de película aquosa (AFFF)	-	17	Pozo <i>et al.</i> (2022)
Inventário de PFAS	-	-	Torres <i>et al.</i> (2022)
Degradação Sulfloramida	-	04	Guida <i>et al.</i> (2023)

águas do Atlântico Sudoeste podem fornecer informações necessárias para determinar as fontes desses contaminantes, bem como os riscos e as diferenças específicas, considerando cada espécie.

Quinete *et al.* (2009), realizaram um estudo no sudeste do Brasil, especificamente no Estado do Rio de Janeiro, analisando 10 PFAS em golfinhos Tucuxi, proveniente do rio Paraíba do Sul, além de diversas espécies de peixes e mexilhões da Baía de Guanabara e da lagoa Rodrigo de Freitas. Adicional-

mente, também foram realizadas análises em água potável proveniente de vários municípios do estado e na água superficial do rio Paraíba do Sul. O objetivo desse estudo foi determinar as concentrações e os padrões dos PFAS em uma variedade de amostras ambientais e biológicas, além de examinar os perfis de bioacumulação em mexilhões, peixes e golfinhos.

Em relação à biota, PFOS, PFOA, PFDS (Ácido perfluorodecano sulfônico) e PFOSA (Perfluorooctano sulfonamida) foram detectados em todas as

amostras provenientes do rio Paraíba do Sul. O PFOS foi o composto mais abundante no fígado do golfinho Tucuxi ($91 \pm 42,4 \text{ ng g}^{-1}$) e no fígado do Peixe-espada ($5,5 \pm 2,4 \text{ ng g}^{-1}$). Na lagoa Rodrigo de Freitas, as concentrações de PFOS nos fígados de ciclídeo perolado, tilápia e tainha variaram de $3,41$ a $59,1 \text{ ng g}^{-1}$, $11,5$ a $45,3 \text{ ng g}^{-1}$ e $11,4$ a $49,7 \text{ ng g}^{-1}$, respectivamente. Ainda, os tecidos musculares dos peixes apresentaram concentrações de PFOA semelhantes ou superiores às dos fígados, enquanto as concentrações de PFOS foram maiores nos fígados do que nos tecidos musculares. Os resultados também indicaram que PFOS, PFOA e PFHxS, foram detectados em todas as amostras de água potável, com faixas de concentração de $0,58$ a $6,70 \text{ ng L}^{-1}$, $0,35$ a $2,82 \text{ ng L}^{-1}$ e $0,15$ a $0,1 \text{ ng L}^{-1}$, respectivamente. As amostras de água da Baía de Guanabara apresentaram PFOA, PFOS e PFHxS em concentrações variando de $0,7$ a $3,25 \text{ ng L}^{-1}$, $0,4$ a $0,92 \text{ ng L}^{-1}$ e $0,13$ a $0,18 \text{ ng L}^{-1}$, respectivamente. As concentrações de PFOA na água do rio Paraíba do Sul foram semelhantes às concentrações da Baía de Guanabara.

Com base nos resultados obtidos, o estudo calculou os fatores de bioconcentração (FBC) de PFOA, sendo que, para mexilhões, os FBC foram superiores aos calculados para peixes.

Considerando a possibilidade de contaminação da água superficial pela utilização de sulfluramida, Gilljam *et al.* (2016), realizaram um estudo na Baía de Todos os Santos (BA), com o objetivo de: (a) fornecer informações atualizadas sobre a produção, importação, exportação e vendas internas de Sulfluramida no Brasil desde o relatório do PNUMA de 2007; (b) aplicar um modelo

para prever o destino ambiental da Sulfluramida; e (c) avaliara ocorrência de EtFOSA e seus produtos de transformação em águas superficiais.

Para obter os dados sobre produção, importação, exportação e vendas internas, foi realizado um levantamento junto ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis (IBAMA), ao Ministério do Meio Ambiente (MMA), ao Ministério do Desenvolvimento, Indústria e Comércio Exterior (MDIC) e ao Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA). Para a avaliação da ocorrência, foram coletadas sete amostras de água superficial em fevereiro de 2015, sendo analisadas para 21 PFAS. O destino ambiental da Sulfluramida foi estimado utilizando o Modelo Ambiental Multimídia baseado em Fugacidade de Nível III (Versão 2.80).

Os resultados obtidos indicaram que, de um modo geral, de 2003 a 2013, a fabricação brasileira de Sulfluramida aumentou de 30 para 60 toneladas por ano. Nesse período, menos que 1,3 tonelada por ano foi importada, enquanto as exportações aumentaram de aproximadamente 0,3 para 2 toneladas anuais. As simulações de modelos previram que o EtFOSA é particionado para os solos, enquanto os produtos de transformação PFOSA e PFOS, são suficientemente móveis para lixiviar para águas superficiais. Essa simulação foi corroborada pelas concentrações obtidas de PFOSA (até 3400 pg L^{-1}) e PFOS (até 1100 pg L^{-1}) na água superficial, enquanto EtFOSA não foi detectado. O estudo conclui que a sulfluramida é uma fonte potencial de PFOS e PFOSA no meio ambiente, sendo essa contribuição dependente da taxa de conversão de EtFOSA no ambiente natural. Com base nos dados

levantados sobre a produção e importação de sulfluramida durante o período considerado, estima-se uma contribuição entre 167 e 487 toneladas de PFOS/PFOSA para o meio ambiente. Conclui, ainda, que esses níveis são preocupantes, visto que a produção de sulfluramida ainda estava em curso.

Com relação à água para consumo, Schwanz *et al.* (2016) realizaram um estudo conjunto entre Brasil, Espanha e França, no qual 16 PFAS foram avaliados em 30 amostras de águas potáveis no Brasil, 27 na França e 39 na Espanha (38 águas engarrafadas e 58 amostras de água de torneira), sendo estimadas a ingestão diária total e o índice de risco (RI) para os 16 PFAS. Esse estudo teve ainda como objetivo, o levantamento de informações que podem ajudar esse países a compreender a contaminação por PFAS e implementar as diretrizes presentes na convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes (POP).

Os resultados mostraram que as maiores concentrações de PFAS foram encontradas em amostras de água de torneira, e o composto mais frequentemente identificado foi o PFOS, com concentrações médias de 7,73 ng L⁻¹, 15,33 ng L⁻¹ e 15,83 ng L⁻¹ em amostras francesas, espanholas e brasileiras, respectivamente. O PFOS foi detectado em todas as amostras de água da torneira do Brasil. Nas águas engarrafadas, os níveis mais altos foram detectados em uma amostra francesa com 116 ng L⁻¹, considerando a soma dos PFAS. A partir dos resultados obtidos e considerando que a água engarrafada é responsável por aproximadamente 38% da ingestão total, a exposição total aos PFAS por meio da ingestão de água potável para um homem adulto foi estimada em 28,4 ng

por pessoa⁻¹, 58,0 ng pessoa⁻¹ e 52,8 ng pessoa⁻¹ por dia na Espanha, França e Brasil, respectivamente. Finalmente, o RI foi calculado.

Como conclusão, o artigo aponta que, apesar dos maiores valores encontrados no Brasil, foi demonstrado que, em nenhum dos países investigados, a água potável representa risco iminente associado à contaminação por PFAS.

O estudo realizado por Nascimento *et al.* (2018), teve como objetivo investigar a ocorrência de EtFOSA, PFOS e outros PFAS no solo, em folhas de eucalipto, em água (subterrânea, superficial (rio) e costeira (estuarina/marinha)) e em sedimentos costeiros de uma região agrícola do Estado da Bahia, onde se suspeita que a sulfluramida seja aplicada.

Considerando o solo, as folhas e a água costeira (marinha/estuarina), foram obtidas concentrações da somatória de PFAS (Σ PFAS) de até 5.400 pg g⁻¹, 979 pg g⁻¹ e 1.020 pg L⁻¹, respectivamente, com predominância de PFOS e PFOSA. Para o sedimento costeiro, foram obtidas concentrações da Σ PFAS de até 198 pg g⁻¹, com PFOS, PFOSA e PFOA sendo os PFAS mais frequentemente observados. Essas substâncias são todas potenciais produtos de transformação de EtFOSA, apontando para a sulfluramida como uma possível fonte. Em água superficial, foram observadas concentrações de até 8.930 pg L⁻¹ para Σ PFAS, sendo que PFOS e PFOA foram detectados em todas as amostras coletadas. As águas subterrâneas também apresentaram contaminação para Σ PFAS (5.730 pg L⁻¹), provavelmente, também pelo uso de sulfluramida. Como conclusão, pelo fato de a maioria das matrizes apresentar concentrações de PFOS e PFOSA, pro-

duto da transformação do EtFOSA, o ingrediente ativo da sulfluramida, os dados apoiam a hipótese de que o uso de sulfluramida é uma fonte significativa de PFAS para a zona costeira do sul da Bahia.

Em outro estudo realizado por Hauser-Davis *et al.* (2021) no estado do Rio de Janeiro, com amostras de peixes provenientes da Baía de Guanabara, do rio Paraíba do Sul e da lagoa Rodrigo de Freitas, foram realizadas análises de 10 PFAS com o objetivo de correlacionar as concentrações obtidas com os índices morfométricos, utilizados para avaliar os efeitos da exposição a esses contaminantes.

Os resultados demonstraram que alguns dos índices morfométricos, principalmente o Fator de Condição de Fulton (FCF), que correlaciona o peso com o comprimento, parecem estar sendo afetados pela contaminação por PFAS, com maiores contribuições para PFDA (Ácido perfluorodecanóico) e PFOA. O estudo conclui ainda que essa variação ocorre, provavelmente, devido ao acúmulo diferencial de PFAS, refletindo as diferenças nos níveis tróficos.

A biomagnificação de PFAS foi investigada por Miranda *et al.* (2021) em uma rede trófica de manguezal tropical de um estuário do Subaé, no estado da Bahia. Foram analisadas amostras de 44 organismos (21 táxons), incluindo várias espécies de bivalves, crustáceos, poliquetas e peixes, juntamente com material particulado em suspensão (MPS), sedimentos e folhas.

Nas amostras da biota, as concentrações da soma de PFAS (Σ PFAS) foram dominadas pelo PFOS, com uma frequência de detecção de 93% em tecidos, variando entre 0,05 e 1,97 ng g⁻¹, seguido por PFTTrDA (Ácido perfluorotridecanóico), com 57% de

detecção e variação entre 0,01 e 0,28 ng g⁻¹. Os resultados indicaram também a presença dos precursores como PFOSA, com 54% de detecção (0,01 e 0,32 ng g⁻¹), além do EtFOSA, com 30% (0,01 e 0,21 ng g⁻¹), ambos relacionados ao uso da sulfluramida. No MPS, foram detectados 16 PFAS, incluindo 11 isômeros lineares e 5 ramificados, cujas concentrações somadas variaram de 1,85 a 7,25 ng g⁻¹. OPFNA (Ácido perfluoronanóico) foi o predominante nas amostras mais próximas do estuário inferior, enquanto o PFUnDA (Ácido perfluoroundecanóico) foi o composto prevalente no estuário superior. Em comparação, 5 PFAS lineares foram detectados em sedimentos, com concentrações somadas variando de 0,10 a 0,33 ng g⁻¹. Os resultados demonstraram ainda que PFOS e PFOA foram detectados em todas as amostras de sedimento, cujas concentrações variaram entre 0,07 e 0,34 ng g⁻¹ e entre 0,35 e 0,79 ng g⁻¹, respectivamente.

Como conclusão, o estudo aponta que os PFAS foram detectados em todos os organismos analisados, assim como nas matrizes abióticas (MPS e sedimento). Diferentes padrões de bioacumulação foram observados entre os grupos de organismos amostrados, isto é, bivalves, crustáceos, poliquetas e peixes, sugerindo que um conjunto de fatores físicos, químicos, biológicos e espaciais podem estar influenciando a assimilação de PFAS. Além disso, PFOS, PFNA e EtFOSA foram identificados como principais compostos bioacumulados nessa cadeia alimentar. Ressalta-se, por fim, que a ocorrência dos PFAS na biota marinha costeira é particularmente preocupante, devido ao potencial de exposição humana por meio do consumo desses organismos.

No estudo realizado por Stefano *et al.* (2022) na cidade de Porto Alegre (RS), foram coletadas 20 amostras de água subterrânea e 08 amostras de água superficial, com o objetivo de avaliar a ocorrência de 23 PFAS. A partir dos resultados obtidos para água subterrânea, a maior concentração obtida foi de 718 ng L⁻¹ em uma amostra localizada ao norte da cidade, em uma pequena área industrial. Para a água superficial, a maior concentração para a soma dos PFAS (Σ PFAS) foi observada em um ponto onde há despejo direto de esgoto doméstico.

O estudo destaca que a maior parte dos pontos com detecção de PFAS está situada no aquífero poroso, embora também tenham sido quantificados PFAS no aquífero fraturado. O estudo conclui, ainda, que apenas 51% do esgoto doméstico da área de estudo é tratado. Assim, o esgoto restante é lançado diretamente nos rios e lagos, atingindo os aquíferos, o que pode causar a contaminação por PFAS.

Madeira *et al.* (2023), realizaram um estudo na bacia dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá (Bacia PCJ), na qual foram coletadas 15 amostras de água superficial e avaliados 43 contaminantes emergentes, entre eles pesticidas, fármacos, PFAS e compostos industriais. Para os PFAS, foram realizadas análises em 11 amostras. O objetivo desse estudo foi levantar dados para discutir aspectos relacionados à contaminação por essas substâncias, considerando o uso e ocupação do solo de uma região com elevada atividade antrópica.

Os resultados obtidos, especificamente sobre os PFAS, demonstraram que, das oito substâncias avaliadas, sete foram detectadas em pelo menos uma das 11 amostras. PFHxA, PFOS, PFOA e PFPeA

(Ácido perfluoropentanóico) foram detectados em pelo menos cinco dos 11 pontos de amostragem, sendo a maior concentração observada de 50 ng L⁻¹ para o ácido 6:2-fluorotelomersulfônico (6:2-FTS), um ingrediente comum em formulações de espuma formadora de filme aquoso (AFFF), no ponto localizado no rio Pirapitingui. Com base nesses resultados, foi realizada uma avaliação de risco para a proteção da vida aquática, na qual os valores de quociente de risco (QR) para o PFOS superaram o valor de referência (QR > 1) em cinco amostras, variando entre 1,1 e 2,4. Valores de QR acima de 1 indicam que a concentração de determinado contaminante apresenta risco para a biota aquática.

O estudo ressalta, por fim, a necessidade do desenvolvimento de um programa nacional para monitoramento dos PFAS em águas superficiais e potáveis, uma vez que alguns compostos foram observados em concentrações que podem, potencialmente, prejudicar a vida aquática e humana.

Outro estudo realizado em águas superficiais foi conduzido por Rodrigues *et al.* (2024) em uma área utilizada para a aquicultura para a produção de tilápia, localizada no reservatório da represa de Três Marias (MG). Um total de 9 amostras de água superficial foram coletadas, divididas entre três gaiolas, sendo analisados antibióticos, hormônios e PFAS (24 substâncias). Os resultados obtidos para PFAS indicaram a presença de um composto de cadeia curta (PFBS) e três compostos de cadeia longa (PFOA, PFDoDA (Ácido perfluordodecanóico) e PFTeDA (Ácido perfluorotetradecanóico)), com concentrações variando entre 9.400 a 18.000 ng L⁻¹. Para os demais PFAS, as concentrações foram < LQ (Limite de Quantificação). As concentrações

para Σ PFAS (PFOA, PFDoA, PFTeDA, PFBS) em cada gaiola foram 36.880, 44.230 e 46.020 ng L⁻¹. Os autores destacam que essas concentrações são superiores às reportadas por outros estudos semelhantes, indicando potencial para bioacumulação e toxicidade dessas substâncias.

A partir desses resultados, a avaliação de risco ecotoxicológica indicou que as concentrações detectadas dos compostos alvo na água superficial, representam ameaças potenciais aos organismos aquáticos e à biodiversidade.

Starling *et al.* (2024), realizaram um estudo que incluiu a coleta mensal de água superficial em quatro pontos localizados dentro da lagoa da Pampulha, em Belo Horizonte (MG), ao longo de um ano. O objetivo do estudo, além do levantamento da ocorrência dos PFAS, foi avaliar os riscos ecológicos, considerando que essa lagoa representa a realidade de muitas outras bacias hidrográficas urbanas, por estar cercada por áreas densamente povoadas e diversos tipos de fábricas.

Os resultados mostraram que, entre as 24 substâncias analisadas, foram detectadas duas de cadeia curta (PFBS e PFHxA) e cinco de cadeia longa (PFDA, PFOA, PFDoDA, Br-PFOS e n-PFOS), com concentrações variando entre 191 e 12.400 ng L⁻¹. Além disso, as concentrações da Σ PFAS na estação chuvosa foram geralmente superiores às observadas na estação seca, provavelmente em razão da capacidade limitada da estação de tratamento em processar a descarga de esgoto não tratado recebida pelos principais tributários do reservatório.

Em relação aos riscos ecológicos associados aos PFAS, o estudo destaca que a escassez de dados limitou a discussão. No entanto, foi observado

que as concentrações de PFOS excederam os níveis que podem causar efeitos adversos em espécies aquáticas sensíveis, conforme os valores de referência estabelecidos pela USEPA em 2022.

Miranda *et al.* (2024) realizaram um estudo no sistema estuarino Santos-São Vicente (SP), com o objetivo de verificar a contaminação do sedimento ocasionada pela utilização de espuma formadora de película aquosa (AFFF) e supressores de incêndio contendo PFAS, empregados no combate a um incêndio ocorrido em um terminal de armazenamento de combustível petroquímico em 2015. Para isso, sedimentos provenientes de sete locais foram amostrados repetidamente, no intervalo de duas semanas até um ano após o incêndio (n = 30), com a análise de 15 PFAS.

Os resultados obtidos para a soma de PFAS (Σ PFAS), considerando todos os pontos de amostragem, variaram de 115 pg g⁻¹ a 15.931 pg g⁻¹ (peso seco). O PFOS foi a substância mais frequentemente detectada, com concentrações entre 363 pg g⁻¹ a 4.517 pg g⁻¹, seguido por PFHxA, com concentrações variando de 38,8 pg g⁻¹ a 219 pg g⁻¹ quinze dias após do incêndio e <20,8 pg g⁻¹ a 161 pg g⁻¹ um ano depois.

Como conclusão, o estudo identificou a presença de PFAS ao longo de um ano, após a utilização de AFFF. A tendência de acúmulo variou entre os locais de amostragem, com concentrações mais elevadas na região mais próxima ao local do acidente, e menores na porção oceânica do estuário. A detecção de PFOS e PFHxA foi associada diretamente ao evento, podendo ser utilizada com indicativo da propagação da espuma. Dessa forma, o estudo conclui que os PFAS encontrados pelo presente estudo

no sistema estuarino Santos-São Vicente, podem ser atribuídos à utilização de AFFF em 2015.

Kourtchev *et al.* (2023) realizaram um estudo na cidade de Curitiba (PR), com medições dos PFAS na fração inalável de partículas transportadas pelo material particulado com diâmetro menor que $2,5 \mu\text{m}$ ($\text{PM}_{2,5}$), coletadas durante o período de restrições decorrentes da pandemia de Covid. Foram coletadas 20 amostras, cada uma correspondente a um período de 24 horas, entre 30 de novembro a 27 de dezembro de 2020.

Os resultados identificaram que PFOS, PFOA e 6:2 FTS foram detectados em concentrações de até $0,3 \text{ pg m}^{-3}$. O PFOA foi detectado em todas as amostras analisadas, o PFOS esteve presente em 9 amostras e 5 amostras continham 6:2 FTS. Como conclusão, os autores destacam que, pelo fato de o estudo ter sido realizado durante o período de bloqueio da pandemia, a quantidade e as concentrações de PFAS detectadas pode ter sido menor ou subestimada. O estudo também sugere que os PFAS observados em Curitiba podem se originar de várias fontes, como estações de tratamento de águas residuais industriais e domésticas, bem como plantações de eucalipto e pinus tratadas com a sulfluramida, cujo uso ainda é permitido no Brasil. Além disso, a presença do 6:2 FTS, usado como alternativa para PFOA e PFOS, levanta preocupações sobre sua persistência na atmosfera e seus impactos à saúde humana, considerando evidências emergentes de que pode ser tão tóxico quanto os compostos que busca substituir.

Em outro estudo também conduzido por Kourtchev *et al.* (2024), foram realizadas análises

de PFAS na atmosfera acima da Floresta Amazônica. O objetivo do trabalho foi investigar, pela primeira vez, se essas substâncias poderiam ser transportadas para áreas consideradas remotas, afastadas de locais costeiros. As coletas foram realizadas no Observatório de Torre Alta da Amazônia (ATTO), um local remoto único situado no meio da floresta amazônica, a 800 km da costa e 150 km de Manaus (AM). No total, foram coletadas 29 amostras nas alturas de 42 m e 320 m, entre 7 e 21 de maio de 2022.

Os resultados mostraram que as concentrações médias de 24 horas para o PFOA variaram entre $0,01 \text{ pg m}^{-3}$ e $2,0 \text{ pg m}^{-3}$. De modo geral, concentrações mais elevadas de PFOA foram observadas a 320 m em comparação com 42 m, o que sugere que é improvável que essa substância tenha sido emitida por fontes locais ou imediatas. Além disso, os picos de concentração coincidiram com trajetórias de massas de ar vindas do sul do Brasil, passando por Manaus (com população de 2,2 milhões) e Manacapuru (com 98,5 mil habitantes), destacando o parque industrial de Manaus como uma possível fonte emissora. Os autores também sugerem que as queimadas na floresta Amazônica podem contribuir com essas concentrações, devido ao possível uso de espuma formadora de película aquosa (AFFF).

Como conclusão, os autores indicam que, com base nas observações de PFOA a distâncias consideráveis da costa, é necessário aprofundar os estudos sobre os mecanismos de transportes atmosférico dos PFAS, como a transferência por pulverização marítima para ambientes remotos. Além disso, enfatizam que a presença dos PFAS

em um ecossistema tão singular, aumenta a conscientização sobre potenciais implicações ambientais para a flora e fauna exclusivas da Amazônia, os riscos à saúde, incluindo populações indígenas e a necessidade de mais estudos na região.

6. Material biológico

Souza *et al.* (2020), realizaram um estudo com o objetivo de determinar as concentrações de 13 PFAS em 252 amostras de sangue, coletadas em gestantes na cidade de Ribeirão Preto (SP), durante os anos de 2010 e 2011. O objetivo foi verificar a possível associação entre as concentrações de PFAS e desfechos adversos como pré-eclâmpsia, baixo peso ao nascer (BPN), parto prematuro e restrição de crescimento intrauterino (RCIU).

Entre os PFAS medidos, o PFOS apresentou as maiores concentrações, variando entre 1,06 ng mL⁻¹ e 106 ng mL⁻¹, com média de 3,41 ng mL⁻¹. Em seguida, o PFOA foi detectado com concentrações entre 0,11 e 2,77 ng mL⁻¹, com média de 0,20 ng mL⁻¹. A partir desses resultados, o estudo identificou uma associação positiva significativa entre as concentrações de PFOS e PFOA e a restrição de crescimento fetal ($p < 0,05$).

Como conclusão, os autores sugerem que há uma exposição ubíqua ao PFOS e ao PFOA entre gestantes de Ribeirão Preto, uma região industrializada do Brasil. Destacam, ainda, a necessidade de mais estudos para avaliar os efeitos de longo prazo da exposição pré-natal aos PFAS, especialmente em relação ao desenvolvimento infantil.

Um estudo semelhante foi conduzido por Santos *et al.* (2021), com a coleta e análise de sangue de 139 mulheres grávidas na cidade do Rio de

Janeiro (RJ), visando à detecção de PFOA e PFOS. O objetivo foi avaliar possíveis efeitos dessas substâncias sobre o nascimento das crianças. O estudo também correlacionou os resultados com outros fatores preditores, tais como: informações sociodemográficas, estilo de vida (por exemplo, tabagismo, consumo de álcool, atividade física e tipo de alimentação) e realização de exames pré-natais.

Os resultados demonstraram que as maiores concentrações de PFOA foram obtidas em mulheres de 16 a 19 anos e de 20 a 39 anos. Além disso, o aumento do comprimento e da circunferência cefálica dos recém-nascidos foi associado a níveis maternos mais elevados de PFOA.

Como conclusão, os autores indicam que os resultados apontam para potenciais fontes de exposição aos PFAS e, conseqüentemente, de exposição fetal em mulheres brasileiras grávidas. No entanto, os resultados associados aos fatores preditores não identificaram associações significativas entre as concentrações de PFAS no plasma materno e os desfechos do nascimento, sendo, portanto, necessários mais estudos para entender essas correlações.

7. Estudos específicos

Guida *et al.* (2023), realizaram um estudo com o objetivo de verificar a contaminação de solos por PFOS, a partir da degradação do seu precursor EtFOSA, utilizado como matéria-prima na produção de Sulfluraminda, empregada no controle de formigas cortadeiras, em atividades de silvicultura. Para isso, foi conduzido um ensaio de biodegradação, com aplicação de EtFOSA em amostras triplicatas de dois tipos de solo: Ultisol (PV) e Oxisol (LVd). Foram medidas as concentrações de EtFOSA, FOSAA

(Ácido acético perfluorooctanossulfonamida), FOSA (perfluorooctanossulfonamida) e PFOS em sete momentos distintos (0, 3, 7, 15, 30, 60 e 120 dias).

Os resultados mostraram que os subprodutos monitorados começaram a ser detectados no 15º dia. Após 120 dias, o principal subproduto do EtFO-SA nesses solos agrícolas foi a FOSA, com rendimentos de formações de 46,3% para solo PV e 42,4% para solo LVd. O PFOS representou 29,9% e 29,8% nos solos PV e LVd, respectivamente, enquanto o FOSAA apresentou os menores rendimentos, com 6,4% para solo PV e 3,2% para solo LVd.

Como conclusão, os autores postulam que o uso contínuo de iscas para formigas à base de sulfluramida no Brasil, bem como sua exportação para outros países, provavelmente desempenham um papel fundamental nas liberações de PFOS em escala global, podendo resultar em impactos ambiental, na saúde humana e na economia, de relevância internacional.

No estudo desenvolvido por Pozo *et al.* (2022), foi utilizado o caso do incêndio ocorrido em 2015 em um terminal de armazenamento de combustível petroquímico, como um cenário de contaminação por PFAS no Porto de Santos (SP). O objetivo foi investigar a composição química de oito formulações comerciais de espuma formadora de película aquosa (AFFF) utilizadas nas operações de combate ao incêndio, a fim de estimar as cargas potencias de PFAS lançadas no ambiente estuarino por meio da drenagem do escoamento.

O PFHxA foi a substância mais frequentemente detectada, presente em todas as amostras de AFFF, seguido por PFOA > PFPA > PFOS > PFBA. Outras substâncias identificadas em concentrações

menores incluíram PFDA, PFHpA, PFTeDA e PFHxS. A carga estimada de PFAS liberada foi de aproximadamente 642,89 g. No entanto, segundos os autores, esse valor pode estar subestimado, uma vez que outras substâncias fluoradas não analisadas podem estar presentes nas formulações das AFFF.

Como conclusão, o estudo considerou os resultados relevantes e indicativos da presença de PFAS em concentrações ambientalmente preocupantes, decorrentes de grandes operações de combate a incêndios. Assim, os autores também destacam a necessidade de regulamentações adicionais sobre o uso de AFFF, especialmente em situações nas quais o produto possa atingir corpos d'água.

Considerando que o Brasil é signatário da Convenção de Estocolmo e, portanto, deve cumprir as disposições relativas ao controle de poluentes orgânicos persistentes (POPs), Torres *et al.* (2022) realizaram um inventário dos PFAS listados no país. Para isso, foram consultadas várias partes interessadas em todo o território nacional, com a identificação dos *stakeholders* e análises de dados obtidos por meio de uma consulta oficial ao Ministério do Meio Ambiente. Adicionalmente, foi realizado um levantamento de estudos existentes no Brasil sobre PFAS.

Mais de 1.000 consultas foram enviadas aos *stakeholders*, porém apenas três respostas foram recebidas. Considerando o período de 2017 a 2019, os dados de comércio internacional indicaram a importação de 93,7 toneladas de PFOSF da China, além da exportação de isca para formiga à base de sulfluramida para outros países em desenvolvimento. Adicionalmente, no comércio interno, para o período compreendido entre 2010

e 2018, identificou-se que cerca de 28 toneladas por ano de EtFOSA foram comercializadas no Brasil. Considerando-se também as informações sobre o comércio externo no mesmo período, estimou-se uma comercialização de aproximadamente 40 toneladas por ano de EtFOSA.

Os autores destacam ainda que, ao investigar a transformação de EtFOSA em um experimento do tipo mesocosmo solo-vegetal, ZABALETA *et al.* (2018) observaram que o EtFOSA técnico gerou 34% de PFOS, enquanto a isca para formigas produziu 277% de PFOS. A partir desses resultados e os dados do comércio interno, estimou-se que, no período de 2010 a 2018, as 223,5 toneladas comercializadas no Brasil resultaram na emissão de 76 a 616 toneladas de PFOS, considerando o EtFO-SA técnico e a isca comercial, respectivamente.

Com relação aos estudos existentes, segundo os autores, apenas dez relataram a ocorrência de PFAS listados em matrizes ambientais brasileiras, sendo o PFOS o composto predominante em termos de ocorrência e concentração.

Como conclusão, o estudo ressalta que o Brasil precisa desenvolver estratégias para superar o baixo engajamento das partes interessadas e impor o controle sobre o comércio exterior dos PFAS listados na Convenção de Estocolmo

8. Considerações finais

Com base na revisão bibliográfica realizada, observa-se que, desde 2008, instituições e pesquisadores brasileiros têm publicado estudos sobre a ocorrência de PFAS no Brasil. Inicialmente, as pesquisas concentravam-se nos efeitos dessas substâncias sobre a biota. Posteriormente, houve uma amplia-

ção do escopo, passando a incluir também investigações sobre material abiótico. A partir de 2020, os estudos passaram a abranger o material biológico, com o objetivo de verificar os efeitos adversos da contaminação por PFAS na saúde humana.

No que diz respeito ao Gerenciamento de Áreas Contaminadas (GAC), ainda não existem publicações específicas, no entanto, a contaminação do solo e da água subterrânea por sulfluramida pode ser relacionada ao tema.

Esta revisão demonstra que os PFAS têm sido quantificados em diversas matrizes desde a década de 2000, mas o número de publicações é limitado em comparação a outros países. Isso evidencia a necessidade de ampliar os estudos no contexto brasileiro, com o intuito de investigar os potenciais efeitos adversos que essas substâncias podem causar tanto na biota, quanto na saúde humana.

9. Referências bibliográficas

AHMED, M. B.; ALAM, M.; ZHOU, J. L.; XU, B.; JOIR, A. H.; KARMAKAR, A. K.; RAHMAN, S.; HOSSEN, J.; HASAN, A. T. M. K.; MONI, M. A. Advanced treatment technologies efficacies and mechanism of per- and poly-fluoroalkyl substances removal from water. **Process Safety and Environmental Protection**, Netherlands, v. 136, p. 1–14, 2020.

AHRENS, L.; BUNDSCHUH, M. Fate and effects of poly- and perfluoroalkyl substances in the aquatic environment: a review. **Environmental Toxicology and Chemistry**, USA, v. 33, n. 9, p. 1921–1929, 2014.

ABNT - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 10004:2024 – Resíduos sólidos – Classificação**. Rio de Janeiro, 2024.

BAABISH, A.; SOBHANEI, S.; FIEDLER, H. Priority perfluoroalkyl substances in surface waters - A

snapshot survey from 22 developing countries. **Chemosphere**, Netherlands, v. 273, p. 1-8, 2021.

BACH, C.; DAUCHY, X.; BOITEUX, V.; COLIN, A.; HEMARD, J.; SAGRES, V.; ROSIN, C.; MUNOS, J-F. The impact of two fluoropolymer manufacturing facilities on downstream contamination of a river and drinking water resources with per- and polyfluoroalkyl substances. **Environmental Science and Pollution Research International**, Germany, v. 24, p. 4916–4925, 2017.

BAO, J.; LIU, W.; LIU, L.; JIN, Y.; DAI, J.; RAN, X.; ZHANG, Z.; TSUDA, S. Perfluorinated compounds in the environment and the blood of residents living near fluorochemical plants in Fuxin, China. **Environmental Science & Technology**, USA, v. 45, p. 8075–8080, 2011.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução nº 499, de 6 de outubro de 2020**. Estabelece diretrizes gerais para avaliação da qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 08 out. 2020.

BUCK, R. C.; FRANKLIN, J.; BERGER, U.; CONDER, J. M.; COUSINS, I. T.; DE VOOGT, P.; JENSEN, A. A.; KANNAN, K.; MABURY, S.; VAN LEEUWEN, S. P. J. Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl substances in the environment: terminology, classification, and origins. **Integrated Environmental Assessment and Management**, USA, v. 7, n. 4, p. 513–541, 2011.

CÁÑEZ, T. T.; GUO, B.; MCINTOSH, J. C.; BRUSSEAU, M. L. Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in groundwater at a reclaimed water recharge facility. **The Science of the Total Environment**, Netherlands, v. 791, p. 1-13, 2021.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Planilhas para Avaliação de Risco em Áreas Contaminadas sob Investigação**. CETESB, 2020. Disponível em: <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/documentacao/planilhas-para-avaliacao/>. Acesso em: 11 maio 2025.

CETESB - Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. **Planilhas para Avaliação de Risco**. 2024. Disponível em <https://cetesb.sp.gov.br/areas-contaminadas/documentacao/planilhas-para-avaliacao/>. Acesso em: 10 fev. 2025.

COUSINS, I. T.; JOHANSSON, J. H.; SALTER, M. E.; SHA, B.; SCHERINGER, M. Outside the safe operating space of a new planetary boundary for per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). **Environmental Science & Technology**, USA, v. 56, p. 11172–11179, 2022.

FIEDLER, H.; SADIA, M.; BAABISH, A.; SOBHANEI, S. Perfluoroalkane substances in national samples from global monitoring plan projects (2017-2019). **Chemosphere**, Netherlands, v. 307, p. 1-13, 2022.

GIESY, J. P.; KANNAN, K. Global distribution of perfluorooctane sulfonate in wildlife. **Environmental Science & Technology**, USA, v. 35, n. 7, p. 1339–1342, 2001.

GILLJAM, J. L.; LEONEL, J.; COUSINS, I. T. BENSKIN, J. P. Is ongoing sulfluramid use in South America a significant source of perfluorooctanesulfonate (PFOS)? Production inventories, environmental fate, and local occurrence. **Environmental Science & Technology**, USA, v. 50, p. 653–659, 2016.

GUIDA, Y.; TORRES, F. B. M.; BARIZON, R. R. M.; ASSALIN, M. R.; ROSA, M. A. Confirming sulfluramid (EtFOSA) application as a precursor of perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) in Brazilian agricultural soils. **Chemosphere**, UK, v. 325, p. 1–8, 2023.

HAUSER-DAVIS, R. A.; BORDON, I. C.; KANNAN, K.; MOREIRA, I.; QUINETE, N. Perfluoroalkyl substances associations with morphometric health indices in three fish species from differentially contaminated water bodies in Southeastern Brazil. **Environmental Technology & Innovation**, Netherlands, v. 21, p. 1-9, 2021.

HEBERER, T. Occurrence, fate, and assessment of polycyclic musk residues in the aquatic environment of urban areas – A review. **Acta hydrochi-**

mica et hydrobiologica, Germany, v. 30, n. 5–6, p. 227–243, 2002.

ITRC – Interstate Technology Regulatory Council. **Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS)**. 2023a. Disponível em <https://pfas-1.itrcweb.org/wp-content/uploads/2023/12/Full-PFAS-Guidance-12.11.2023.pdf>. Acesso em: 13 mar. 2025.

ITRC – Interstate Technology Regulatory Council. **Destino e Transporte de Substâncias Per e Polifluoraaquiladas (PFAS)**. 2023b. Disponível em https://pfas-1.itrcweb.org/wp-content/uploads/2023/01/Destino_Transporte_port_Set2023-FI.pdf. Acesso em: 13 maio 2025.

JENSEN, A. A.; LEFFERS, H. Emerging endocrine disrupters: perfluoroalkylated substances. **International Journal of Andrology**, UK, v. 31, p. 161–169, 2008.

KAISER, A-M.; FORSTHUBER, M.; ARO, R.; KARMAN, A.; GUNDAKER, C.; ZEISLER, H.; FOESSLEITNER, P.; SALZER, H.; HARTMANN, C.; UHL, M.; YEUNG, L. W. Y. Extractable organo fluorine analysis in pooled human serum and placental tissue samples from an Austrian subpopulation - a mass balance analysis approach. **Environmental Science & Technology**, USA, v. 55, p.9033-9042, 2021.

KEMI - Swedish Chemicals Agency. **Report from a government assignment. Occurrence and use of highly fluorinated substances and alternatives**. Article number: 361 164, 112pp, 2015.

KOURTCHEV, I. SEBBEN, B. G.; BOGUSH, A.; GODOI, A. F. I.; GODOI, R. H. M. Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in urban PM2.5 samples from Curitiba, Brazil. **Atmospheric Environment**, Netherlands, v. 309, p. 1–6, 2023.

KOURTCHEV, I.; SEBBEN, B. G.; BRILL, S.; BARBOSA, C. G. G.; WEBER, B.; FERREIRA, R. R.; D'OLIVEIRA, F. A. F.; DIAS-JUNIOR, C. Q.; POPOOÇA, O. A. M.; WILLIAMA, J.; POHLKER, C.; GODOI, R. H. M. Occurrence of a “forever chemical” in the atmosphere above pristine Amazon Forest. **Science of The Total Environment**, Netherlands, v. 944, p. 1–8, 2024.

KURWADKAR, S.; DANE, J.; KANEL, S. R.; DADA-GOUDA, M. N.; CAWDREY, R. W.; AMBADE, B.; STRUCKHOFF, G. C.; WILKIN, R. Per- and polyfluoroalkyl substances in water and wastewater: A critical review of their global occurrence and distribution. **Science of the Total Environment**, Netherlands, v. 809, p. 1-19, 2022.

LAPWORTH, D. J.; BARAN, N.; STUART, M. E.; WARD, R.S. Emerging organic contaminants in groundwater: a review of sources, fate and occurrence. **Environmental Pollution**, Netherlands, v. 163, p. 287-303, 2012.

LEONEL, J.; KANNAN, K.; TAO, L.; FILLMANN, G.; MONTONE, R. C. A baseline study of perfluorochemicals in Franciscana dolphin and Subantarctic fur seal from coastal waters of Southern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, UK, v. 56, p. 770–797, 2008.

LEONEL, J.; NASCIMENTO, R.; MIRANDA, D. Compostos perfluorados: uma ameaça ao oceano limpo. **Química Nova**, Brasil, v. 46, n. 6, 2023.

LI, Y.; OLIVER, D. P.; KOOKANA, R. S. A critical analysis of published data to discern the role of soil and sediment properties in determining sorption of per and polyfluoroalkyl substances (PFASs). **Science of the Total Environment**, Netherlands, v. 628–629, p. 110–120, 2018.

MACHADO, K. C.; GRASSI, M. T.; VIDAL, C.; PESCARA, I. C.; JARDIM, W.F.; FERNANDES, A. N.; SODRÉ, F.F.; ALMEIDA, F. V.; SANTANA, J. S.; CANELA, M. C.; NUNES, C. R. O.; BICHINHO, K. M.; SEVERO, F. J.R. A preliminary nationwide survey of the presence of emerging contaminants in drinking and source waters in Brazil. **Science of the Total Environment**, Netherlands, v. 572, p. 138–146, 2016.

MADEIRA, C. L.; ACAYABA, R. D.; SANTOS, V. S.; VILLA, J. E. L.; JACINTO-HERNANDEZ, C.; AZEVEDO, J. A. T.; ELIAS, V. O.; MONTAGNER, C. C. Uncovering the impact of agricultural activities and urbanization on rivers from the Piracicaba,

Capivari, and Jundiaí basin in São Paulo, Brazil: A survey of pesticides, hormones, pharmaceuticals, industrial chemicals, and PFAS. **Chemosphere**, UK, v. 341, p. 1–10, 2023.

MIRANDA, D. A.; ABESSA, D. M. S.; MOREIRA, L. B.; MARANHO, L. A.; OLIVEIRA, L. G.; BENSKIN, J. P.; LEONEL, J. Spatial and temporal distribution of perfluoroalkyl substances (PFAS) detected after an aqueous film forming foam (AFFF) spill. **Marine Pollution Bulletin**, UK, v. 204, p. 1–7, 2024.

MIRANDA, D.; BENSKIN, J. P.; AWAD, R.; LEPOINT, G.; LEONEL, J.; HATJE, V. Bioaccumulation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in a tropical estuarine food web. **Science of the Total Environment**, Netherlands, v. 754, p. 1–11, 2021.

MOODY, C.A.; HEBERT, G. N.; STRAUSS, S. H.; FIELD, J. A. Occurrence and persistence of perfluorooctanesulfonate and other perfluorinated surfactants in groundwater at a firetraining area at Wurtsmith Air Force Base, Michigan. **Journal of Environmental Monitoring**, UK, v.2, p. 341–345, 2003.

NASCIMENTO, R. A.; NUNOO, D. B. O.; BIZKAR-GUENAGA, E.; SCHULTES, L.; ZABALETA, I.; BENSKIN, J. P.; SPANÓ, S.; LEONEL, J. Sulfluramid use in Brazilian agriculture: A source of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) to the environment. **Environmental Pollution**, UK, v. 242, p. 1436–1443, 2018.

NICKERSON, A.; RODOWA, A. E.; ADAMSON, T.; FIELD, A. J.; KULKARNI, P. R.; KORNUC, J. J.; HIGGINS, C. P. Spatial trends of anionic, zwitterionic, and cationic PFASs at an AFFF-impacted site. **Environmental Science & Technology**, USA, v. 55, p. 313–323, 2021.

POZO, K., MOREIRA, L. B.; KARASKOVA, P.; PRIBYLOVÁ, P.; KLÁNOVA, J.; CARVALHO, M. U.; MARANHO, L. A.; ABESSA, D. M. S. Using large amounts of firefighting foams releases per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) into estuarine environments: A baseline study in Latin America. **Marine Pollution Bulletin**, UK, v. 182, p. 1–8, 2022.

QUINETE, N.; WU, Q.; ZHANG, T.; YUN, S. H.; MOREIRA, I.; KANNAN, K. Specific profiles of perfluorinated compounds in surface and drinking waters and accumulation in mussels, fish, and dolphins from southeastern Brazil. **Chemosphere**, Netherlands, v. 77, p. 863–869, 2009.

RICART, M.; GUASCH, H.; ALBERCH, M.; BARCELÓ, D.; BONNINEAU, C.; GEISZINGER, A.; LA FARRÉ, M.; FERRER, J.; RICCIARDI, F.; ROMANÍ, A. M.; MORIN, S.; PROIA, L.; SALA, L.; SUREDA, D.; SABATER, S. Triclosan persistence through wastewater treatment plants and its potential toxic effects on river biofilms. **Aquatic toxicology**, Netherlands, v. 100, n. 4, p. 346–353, 2010.

RICHARDSON, S. D.; MANASFI, T. Water analysis: emerging contaminants and current issues. **Analytical Chemistry**, USA, v. 96, n. 20, p. 8184–8219, 2024.

RODRIGUES, D. A. S.; STARLING, M. C. V. M.; BARROS, A. L. C.; SANTOS, M. C.; SILVA, E. S.; VIANA, G. C. C.; RIBEIRO, L. F. S.; SIMCIK, M. F. AMORIM, C. C. Occurrence of antibiotics, hormones and PFAS in surface water from a Nile tilapia aquaculture facility in a Brazilian hydroelectric reservoir. **Chemosphere**, UK, v. 352, p. 1–9, 2024.

ROVIRA, J.; MARTINEZ, M. A.; SHARMA, R. P.; ESPIUS, T.; NADAL, M.; KUMAR, V.; COSTOPOULOS, D.; VASSILIADOU, I.; LEONDIADIS, L.; DOMINGO, J. L.; SCHUHMACHER, M. Prenatal exposure to PFOS and PFOA in a pregnant women cohort of Catalonia, Spain. **Environmental Research**, Netherlands, v. 175, p. 384–392, 2019.

SANTOS, A. S. E.; MEYER, A.; DABKIEWICZ, V. E.; CÂMARA, V. M.; ASMUS, C. I. R. F. Serum levels of perfluorooctanoic acid and perfluorooctane sulfonic acid in pregnant women: maternal predictors and associations with birth outcomes in the PIPA Project. **Journal of Obstetrics and Gynaecology Research**, UK, v. 47, n. 9, p. 3107–3118, 2021.

SCHWANZ, T. G.; LLORCA, M. FARRÉ, M.; BARCELÓ, D. Perfluoroalkyl substances assessment in drinking waters from Brazil, France and Spain.

Science of The Total Environment, Netherlands, v. 539, p. 143–152, 2016.

SHEARER, J. J.; CALLAHAN, C. L.; CALAFAT, A. M.; HUANG, W.; JONES, R. R.; SABBISTTI, V. S.; FREEDMAN, N. D.; SAMPSON, J. N.; SILVERMAN, D. T.; PURDUE, M. P.; HOFMANN, J. N. Serum concentrations of per- and polyfluoroalkyl substances and risk of renal cell carcinoma. **Journal of the National Cancer Institute**, UK, v. 113, n. 5, p. 580–587, 2021.

SOUZA, M. C. O.; SARAIVA, M. C. P.; HONDA, M.; BARBIERI, M. A.; BETTIOL, H.; BARBOSA, F.; KANNAN, K. Exposure to per- and polyfluorinated alkyl substances in pregnant Brazilian women and its association with fetal growth. **Environmental Research**, USA, v. 187, p. 1-7, 2020.

STARLING, M. C. V. M.; RODRIGUES, D. A. S.; MIRANDA, G. A.; JO, S.; AMORIM, C. A.; ANKLEY, G. T.; SIMCIK, M. Occurrence and potential ecological risks of PFAS in Pampulha Lake, Brazil, a UNESCO world heritage site. **Science of the Total Environment**, Netherlands, v. 948, p. 1-10, 2024.

STEFANO, P. H. P.; ROISENBERG, A.; ACAYABA, R. D.; ROQUE, A. P.; BANDORIA, D. R.; SOARES, A. MONTAGNER, C. C. Occurrence and distribution of per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in surface and groundwaters in an urbanized and agricultural area, Southern Brazil. **Environmental Science and Pollution Research**, Germany, v. 30, n. 3, p. 6159–6169, 2022.

STUART, M.; LAPWORTH, D.; CRANE, E.; HART, A. Review of risk from potential emerging contaminants in UK groundwater. **Science of the Total Environment**, Netherlands, v. 416, p. 1–21, 2012.

SUI, QIAN.; CAO, X.; LU, S.; ZHAO, W.; QIU, Z.; YU, G. Occurrence, sources and fate of pharmaceuticals and personal care products in the groundwater: a review. **Emerging Contaminants**, China, v. 1, n. 1, p. 14–24, 2015.

TORRES, F. B. M.; GUIDA, Y.; WEBER, R.; TORRES, J. P. M. Brazilian overview of per- and polyfluoro-

alkyl substances listed as persistent organic pollutants in the Stockholm convention. **Chemosphere**, UK, v. 291, p. 1–9, mar. 2022.

UNEP - United Nations Environment Programme. **The new POPs under the Stockholm Convention**. 2023. Disponível em <https://chm.pops.int/TheConvention/ThePOPs/TheNewPOPs/tabid/2511/Default.aspx>. Acesso em: 10 de fev. 2025.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Basic Information on PFAS**. 2021. Disponível em <https://www.epa.gov/pfas/basic-information-pfas>. Acesso em: 15 jan. 2025.

USEPA – United States Environmental Protection Agency. **Regional Screening Levels (RSLs) - Generic Tables**. 2024. Disponível em <https://www.epa.gov/risk/regional-screening-levels-rsls-generic-tables>. Acesso em: jan. 2025.

VÉLEZ, V. P. P.; ESQUIVEL-HERNADEZ, G.; CIPRIANI-AVILA, I.; MORA-ABRIL, E.; CISNEROS, J. F.; ALVARADO, A.; ABRIL-ULLOA, V. Emerging Contaminants in trans-American waters. **Revista Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, Brazil, v. 14, n. 6, p. 1 - 26, 2019.

WANG, B.; YAO, Y.; CHEN, H.; CHANG, S.; TIAN, Y.; SUN, H. Per- and polyfluoroalkyl substances and the contribution of unknown precursors and short-chain (C2-C3) perfluoroalkyl carboxylic acids at solid waste disposal facilities. **Science of the Total Environment**, Netherlands, v. 705, p. 1-10, 2020.

XIAO, F.; SIMCIK, M. F.; HALBACH, T. R.; GULLIVER, J. S. Perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) in soils and groundwater of a U.S. metropolitan area: migration and implications for human exposure. **Water Research**, Netherlands, v. 72, p. 64–74, 2015.