

UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
Instituto de Ciências Agrárias
Programa de Pós Graduação em Recursos Hídricos e Ambientais

Felipe Antônio Ribeiro de Souza

**REVISÃO SISTEMÁTICA DA PRESENÇA DE PFAS EM ÁGUA, SOLO E
MATRIZES BIÓTICAS NO BRASIL**

Montes Claros
2025

Felipe Antônio Ribeiro de Souza

**REVISÃO SISTEMÁTICA DA PRESENÇA DE PFAS EM ÁGUA, SOLO E
MATRIZES BIÓTICAS NO BRASIL**

Monografia de especialização apresentada ao Instituto de Ciência Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial para obtenção do título de Especialista em Recursos Hídricos e Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Charles Martins
Aguilar

Montes Claros

2025

Souza, Felipe Antônio Ribeiro de.

S719r
2025

Revisão sistemática da presença de PFAS em água, solo e matrizes bióticas no Brasil [manuscrito] / Felipe Antônio Ribeiro de Souza. Montes Claros, 2025.
53 f.: il.

Monografia (especialização) - Área de concentração em Recursos Hídricos e Ambientais. Universidade Federal de Minas Gerais / Instituto de Ciências Agrárias.

Orientador(a): Charles Martins Aguilar.

Banca examinadora: Charles Martins Aguilar, Ivan Pires de Oliveira, Ulisses Alves Pereira.

Inclui referências: f. 45-53.

1. Água potável - Contaminação - Teses. 2. Solos - Poluição - Teses. 3. Impacto ambiental - Teses. I. Aguilar, Charles Martins. II. Universidade Federal de Minas Gerais. Instituto de Ciências Agrárias. III. Título.

CDU: 556.1



UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
ESPECIALIZAÇÃO EM RECURSOS HÍDRICOS E AMBIENTAIS

FOLHA DE APROVAÇÃO

REVISÃO SISTEMÁTICA DA PRESENÇA DE PFA'S EM ÁGUA, SOLO E MATRIZES BIÓTICAS NO BRASIL

FELIPE ANTÔNIO RIBEIRO DE SOUZA

Trabalho Final de Curso de Especialização (TFCE) submetido à Comissão de Avaliação designada pela Comissão de Coordenação do curso de Especialização em Recursos Hídricos e Ambientais, como requisito parcial para obtenção do título de Especialista em Recursos Hídricos e Ambientais.

TFCE aprovado no dia dezoito de julho do ano 2025 pela comissão de avaliação constituída pelos membros:

Charles Martins Aguilár
Orientador - ICA/UFMG

Ivan Pires de Oliveira
Avaliador - ICA/UFMG

Ulisses Alves Pereira
Avaliador - ICA/UFMG

Montes Claros, data da assinatura eletrônica.

Dalton Rocha Pereira
Coordenador de Pós-graduação *Lato Sensu*



Documento assinado eletronicamente por **Dalton Rocha Pereira, Coordenador(a) de curso de pós-graduação**, em 20/08/2025, às 13:05, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 5º do [Decreto nº 10.543, de 13 de novembro de 2020](#).



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site https://sei.ufmg.br/sei/controlador_externo.php?acao=documento_conferir&id_orgao_acesso_externo=0, informando o código verificador 4466941 e o código CRC 7D3BA904.

RESUMO

Os PFAS, substâncias per e polifluoroalquil, são uma classe de compostos orgânicos sintéticos de alta persistência com uso desde 1940. Desde sua descoberta, estima-se que já foram produzidos 4000 PFAS. Por serem compostos muito estáveis, o uso de PFAS traz grandes problemas ambientais como a bioacumulação e a bioampliação, pois não são facilmente degradados no ambiente. Sendo assim, este estudo tem como objetivo entender as principais fontes de contaminação por PFAS no contexto brasileiro e sua dinâmica de ocorrência no meio ambiente e entender melhor sobre as técnicas de tratamento desenvolvidas e quais são aplicáveis e pertinentes para o contexto do país, visto que as diferenças na matriz de contaminante e na qualidade prévia da água pode interferir nos resultados de remediação esperados. O Brasil não produz nenhum tipo de PFOS e o uso atual desse composto está restrito à produção de inseticidas para controle de formigas. No entanto, segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, há cerca de 400.000 empresas nos quais os PFAS podem estar sendo utilizados em suas cadeias produtivas. Há uma carência de estudos que realizem a investigação da presença de PFAS no contexto brasileiro. Os estudos no tratamento de PFAS se concentram na separação do contaminante da fase aquosa e há poucos trabalhos que avaliam a remoção química dos compostos e a remoção em água é realizada comumente com a utilização de filtros de carbono ativado. Estudos realizados demonstraram a presença de PFAS em diferentes compartimentos do meio biótico como em raízes e folhas de plantas, órgãos de animais e sangue humano, além da identificação dos efeitos da exposição ao PFAS em plantas e animais.

Palavras-chave: PFAS no Brasil; contaminação da água e solo; remediação ambiental; revisão sistemática.

ABSTRACT

PFAS, per- and polyfluoroalkyl substances, are a class of highly persistent synthetic organic compounds that have been in use since 1940. Since their introduction, an estimated 4,000 PFAS have been produced. As they are very stable compounds, the use of PFAS causes major environmental problems such as bioaccumulation and biomagnification, as they are not easily degraded in the environment. Therefore, this study aims to understand the main sources of PFAS contamination in the Brazilian context and its dynamics of occurrence in the environment, as well as to better understand the treatment techniques that have been developed and which are applicable and appropriate for the Brazilian context, since differences in the contaminant matrix and in the water's quality prior to treatment can interfere with the expected remediation results. Brazil does not produce any type of PFOS, and the current use of this compound is restricted to the production of insecticides for ant control. However, according to the Brazilian Institute of Geography and Statistics, there are about 400,000 companies in which PFAS may be used in their production chains. There is a lack of studies investigating the presence of PFAS in the Brazilian context. Studies on PFAS treatment focus on separating the contaminant from the aqueous phase, and there are few studies evaluating the chemical removal of the compounds. Removal in water is commonly performed using activated carbon filters. Studies have demonstrated the presence of PFAS in different compartments of the biotic environment, such as plant roots and leaves, animal organs, and human blood, in addition to identifying the effects of PFAS exposure on plants and animals.

Keywords: PFAS in Brazil; water and soil contamination; environmental remediation; systematic review.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Fluxograma esquemático das principais classes de PFAS.....	15
Figura 2 – Estruturas químicas simplificadas do PFHxA, PFOA, EtFOSA, FOSA, PFBS e PFOS	15
Figura 3 – Esquema simplificado da formação de FOSA e PFOS a partir do <i>N</i> -EtFOSA	18
Figura 4 - Etapas básicas do processo de extração por fase sólida (EFS) para análise de PFAS em matriz aquosa.....	21
Figura 5 - Esquema simplificado do tratamento de efluente com carvão ativado	28
Figura 6 - Processo esquemático simplificado do tratamento de PFAS por eletrocoagulação	29
Figura 7 - Esquematização simplificada do processo de fotodegradação de PFAS .	30
Figura 8 - Principais vias de contaminação do solo por PFAS	40
Figura 9 - Resumo dos impactos dos PFAS na saúde humana	44

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Compostos PFAS que possuem metodologia de análise validada pela EPA para os métodos (U.S. EPA, 2020) e (U.S. EPA, 2021).....	26
Tabela 2 - Nível máximo de contaminante estabelecido pela USEPA, 2024 para água potável.....	32
Tabela 3 - Limites orientadores para PFAS definidos pela EU 2020/2184 para água potável.....	33

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CAPES	Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior
CETESB	Companhia Ambiental do Estado de São Paulo
CG	Cromatografia Gasosa
DNA	Deoxyribonucleic Acid
EFS	Extração por Fase Sólida
ETA	Estação de tratamento de água
EtFOSA	<i>N-Ethyl Perfluorooctane Sulfonamide</i>
FES	Fluoração Eletroquímica de Simons
FOSA	<i>Perfluorooctane Sulfonamide</i>
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
MS	<i>Mass Spectrometry</i>
PCJ	Rios da bacia de Piracicaba, Capivari e Jundiá
PFAAs	<i>Perfluoroalkyl Acids</i>
PFAS	<i>Per- and Polyfluoroalkyl Substances</i>
PFHxS	<i>Perfluorohexanesulfonic acid</i>
PFOA	<i>Perfluorooctanoic Acid</i>
PFOS	<i>Perfluorooctanesulfonic Acid</i>
PFOSI	<i>Perfluorooctane Sulfonamide Isopropanol</i>
TSCA	<i>Toxic Substances Control Act</i>
UPLC	<i>Ultra-Performance Liquid Chromatography</i>
USEPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
UV	Ultravioleta

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	11
2. REFERENCIAL TEÓRICO	14
2.1 Classificação dos PFAS	14
2.2 Utilização e presença dos PFAS no mundo	16
2.3 Presença dos PFAS no Brasil	18
2.4 Métodos analíticos	19
2.4.1 Amostragem, preservação e armazenamento.	20
2.4.2 Extração	21
2.4.3 Princípios da Cromatografia	22
2.4.4 Métodos Cromatográficos	23
2.4.5 Métodos de análise	24
2.5 Tratamento de água para remoção de pfas	27
2.6 Limites regulatórios	31
3. METODOLOGIA	34
4. RESULTADOS E DISCUSSÃO	35
4.1 Ocorrência de PFAS no Brasil	35
4.2 Presença em água	36
4.3 Presença no solo	39

4.4	Presença no meio biótico.....	41
4.4.1	Presença em plantas	42
4.4.2	Presença em animais	43
4.4.3	Presença em humanos	43
5.	CONCLUSÃO	45
6.	REFERÊNCIAS	47

1. INTRODUÇÃO

Os PFAS, substâncias per e polifluoroalquil, são uma classe de compostos orgânicos sintéticos de alta persistência. Seu uso é conhecido desde a década de 1940, por conta de sua versatilidade e estabilidade. São compostos com caráter hidrofóbico e por isso são utilizados em embalagens de comida, materiais antiaderente, protetores de superfície, retardante de chama em tecidos e principalmente em espuma de combate ao incêndio. (STEFANO *et al.*, 2023).

É estimado segundo a Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (USEPA) que no mundo mais de 4000 PFAS foram produzidos e comercializados desde a sua descoberta (USEPA *et al.*, 2021). Além disso, é destacado que nas primeiras duas décadas dos anos 2000 cerca de 1000 compostos de PFAS foram listados no inventário de substâncias químicas do TSCA (USEPA's Toxic Substances Control Act) e metade seguem ativamente sendo comercializados.

Há diversas categorias de PFAS, sendo os mais comuns PFOA (ácido perfluorooctanóico) e PFOS (perfluorooctanossulfonato). Os efeitos do PFAS na saúde humana são muito diversos e o conhecimento atual da toxicidade é baseada em um pequeno número de moléculas estudadas. (COUSINS *et al.*, 2020). No entanto, sabe-se que os PFOA e PFOS são danosos à saúde de mamíferos prejudicando o desenvolvimento e reprodução. (BARBOSA MACHADO TORRES *et al.*, 2022).

A estabilidade e versatilidade que auxiliaram a popularização do uso de PFAS trazem grandes problemas ambientais. A bioacumulação e a biomagnificação são problemas ambientais e biológicos que podem ser citados e são causados pela grande resistência a degradação no ambiente e no metabolismo dos organismos. (COUSINS *et al.*, 2020). A bioacumulação ocorre quando a concentração de PFAS aumenta no organismo do indivíduo ao longo do tempo devido a diferença entre a ingestão e a excreção, enquanto a biomagnificação é o aumento da concentração do contaminante ao longo da cadeia trófica (MIRANDA, D. de A., 2021). Em linhas gerais, a estabilidade desses compostos pode ser explicada pela presença de cadeias de perfluoroalquil.

Há diferentes estudos que já apresentam resultados dos prejuízos das contaminações de PFAS nos seres humanos e no meio ambiente. Foi encontrado que, a presença de PFAS no solo pode comprometer o crescimento das plantas dificultando a formação de sementes e retardando o processo reprodutivo (DICKMAN; AGA, 2022). Além disso, nos animais a presença de PFAS pode induzir a redução na resposta imunológica e comprometer a produção de hormônios (DICKMAN; AGA, 2022). Ademais, pelo fato de serem compostos persistentes no ambiente há também a chance de haver biomagnificação. (DIXIT *et al.*, 2019)

Há atualmente uma grande dificuldade em se detectar os compostos de PFAS nas diferentes matrizes e que podem ser explicadas por dois fatores. O primeiro é que os PFAS são compostos no qual o potencial poluidor está na alta persistência no ambiente e não devido ao fato de estarem presentes em concentrações elevadas e isso acaba exigindo técnicas de alta sensibilidade. O segundo motivo é o fato de existir uma gama muito grande de moléculas necessitando de metodologias de análise específicas para cada uma delas.

Em relação ao tratamento, a remoção de PFAS de águas é realizada comercialmente com a utilização de filtros de carbono ativado. No entanto, há uma limitação na remoção de compostos com cadeia carbônica curta. (MILITAO *et al.*, 2021) Os estudos no tratamento de PFAS se concentram na separação do contaminante da fase aquosa e há poucos trabalhos que avaliam a remoção química dos compostos da água.

Em relação a água potável, os compostos de PFAS representam uma grande preocupação visto que as estações de tratamento de água (ETA) não são projetadas, portanto, incapazes de remover esse tipo de contaminante. (DIXIT *et al.*, 2019). O estudo de (DIXIT *et al.*, 2019) mostrou que a resina Purolite® A860 foi capaz de remover PFOA e PFOS na solução em níveis menores que o limite preconizado nos guias da USEPA.

O estudo de (BARBOSA MACHADO TORRES *et al.*, 2022) apresenta que, apesar do tema de grande relevância, há ainda uma carência de dados e estudos dessa classe de contaminantes do Brasil. Ademais, é apresentado que há cerca de 10

trabalhos sobre o assunto no país. No entanto, destes trabalhos, apenas os trabalhos de QUINETE *et al.*, 2009, LÖFSTEDT GILLJAM *et al.*, 2016, SCHWANZ *et al.*, 2016 e NASCIMENTO *et al.*, 2018 estão relacionados com a ocorrência em águas.

Dessa forma, é proposto para esse trabalho final de conclusão de especialização em Recursos Hídricos e Ambientais um levantamento bibliográfico com o objetivo de realizar uma pesquisa exploratória sobre a presença e ocorrência de PFAS em água, solo e matrizes biológicas no Brasil.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

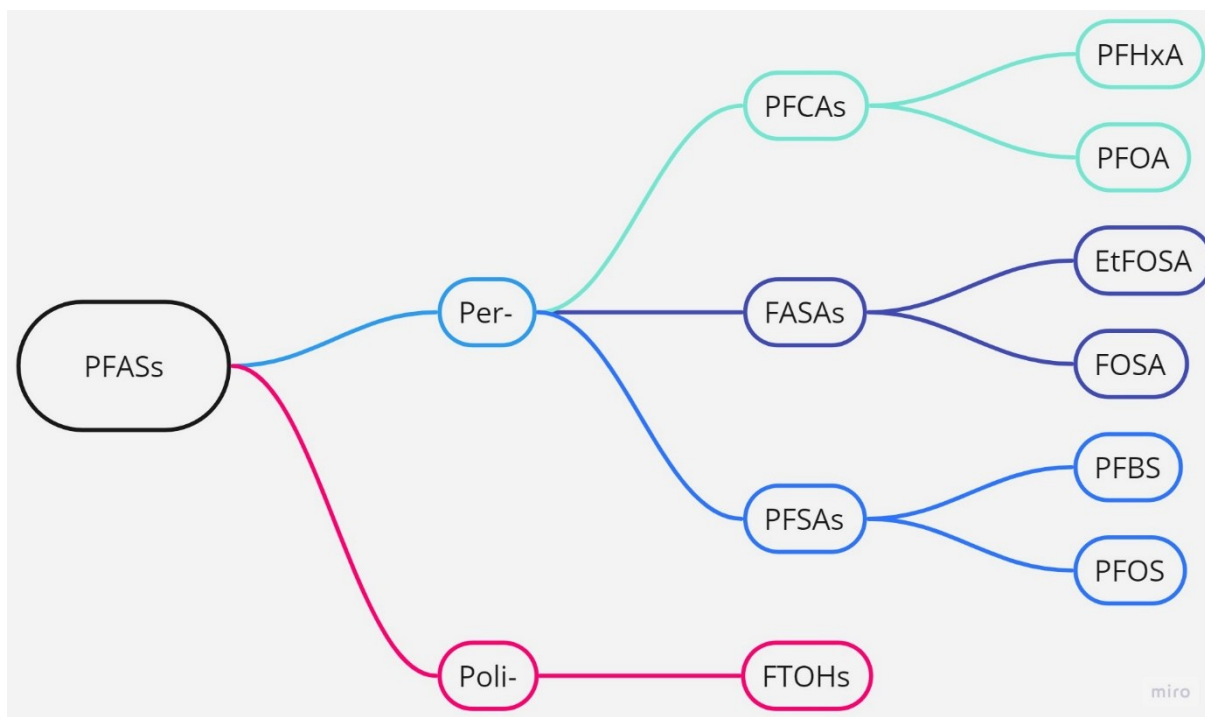
2.1 CLASSIFICAÇÃO DOS PFAS

Os PFAS podem ser entendidos como um grupo de compostos orgânicos alifáticos que possuem os hidrogênios ligados ao carbono parcialmente ou completamente substituídos por flúor (LU *et al.*, 2020). Os compostos mais comuns encontrados no meio ambiente e comercialmente são o PFOS (ácido perfluorooctano sulfônico) e o PFOA (ácido perfluorooctanóico).

Apesar das ligações hidrogênio carbono terem sido modificadas para ligações flúor carbono o caráter hidrofóbico é mantido. A produção dos PFAS, de uma forma geral, é realizada com base no processo conhecido como Fluoração Eletroquímica de Simons (FES). Esse processo consiste na utilização de uma corrente elétrica passando entre um anodo e um catodo presente dentro de uma solução de hidrocarbonetos na presença de fluoreto de hidrogênio (PEARLSON, 1986).

O estudo de (MIRANDA, D. de A., 2021) apresenta de forma didática a lógica por trás de cada sigla dos compostos de PFAS e um resumo gráfico é apresentado na Figura 1. Primeiro é importante entender que as cadeias dos PFAS possuem uma equação básica de composição semelhante à dos hidrocarbonetos alifáticos em que a constituição básica de C_nH_{2n+1} é alterada para C_nF_{2n+1} . A primeira separação desse grupo é entre os per e os polifluoroalquilados, em que os perfluoroalquil são os compostos em que todos os hidrogênios são substituídos por flúor e os polifluoroalquil os compostos quem possuem ao menos um hidrogênio substituído por flúor.

Figura 1 - Fluxograma esquemático das principais classes de PFAS



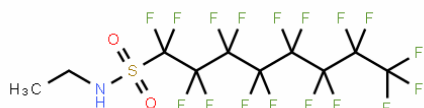
Fonte: Autor. Adaptado de MIRANDA, D. de A., 2021

Após essa segregação, o grupo funcional ligado à essa cadeia carbônica define o agrupamento dos compostos, além de conferir diferentes propriedades físico-química aos PFAS. Os grupos funcionais mais comuns são os ácidos carboxílicos (PFCAs), ácidos sulfônicos (PFSA's), álcoois (FTOHs) e sulfonoamidas (FASAs), (MIRANDA, D. de A., 2021). O caráter hidrofílico dos PFAS é proveniente dos grupos funcionais ligados à cadeia carbônica modificada, inclusive são esses grupos funcionais os responsáveis pelos nomes de cada composto de PFAS. e que garantem que tenham ampla aplicabilidade comercial e industrial. (LU *et al.*, 2020). A Figura 2 apresenta um agrupamento das estruturas químicas simplificadas dos compostos listados na imagem anterior.

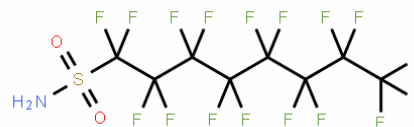
Figura 2 – Estruturas químicas simplificadas do PFHxA, PFOA, EtFOSA, FOSA, PFBS e PFOS



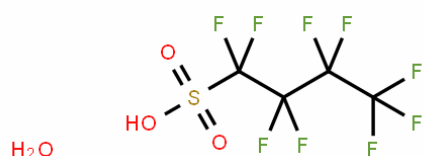
PFHxA



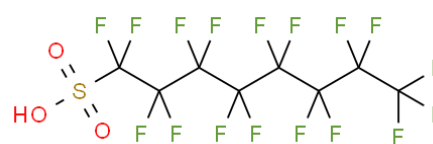
PFOA



EtFOSA



FOSA



PFBS

Fonte: <https://www.fluoropharm.com> (acesso em: 01/09/2025)

PFOS

Já a estabilidade dos PFAS pode ser explicada devido à força entre as ligações de carbono e flúor. A ligação entre C-F formada tem uma energia de 485 kJ.mol⁻¹ e um alto potencial de oxirredução ($E^0 = 3,6 \text{ V}$) (LU *et al.*, 2020). Essa combinação de propriedades explica a persistência e estabilidade desses compostos, pois o rompimento das ligações exige um grande aporte de energia. Além disso, isso explica o fato de os processos de tratamento, em sua maioria, focarem na remoção física dos PFAS do ambiente e não a sua degradação química, visto que a remoção física apenas promove a mudança de matriz em que o contaminante está, por exemplo da água para um lodo concentrado, enquanto a remoção química promove a degradação do contaminante.

2.2 UTILIZAÇÃO E PRESENÇA DOS PFAS NO MUNDO

A produção e comercialização dos compostos de PFAS iniciou-se na década de 40. Com o desenvolvimento da metodologia FES para a fluoração de hidrocarbonetos a produção de PFAS se tornou viável e permitiu que empresas, como 3M a maior produtora desses compostos no início do século XXI, utilizassem os PFAS em

produtos como revestimentos antiaderentes para painéis, embalagens para alimentos e polímeros em geral (LU *et al.*, 2020).

Rapidamente uma ampla gama de produtos foram manufaturados aproveitando ao máximo todas as vantagens estruturais dos PFAS. Na área militar e em indústrias a utilização de espumas supressoras de fogo e em produtos domésticos como embalagens de papel, revestimentos antiaderentes e impermeabilizantes (LU *et al.*, 2020; MIRANDA, D. de A., 2021).

Já foi identificada a presença desses contaminantes em diversas partes do globo em diferentes matrizes. O trabalho de (DA SILVA, 2017) apresenta dados da ocorrência de PFOS no oceano pacífico e em amostras biológicas de animais árticos. Em áreas militares, devido ao uso de espumas para contenção de incêndio, foram encontrados níveis de até 120 µg/L de PFOS em bases da força aérea em Michigan, Nevada e Flórida.

Há também estudos que apontam que a contaminação de água e solo por PFAS remontam desde o início de sua utilização. Um trabalho de testemunho de solos, identificou a presença de PFOS no solo do lago de Ontário no Canadá que pode remontar da década de 1950. Dessa forma, existe um grande esforço de pesquisadores na defesa de que os PFAS devem ser considerados como uma classe pelas agências reguladoras para que assim exista uma maior regulamentação e limitação da presença desses contaminantes no ambiente (MIRANDA, D. de A., 2021).

Após o surgimento de estudos sobre os efeitos dos PFAS, mais especificamente sobre os PFOA, na saúde humana, no início dos anos 2000 a 3M, naquele momento a maior fabricante desses compostos no mundo, de forma voluntária cessou utilização de PFAS de cadeia longa. Juntamente com a 3M, no ano de 2006 as 8 maiores produtoras de PFOA e seus precursores (Arkema, Asahi, BASF Corporation, Clariant, Daikin, Dyneon, DuPont, Solvay Solexis) também concordaram na interrupção da produção desses compostos químicos. (LU *et al.*, 2020; MIRANDA, D. de A., 2021)

2.3 PRESENÇA DOS PFAS NO BRASIL

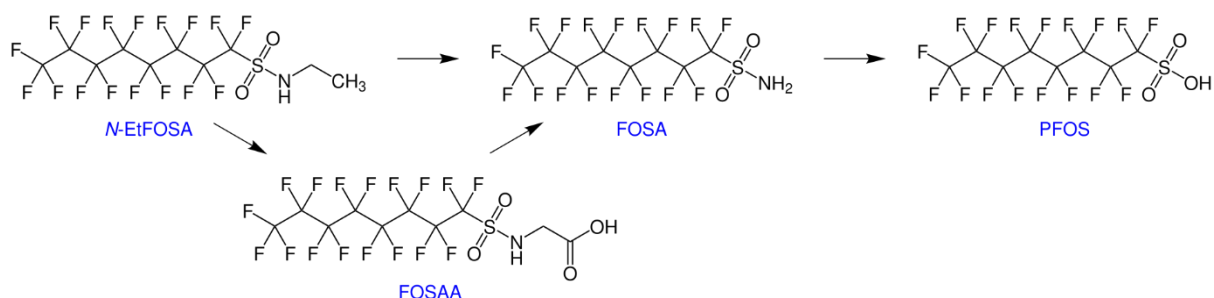
Os estudos e avaliações sobre a presença de PFAS em água subterrânea e superficial no Brasil são limitados. O estudo de BARBOSA MACHADO TORRES *et al.*, 2022 é apontado como sendo a primeira revisão bibliográfica sobre o tema tendo o Brasil como perspectiva. O trabalho mostra as movimentações iniciais do país no tema após a convenção de Estocolmo para poluentes orgânicos persistentes ratificada pelo Brasil em 2004.

O artigo de BARBOSA MACHADO TORRES *et al.*, 2022 ainda apresenta a dificuldade em se tratar do tema. No estudo é discutido um questionário realizado pelo Ministério do Meio Ambiente em que foi consultado cerca de 1300 instituições em busca de informações sobre a utilização de PFAS em suas cadeias produtivas, no entanto houveram apenas 3 respostas positivas em relação ao uso e posse desses compostos.

O primeiro trabalho avaliando a presença de PFAS no Brasil foi realizado em 2004, tendo como base amostras de sangue humano em que foi identificado a presença de PFOS, PFHxS, FOSA nas amostras analisada. Destaca-se que, também foi realizado ensaios para detecção de PFOA, mas os resultados retornaram valores menores que o limite de detecção do método (KANNAN *et al.*, 2004). Desde então, houveram alguns estudos levando em consideração as matrizes biológicas, de água e sedimento. No entanto, a ampla maioria desses estudos se concentram na região centro sul do país.

A Sulfluramida tem amplo uso no Brasil como formicida em plantações e apesar da constante busca pela substituição do uso desses compostos, a comercialização continua sendo realizada. A Sulfluramida é um insumo que tem como ingrediente ativo o *N*-EtFOSA, que é um composto que ainda carece de literatura que auxilie entender a degradação, detecção no ambiente e riscos biológicos. O *N*-EtFOSA é precursor da formação de diferentes compostos de PFAS, com a sua degradação resultando em FOSA e PFOS. O estudo de MEJIA AVENDAÑO; LIU, 2015 identificou a degradação da Sulfluramida nesses três compostos após 182 dias de experimento, em que 4% do EtFOSA se degradou em PFOS ao final do experimento.

Figura 3 – Esquema simplificado da formação de FOSA e PFOS a partir do *N*-EtFOSA



Fonte: (ZHANG *et al.*, 2021)

Além disso, no Brasil ainda é permitido o uso de alguns PFOS em espumas de controle a incêndio, em alguns processos de galvanoplastia e em produtos químicos para controle biológico (MIRANDA, D. de A., 2021).

Conforme supracitado, apesar de permitir a utilização desses contaminantes em alguns processos produtivos, o Brasil carece de materiais de referência de relevância que tenha os PFAS como objetivo de trabalho. Sendo assim, é importante e urgente que esse desenvolvimento da literatura seja realizado para que possa fomentar a discussão acerca desses contaminantes emergentes e possibilitar um melhor conhecimento sobre a ocorrência de PFAS em águas, solos e matrizes biológicas. Somente assim será possível elencar políticas públicas efetivas que permitam o estabelecimento de valores orientadores adequados ao país e ao correto monitoramento.

2.4 MÉTODOS ANALÍTICOS

Há hoje, uma grande dificuldade em analisar e detectar os PFAS nas mais diferentes matrizes devido ao elevado limite de quantificação dos métodos analíticos e baixas concentrações encontradas de PFAS. Para contornar esse tipo de situação há diversas etapas de preparo e concentração da amostra. Além disso, a detecção dos PFAS em matrizes reais exige uma metodologia analítica bem definida para o composto de interesse, pois devido à complexidade da constituição de águas naturais há diversos interferentes que podem mascarar a quantificação do PFAS.

2.4.1 Amostragem, preservação e armazenamento.

A amostragem deve ser realizada de forma criteriosa, para que não haja contaminações. Uma forma de avaliar as possíveis contaminações de campo é a utilização de amostras de branco e duplicatas. O branco pode ser entendido como sendo uma amostra de água deionizada ou ultrapura com os parâmetros físico-químicos conhecidos que é utilizada em campo para identificar contaminações devido ao ambiente e à má higienização dos equipamentos de amostragem como baldes, canecas e conchas de inox (CETESB, 2011). Já a duplicata é utilizada para mensurar a repetibilidade da amostragem em campo (CETESB, 2011) e é uma amostra coletada em duplicidade que é enviada ao laboratório para ser analisada juntamente da amostra original. A amostragem deve ser realizada com baldes e canecas de inox e para amostragem de água superficial, não ultrapassar 30 centímetros de profundidade (CETESB, 2011).

Já em relação ao acondicionamento e armazenamento das amostras os diferentes métodos indicam quais frascarias e preservantes. Para o método (U.S. EPA, 2020) de água potável é necessária a utilização de frascaria que permita a coleta de ao menos 250 ml em frasco de polipropileno e a preservação é realizada com 5 g.L⁻¹ de tampão Trizma. A amostra deve ser refrigerada à uma temperatura menor do que 10°C e devem ser extraídas em até 14 dias após a coleta, já os extratos devem ser analisados em até 28 dias.

Já a metodologia (U.S. EPA, 2021), referente à análise de PFAS em matrizes aquosas não potáveis, também sugere a utilização de frascos de polipropileno e indica que frascos de polietileno de alta densidade podem ser utilizados. Não há indicação no método da necessidade da utilização de preservantes, mas é necessária a refrigeração das amostras desde o momento da coleta em temperaturas menores do que 6°C. O prazo de preparo das amostras é de 14 dias e o prazo para análise é de 30 dias após o preparo.

Para a metodologia EPA OTM-42 (2021), para matrizes gasosas, o aparato de coleta utilizados é conhecido como *Sampling Train*, o qual consiste em um aparato composto por capilares, bombas e filtros utilizados na coleta de amostras gasosas. As

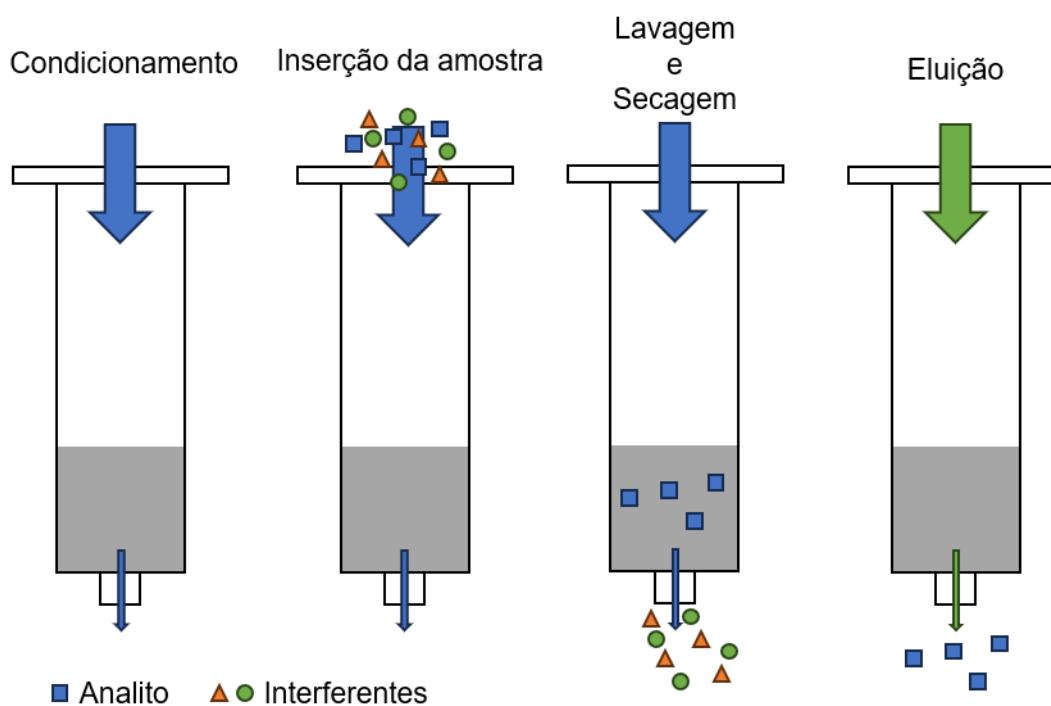
amostras devem ser armazenadas temporariamente no gelo à cerca de 4°C e no escuro.

2.4.2 Extração

A extração da amostra consiste num processo laboratorial que tem como objetivo separar um analito de interesse de uma mistura complexa de constituintes. Há uma grande dificuldade no estabelecimento de métodos de extração, visto que a afinidade do composto de interesse com solvente pode ser afetada por interferentes presentes nas diferentes matrizes. Além disso, é possível que o analito de interesse seja concentrado o que facilita a posterior detecção e análise (DA SILVA, 2017).

A extração por fase sólida (EFS) é composta por 4 etapas básicas. A primeira etapa é o condicionamento da membrana, que consiste no processo de ativação dos sítios de interação do material. Nesta etapa seleciona-se um solvente que tenha características similares ao do analito de interesse (C. ALMEIDA *et al.*, 2004).

Figura 4 - Etapas básicas do processo de extração por fase sólida (EFS) para análise de PFAS em matriz aquosa



Elaboração: Autor. Fonte DA SILVA, 2017

Após o preparo e condicionamento do enchimento da membrana ou cartucho, a amostra é introduzida para que possa ser extraído o analito de interesse. O processo de retenção no filtro se dá de acordo com as propriedades físico-químicas, como polaridade, e tipos de interações químicas dos constituintes da amostra e do enchimento utilizado.

Após a extração da amostra é importante realizar a lavagem e secagem do enchimento utilizado. Os interferentes da amostra, apesar de terem pouca ou nenhuma afinidade com a membrana eles podem ficar presos nos interstícios presentes no enchimento. Dessa forma, utiliza-se um solvente, que não possui afinidade com o analito de interesse, para eliminar os interferentes do enchimento (DA SILVA, 2017). Após essa etapa, o enchimento deve ser seco pela passagem de vácuo ou ao ambiente.

Para finalização do processo de extração, o analito de interesse retido no enchimento deve ser eluído, isto é, um solvente carrega esse composto e o dissolve em fase líquida novamente (C. ALMEIDA *et al.*, 2004). Para essa etapa, é importante a utilização de um solvente que tenha afinidade apenas com o analito de interesse, pois é possível que ainda existam interferentes aderidos no enchimento da membrana ou cartucho.

Associado à extração em fase sólida, os procedimentos laboratoriais geralmente realizam uma etapa conhecida como concentração da amostra. Para isto, no momento da eluição utiliza-se um volume menor de solvente do que o volume original de amostra, dessa forma a massa original de PFAS estará dissolvida em um menor volume, aumentando a concentração da amostra para análise.

2.4.3 Princípios da Cromatografia

A cromatografia é uma técnica desenvolvida no século XX que surgiu após experimentos do Botânico Mickhail Tswett com extrato de plantas (DA SILVA, 2017). Tswett percebeu que eram formadas manchas ao longo de um papel com diferentes tonalidades quando um solvente era aplicado, ele também percebeu que a aplicação de diferentes solventes resultava em manchas diferentes.

A cromatografia pode ser entendida como uma técnica de separação física em que os constituintes de uma amostra são segregados ao longo de uma fase estacionária devido ao deslocamento de uma fase móvel. Devido à diferença nas atrações entre os componentes da amostra com a fase estacionária e a fase móvel, alguns analitos se movem lentamente, alta atração com a fase estacionária enquanto outros se movem rapidamente, quando tem baixa interação com a fase estacionária. Essa diferença cria um gradiente de separação dos analitos os quais saem cada um em um momento distinto no fim da coluna. Dessa forma, de posse dos tempos de retenção de cada constituinte é possível realizar a detecção dos componentes da amostra de forma separada (DA SILVA, 2017).

2.4.4 Métodos Cromatográficos

A cromatografia líquida utiliza a uma coluna com uma fase estacionária sólida e uma fase móvel líquida que percorre a coluna fazendo o arraste dos componentes da amostra. A separação vai ocorrendo com base na relação de afinidade dos componentes com a fase móvel e a fase estacionária (DA SILVA, 2017).

Para o contexto dos PFAS, diversos estudos apontam a utilização de cromatografia líquida de ultra eficiência (UPLC) acoplado a detectores de massa (MS) como sendo o processo cromatográfico de melhor eficiência. No entanto, devido à ampla gama de compostos de PFAS com diferentes características químicas, o método para cada composto deve ser validado e não há uma metodologia única de análise para todos os PFAS.

A cromatografia líquida de ultra eficiência (UPLC) consiste em um método com a utilização de colunas de diâmetro menores que 2mm e com enchimento de partículas de 2 μ m. Esse fato somado as maiores pressões suportadas, garante uma maior sensibilidade no processo de separação (DA SILVA, 2017).

O acoplamento ao detector de massas, garante uma versatilidade ao processo de cromatografia e permite a análise de misturas complexas de amostras contendo PFAS. Esse tipo de detector tem como princípio básico a ionização dos componentes da amostra que passam por um campo magnético, sob a ação desse campo magnético os fragmentos mais leves ou pesados atingem o detector em regiões

diferentes. Dessa forma, é possível obter um espectro de massa/carga (m/z) por abundância dos fragmentos.

A cromatografia gasosa (CG) pode ser entendida como uma técnica analítica que promove a separação dos componentes voláteis de uma mistura gasosa ou vaporizada. A CG uma das técnicas de separação analíticas mais utilizadas, devido à versatilidade para análise de compostos voláteis ou que podem ser volatilizados. Além disso, a análise não se limita à matriz gasosa, no qual pode ser estendida para matrizes sólidas e líquidas, desde que o analito de interesse possa ser volatilizado sem que sejam decompostos (PENTEADO; MAGALHÃES; MASINI, 2008).

A fase estacionária utilizada nas colunas para cromatografia gasosa pode ser sólida ou líquida e a estrutura geral de um equipamento de cromatografia gasosa, conforme apresentado por PENTEADO; MAGALHÃES; MASINI, 2008 é composta por um cilindro de gás, para fornecimento da fase móvel, um injetor aquecido, para promover a vaporização dos compostos, forno, coluna de separação e um detector.

Para avaliação de PFAS, há estudos com propostas de métodos utilizando espectrômetro de massa de alta resolução (*High Resolution Mass Spectrometry – HRMS*) (CASEY *et al.*, 2023). O detector HRMS em linhas gerais é capaz de realizar a leitura da massa dos íons gerados, mas difere da espectrometria de massas tradicional devido à melhor eficiência em distinguir massas com uma maior resolução e permitindo a separação de compostos com massas muito parecidas. Há ainda poucos estudos utilizando a cromatografia gasosa na detecção e quantificação de PFAS.

2.4.5 Métodos de análise

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos realiza um esforço junto à pesquisadores de todo o mundo na validação de métodos de análise para PFAS, visto que há milhares de PFAS identificados, mas há metodologia de análise para menos de 100 deles (MIRANDA, D. de A., 2021). Para água potável, a metodologia (U.S. EPA, 2020) permite a detecção e análise de uma gama de compostos. A primeira versão, publicada em 2009, do método permitia a análise de 14 compostos, mas em uma atualização em 2018, a versão atual, foi estendida para 18 analitos.

A metodologia da U.S. EPA, 2020 se baseia na concentração da amostra com um cartucho de extração em fase sólida contendo poliestireno-divinilbenzeno e é apresentada a seguir. São utilizadas 250 mL de amostra fortificadas com surrogates e que são posteriormente eluídos com metanol. O extrato obtido é seco com nitrogênio em um banho aquecido e após a evaporação, a amostra é ressuspensa para 1mL com uma solução 96:4% metanol/água.

A amostra é posteriormente direcionada à um equipamento de cromatografia líquida que é responsável pela separação dos compostos na coluna. Após a separação, a amostra é direcionada para o detector de massa o qual faz a identificação da massa de cada fragmento gerado durante o processo de ionização.

A metodologia U.S. EPA, 2021 é utilizada análise de 24 PFAS em água superficial e água subterrâneas não potáveis e em esgotos. O método se baseia na preparação das amostras com a adição de marcadores isotópicos que sejam análogos aos PFAS a serem analisados, uma posterior diluição da amostra em uma proporção de 1:1 com o solvente orgânico pertinente, promovendo a filtração, ajuste de pH e a posterior leitura em um equipamento de cromatografia líquida acoplada à espectrometria de massa.

A Tabela 1 apresenta de forma resumida os analitos validados pelas metodologias (U.S. EPA, 2020, 2021).

Tabela 1 - Compostos PFAS que possuem metodologia de análise validada pela EPA para os métodos (U.S. EPA, 2020) e (U.S. EPA, 2021)

Composto	Sigla	Fórmula Molecular	CAS	Massa Molecular (g.mol ⁻¹)
Ácido 11-cloroicosafluoro-3-oxaundecano-1-sulfônico	11Cl-PF3OUdS	C ₁₀ HCIF ₂₀ O ₄ S	763051-92-9	632,60
Ácido 1H, 1H, 2H, 2H-perfluorodecano sulfônico	8:2 FTS	C ₈ F ₁₇ CH ₂ CH ₂ SO ₃ H	39108-34-4	528,18
Ácido 1H, 1H, 2H, 2H-perfluorohexano sulfônico	4:2 FTS	C ₄ F ₉ CH ₂ CH ₂ SO ₃ H	757124-72-4	328,15
Ácido 1-octanosulfônico, 3,3,4,4,5,5,6,6,7,7,8,8,8-tridecafluoro-	6:2 FTS	C ₆ F ₁₃ CH ₂ CH ₂ SO ₃ H	27619-97-2	428,17
Ácido 4,8-dioxa-3H-perfluorononanoico	ADONA	CF ₃ OCF ₂ CF ₂ CF ₂ OCFHCF ₂ COOH	919005-14-4	378,07
Ácido 9-clorohexadecafluoro-3-oxanona-1-sulfônico	9Cl-PF3ONS	C ₈ HCIF ₁₆ O ₄ S	756426-58-1	532,58
Ácido dímero de óxido de hexafluoropropileno	HFPO-DA	C ₃ F ₇ OCF(CF ₃)COOH	13252-13-6	330,05
Ácido N-etil perfluorooctanosulfonamidoacético	NEtFOSAA	C ₈ F ₁₇ SO ₂ N(C ₂ H ₅)CH ₂ COOH	2991-50-6	585,24
Ácido N-metil perfluorooctanosulfonamidoacético	NMeFOSAA	C ₈ F ₁₇ SO ₂ N(CH ₃)CH ₂ COOH	2355-31-9	571,21
Ácido perfluoro-1-heptanosulfônico	PFHpS	C ₇ HF ₁₅ O ₃ S	375-92-8	450,12
Perfluoro-1-octanosulfonamida	PFOSA	C ₈ F ₁₇ SO ₂ NH ₂	754-91-6	499,15
Ácido perfluoro-1-pentanosulfônico	PFPeS	C ₅ HF ₁₁ O ₃ S	2706-91-4	350,11
Ácido perfluorobutanosulfônico	PFBS	C ₄ HF ₉ O ₃ S	375-73-5	300,1
Ácido perfluorobutanoico	PFBA	C ₃ F ₇ COOH	375-22-4	214,04
Ácido perfluorodecano sulfônico	PFDS	C ₁₀ HF ₂₁ O ₃ S	335-77-3	600,15
Ácido perfluorodecanoico	PFDA	C ₉ F ₁₉ COOH	335-76-2	514,08
Ácido perfluorododecanoico	PFDoA	C ₁₁ F ₂₃ COOH	307-55-1	614,1
Ácido perfluoroheptanoico	PFHpA	C ₆ F ₁₃ COOH	375-85-9	364,06
Ácido perfluorohexano sulfônico	PFHxS	C ₆ HF ₁₃ O ₃ S	355-46-4	400,12
Ácido perfluorohexanoico	PFHxA	C ₅ F ₁₁ COOH	307-24-4	314,05
Ácido perfluorononano sulfônico	PFNS	C ₉ HF ₁₉ O ₃ S	68259-12-1	550,14
Ácido perfluorononanoico	PFNA	C ₈ F ₁₇ COOH	375-95-1	464,08
Ácido perfluorooctano sulfônico	PFOS	C ₈ HF ₁₇ O ₃ S	1763-23-1	500,13
Ácido perfluorooctanoico	PFOA	C ₈ HF ₁₅ O ₂	335-67-1	414,07
Ácido perfluoropentanoico	PFPeA	C ₄ F ₉ COOH	2706-90-3	264,05
Ácido perfluorotetradecanoico	PFTA	C ₁₃ F ₂₇ COOH	376-06-7	714,11
Ácido perfluorotetradecanoico	PFTeDA	C ₁₃ F ₂₇ COOH	376-06-7	714,11
Ácido perfluorotridecanoico	PFTTrDA	C ₁₂ F ₂₅ COOH	72629-94-8	664,1
Ácido perfluoroundecanoico	PFUnA	C ₁₀ F ₂₁ COOH	2058-94-8	564,09

Elaboração: Autor.

Fonte: (U.S. EPA, 2020) e (U.S. EPA, 2021)

Legenda: CAS: Chemical Abstracts Service

2.5 TRATAMENTO DE ÁGUA PARA REMOÇÃO DE PFAS

Além do correto monitoramento, o desenvolvimento de novas tecnologias de tratamento para a remoção de PFAS das águas é importante, pois assim será possível garantir a segurança hídrica no país. Os processos de remediação e tratamento comumente possuem alto preço de implantação e limitações no uso. Dessa forma, é importante a seleção e avaliação de técnicas que sejam eficientes e aplicáveis no contexto brasileiro.

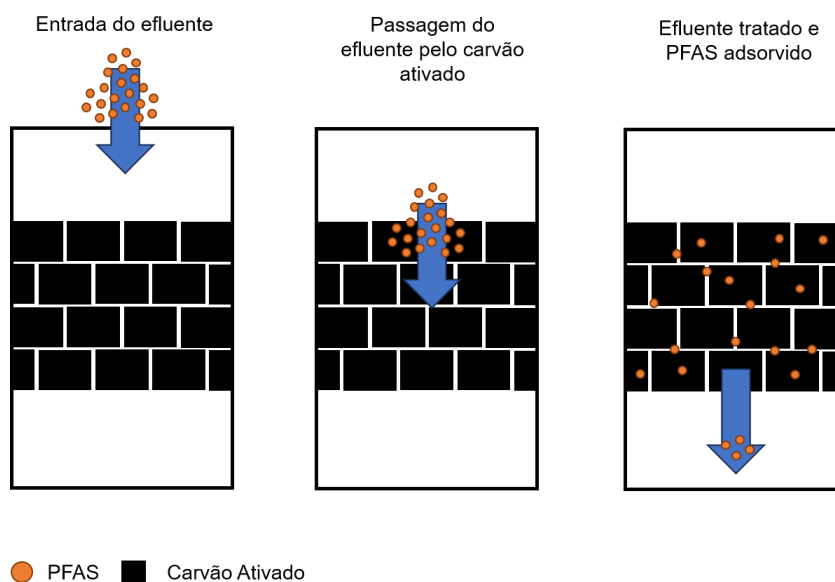
Devido à crescente preocupação com os micropoluentes encontrados em água, há hoje uma ampla gama de processos de tratamentos de efluentes. Para os PFAS, a maior parte dos estudos de tratamento avaliam a eficácia da remoção desses compostos com a utilização de técnicas de adsorção com carbono ativado ou células de troca iônica. No entanto, essas técnicas são adequadas para tratamento de água superficial visto que esse tipo de metodologia *ex-situ* acaba se tornando muito custosa para águas subterrâneas, pois exige que a remediação seja realizada com bombeamento e tratamento (MCGREGOR, 2020). As técnicas de tratamento *in-situ* para águas subterrâneas possuem uma vantagem de reduzir o custo com a remoção da pluma contaminada e diminuir o impacto na hidrogeologia do local.

A técnica de tratamento baseada em adsorção com carbono ativado, tem sido frequentemente reportada com altas taxas de remoção. Um estudo de MURRAY *et al.*, 2019 apresentou um comparativo entre a técnica convencional, com carbono ativado granular, e com carbono ativado em pó super fino e os resultados com o pó super fino retornaram uma capacidade de remoção muito maior, cerca de 480 vezes, do que a técnica convencional. O autor apresenta que parte desse aumento da eficiência pode ser entendida pelo aumento da área superficial do adsorvente.

No entanto há uma limitação para aplicação, pois a técnica de adsorção com carbono ativado tem baixa eficiência para compostos com cadeia carbônica curta, menores do que 6 carbonos (DICKMAN; AGA, 2022). A possível explicação para isto, se dá pelo fato dos compostos com cadeia carbônica menores possuem menos sítios disponíveis para realizar interações químicas e apresentarem um caráter polar maior,

visto que a parte apolar (cadeia carbônica) é reduzida. A Figura 5 apresenta de forma simplificada o mecanismo básico de tratamento por adsorção com carvão ativado.

Figura 5 - Esquema simplificado do tratamento de efluente com carvão ativado



Elaboração: Autor. Fonte: MURRAY *et al.*, 2019

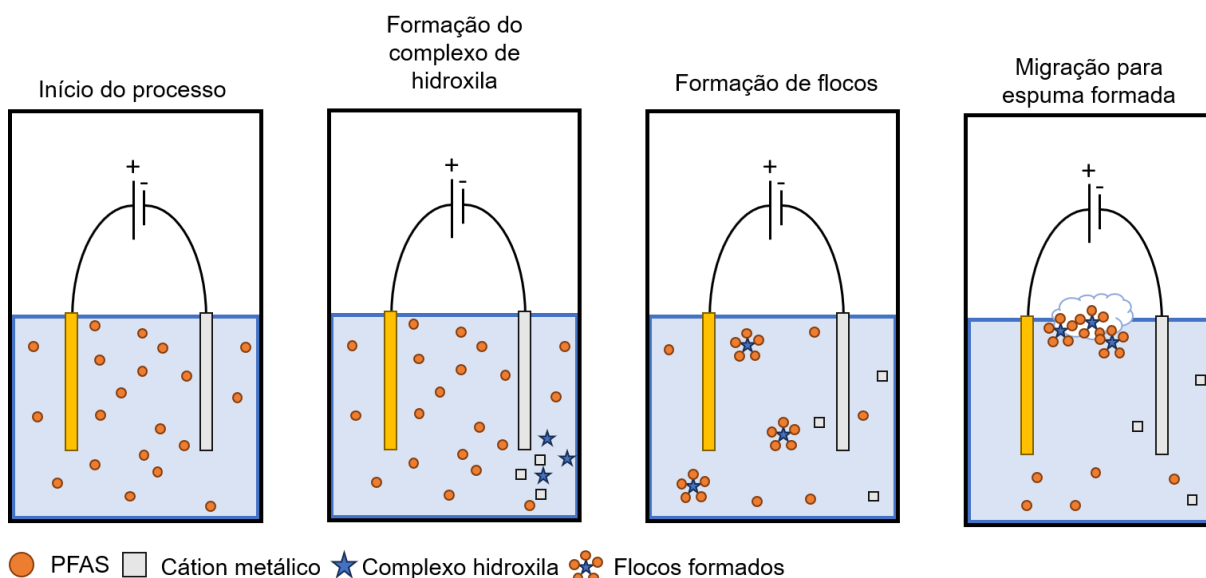
Além disso, técnicas de adsorção apenas removem o contaminante da matriz estudada, sem o destruir. Dessa forma se faz necessário a utilização de outras técnicas, como incineração, para a posterior disposição desse contaminante (SHI *et al.*, 2021).

Uma outra opção para a remoção de PFAS do meio de tratamentos físicos é a eletrocoagulação. A eletrocoagulação é uma técnica que consiste na dissolução de cátions metálicos carregados no anodo de sacrifício com formação de complexos de hidroxila. Esses complexos conseguem sorver os contaminantes, no caso os PFAS, e gerar a formação de flocos (SHI *et al.*, 2021). Além disso, durante o processo de eletrocoagulação, pode haver a formação de espuma devido à geração de gases (H_2 e O_2), o estudo de (EBERSBACH *et al.*, 2016) mostra que a formação de espuma pode ser vantajosa, pois os PFAS se concentram nessa fase.

Cabe destacar que, a eletrocoagulação não é uma técnica que promove a quebra do contaminante e sim uma remoção do contaminante da matriz de interesse. No entanto, os flocos e a espuma formadas podem ser dissolvidos em soluções ácidas,

liberando os contaminantes absorvidos de volta para a solução com menor volume e concentrando-os.

Figura 6 - Processo esquemático simplificado do tratamento de PFAS por eletrocoagulação



Elaboração: Autor. Fonte: EBERSBACH *et al.*, 2016; SHI *et al.*, 2021

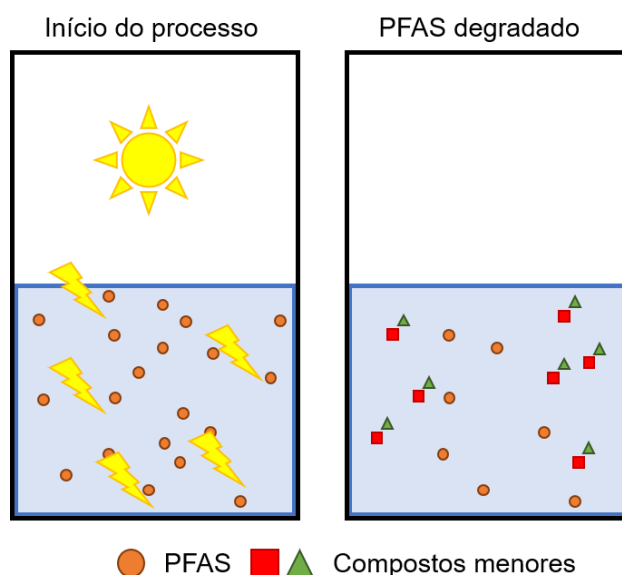
Os tratamentos químicos para os PFAS têm ampla aplicação em matrizes não potáveis, visto que podem ser gerados subprodutos de degradação inapropriados para o consumo humano. Ademais, são técnicas comumente utilizadas para tratamento dos materiais contaminados com alta concentração (DICKMAN; AGA, 2022), como exemplo os flocos e espumas gerados no processo de eletrocoagulação. Os concentrados gerados contendo altos teores de PFAS devem ser posteriormente tratados com técnicas destrutivas, como processos oxidativos avançados, eletro oxidação e oxidação fotoquímica (SHI *et al.*, 2021).

A revisão de (DICKMAN; AGA, 2022) apresenta diversas técnicas de tratamento de PFAS dentre elas a categoria dos tratamentos de foto transformação. A foto transformação pode ser entendida como processos nos quais haverá incidência de luz para catalisar o processo de degradação ou a própria radiação é capaz de promover a quebra do composto químico. Destaca-se a técnica de fotodegradação ultravioleta (UV), no qual vem sendo utilizada como alternativa ao tratamento de esgoto terciário em plantas metropolitanas de tratamento de esgoto. A luz UV é uma radiação de alta

energia que é capaz de romper ligações das cadeias carbônicas e degradar o composto químico.

O estudo de (YUAN *et al.*, 2020) mostrou que a utilização de uma lâmpada UV de 254 nm na presença de radicais de nitrato férrico e cátions $\text{Fe}^{3+}/\text{Fe}^{2+}$ foi capaz de remover mais de 90% de PFOA presente na solução de estudo em 30 minutos de reação. Há também, estudos com fotocatalisadores dopados com metais que facilitam a foto degradação UV (DICKMAN; AGA, 2022).

Figura 7 - Esquemática simplificada do processo de fotodegradação de PFAS



Elaboração: Autor. Fonte: DICKMAN; AGA, 2022

Outra metodologia de tratamento químico amplamente utilizada são os processos oxidativos avançados. Esse tipo de tratamento baseia-se na formação de radicais hidroxilas, que tem alto potencial oxidativo e são não seletivos. Esse tipo de tratamento é utilizado para a oxidação química de compostos recalcitrantes (SHI *et al.*, 2021).

O estudo de (MCGREGOR, 2020) lista a avaliação de 6 reagentes para o tratamento *in-situ* de 6 PFAS encontrados em água subterrânea acima dos limites de detecção de cada espécie. O estudo apresenta que as técnicas oxidativas (persulfato de sódio e peróxido de hidrogênio) foram ineficientes para a remoção de PFAS após

366 dias de monitoramento. Já os resultados para as técnicas baseadas em adsorção tiveram resultados variáveis, mas com remoção para alguns compostos monitorados.

É importante observar que o estudo de (MCGREGOR, 2020) aponta que a utilização de peróxido de hidrogênio resultou em um aumento nas espécies de PFAS monitoradas. Para o autor esses resultados sugerem que a utilização desse reagente fez com que precursores de PFAS fossem oxidados nos PFAS monitorados.

Por fim (DICKMAN; AGA, 2022) lista também algumas alternativas de tratamentos biológicos, como a remoção em áreas úmidas flutuantes (*floating wetlands*). O estudo de (LUO; LIANG; HUANG, 2018) avaliou o uso de materiais biológicos, como *Phragmites australis* e outras culturas, para o sequestro de PFAS de cadeia longa em águas contaminadas. Foi observado que houve maior acúmulo de PFOS nas raízes das plantas, enquanto o PFOA foi mais absorvido pelos brotos. Essa técnica pode ser eficaz na remoção de PFAS de águas contaminadas, embora níveis mais altos de contaminação possam exigir outros métodos de tratamento, como fotocatalisadores ou técnicas eletroquímicas.

É possível perceber que cada técnica apresentada pode ter uma vantagem dependendo da finalidade do uso do efluente tratado. De uma forma geral, entende-se as técnicas de tratamento físico e biológico são processos de remoção do contaminante da matriz de interesse o que gera ao final um concentrado contendo o poluente. Já as técnicas químicas, são processos destrutivos nos quais há a quebra da molécula em compostos menores, mas não necessariamente não tóxicos. As técnicas físicas e biológicas são no geral indicadas para tratamento de águas potáveis e as técnicas químicas para tratamento de efluentes e dos concentrados gerados nas outras metodologias de tratamento.

2.6 LIMITES REGULATÓRIOS

Mesmo após a inclusão do PFOS, em 2009, no anexo B da Convenção de Estocolmo sobre Poluentes Orgânicos Persistentes, a qual o Brasil é signatário, não há atualmente no país limites regulatórios que indiquem valores máximos permitidos para PFAS nas matrizes aquosas e em solos (SIMÕES, GABRIELA MUCHON; MENEZES, MONICA PERES; SIMONATO, 2018).

Devido a ampla gama de espécies de PFAS existentes, nem todas possuem valores orientadores e/ou de tolerância máxima definidas por órgãos estrangeiros. Em 2024 a USEPA estipulou a o nível máximo de contaminante para 5 PFAS (Tabela 2).

Tabela 2 - Nível máximo de contaminante estabelecido pela USEPA, 2024 para água potável

Composto PFAS	Concentração máxima (ppt)
PFOA	4
PFOS	4
PFNA	10
PFHxS	10
HFPO-DA	10

Elaboração: Autor.

Fonte: (USEPA, 2024)

Legenda: ppt: Parte por trilhão

Além disso, neste mesmo documento a USEPA indica que mesmo sendo aceitável a concentração máxima de 4 ppt para PFOA e PFOS, a meta a ser atingida para esses compostos é de 0 ppt, visto que para essas espécies não há concentração segura para ingestão.

No ano de 2020 os países integrantes da União Europeia definiram em conjunto padrões de qualidade para água potável no qual incluíram os parâmetros de PFAS Totais e Somatório de PFAS (Tabela 3).

É de grande importância que os órgãos reguladores Brasileiros de posse dos limites estabelecidos nos Estados Unidos da América e na União Europeia, ultime esforços na criação de limites orientadores para a garantia da segurança da água utilizada no abastecimento público.

Tabela 3 - Limites orientadores para PFAS definidos pela EU 2020/2184 para água potável

Parâmetro	Valor máximo	Nota
Total de PFAS	0,5	Por «total de PFAS», entende-se a totalidade das substâncias perfluoroalquiladas e polifluoroalquiladas. Este valor paramétrico só é aplicável quando forem elaboradas orientações técnicas para a monitorização deste parâmetro, em conformidade com o artigo 13.o, n.o 7. Os Estados-Membros podem então decidir utilizar um ou ambos os parâmetros «total de PFAS» ou «soma de PFAS».
Soma de PFAS	0,1	Por «soma de PFAS» entende-se a soma das substâncias perfluoroalquiladas e polifluoroalquiladas consideradas preocupantes para a água destinada ao consumo humano, enumerados no anexo III, parte B, ponto 3. Trata-se de um subconjunto do «total de PFAS» que contém uma fração perfluoroalquilada com três ou mais átomos de carbono (i.e. $-C_nF_{2n-}$, $n \geq 3$) ou uma fração de éter perfluoroalquilado com dois ou mais átomos de carbono (i.e. $-C_nF_{2n}OC_mF_{2m-}$, n e $m \geq 1$).

Fonte: EU 2020/2184

Soma de PFAS: PFBA, PFPA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTTrDA, PFBS, PFPS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, Ácido Perfluoroundecano Sulfônico, Ácido perfluorododecano Sulfônico, Ácido Perfluorotridecano Sulfônico.

3. METODOLOGIA

Esse trabalho consiste em uma pesquisa qualitativa, constituído na busca de artigos publicados na literatura com o objetivo de realizar uma pesquisa exploratória sobre o tema de ocorrência de PFAS no Brasil em água, solo e matrizes biológicas, como plantas e animais. Dessa forma, a metodologia utilizada foi o levantamento de estudos científicos de relevância, priorizando conteúdos realizados por programas de pós-graduação do Brasil.

Para esse trabalho, utilizou-se de forma prioritária o portal de periódico Capes, Google Acadêmico e bases indexadoras de artigos como *Scielo* e *PubMed* para a seleção dos artigos científicos publicados, preferencialmente, entre 2014 e 2024. Foram escolhidos trabalhos científicos publicados em inglês e/ou português e que foram publicados em veículos de relevância dentro da discussão científica. Os trabalhos a escolhidos não foram limitados à artigos científicos, sendo, também, teses de doutorado e dissertações de mestrado. Os termos prioritários utilizados foram “ocorrência de PFAS no Brasil”, “monitoramento de PFAS no Brasil” e “ocorrência de PFAS em matrizes biológicas” tanto em português e inglês.

É importante salientar que dos estudos realizados, basicamente pela sua ocorrência, distribuição, destino e transporte de PFAS, as mais comuns encontradas foram PFOA e PFOS.

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 OCORRÊNCIA DE PFAS NO BRASIL

Os trabalhos selecionados apresentam uma visão abrangente sobre a ocorrência de PFAS no Brasil, destacando sua presença em diferentes matrizes ambientais e impactos potenciais. O estudo de (RODRIGUES *et al.*, 2024) trouxe a detecção de PFAS em águas utilizadas para aquacultura no reservatório de Três Marias, Minas Gerais, com concentrações que ultrapassam os limites estabelecidos pela EPA para consumo humano. A pesquisa de (MIRANDA, Daniele de A. *et al.*, 2021) investigou a presença de PFAS ao longo da costa ocidental do Atlântico tropical, incluindo amostras brasileiras, revelando concentrações relevantes tanto na superfície quanto em profundidade, com destaque para a plataforma continental do Rio de Janeiro. (MADEIRA *et al.*, 2023) explorou as águas de rios da bacia do Piracicaba, Capivari e Jundiaí no estado de São Paulo, evidenciando a contaminação em áreas de alta urbanização e atividade industrial. O detalhamento das espécies estudadas e concentrações encontradas serão discutidas nas seções seguintes.

Além das águas, os estudos identificaram a presença de PFAS em solos e plantas no Brasil, particularmente em áreas agrícolas como no sul da Bahia, onde o uso de sulfiramida contribui para a contaminação do solo (NASCIMENTO *et al.*, 2018). Esse contaminante pode infiltrar-se no solo e alcançar águas subterrâneas, além de ser absorvido por plantas, representando um risco para a cadeia alimentar (DICKMAN; AGA, 2022).

Nos seres humanos, os PFAS foram detectados em várias matrizes biológicas, incluindo sangue e tecidos, devido à sua capacidade de bioacumulação (LEONEL; NASCIMENTO; MIRANDA, 2023; MIRANDA, Daniele de A. *et al.*, 2021). Esses compostos são preocupantes pela sua presença constante no ambiente e potencial para atravessar barreiras biológicas expondo diferentes grupos populacionais a riscos de saúde (MIRANDA, D. de A., 2021). Esses estudos indicam que a contaminação por PFAS no Brasil está amplamente difundida, com variabilidade nas concentrações e fontes de contaminação, reforçando a necessidade de estudos exploratórios em outras regiões pouco estudadas, como as regiões Norte e Centro-Oeste, e

contemplando mais espécies de PFAS mais aprofundados para avaliar os riscos ambientais e à saúde humana.

4.2 PRESENÇA EM ÁGUA

O estudo de (RODRIGUES *et al.*, 2024), apresenta de forma inédita a presença de PFAS em água utilizada para aquicultura. Esse tipo de investigação é de grande importância visto que o consumo de peixes e frutos do mar representa uma forma considerável de exposição humana aos PFAS. Para este trabalho, foram detectados 4 compostos de PFAS nas três amostras de água coletadas em tanques de aquicultura localizados no reservatório de Três Marias em Minas gerais (RODRIGUES *et al.*, 2024).

O somatório das concentrações encontradas foi de 36880 a 46020 ng.L⁻¹, o que representa valores muito maiores do que o definido pela USEPA como permitido para ingestão humana. Os autores discorrem que a fonte de contaminação provável para os PFAS encontrados é, além dos equipamentos e materiais utilizados para o cerceamento dos criadouros, a baixa taxa de saneamento da região, sendo que menos da metade dos habitantes tem acesso a tratamento de esgoto. (RODRIGUES *et al.*, 2024). Ademais, os autores apresentam que os resultados encontrados no reservatório de Três Marias corroboram os estudos prévios realizados ao redor do mundo em áreas com intensa atividade de aquicultura, apesar das maiores concentrações encontradas no Brasil.

Já o estudo de (MIRANDA, Daniele de A. *et al.*, 2021) realizou a avaliação de 14 espécies de PFAS em água do mar ao longo da costa ocidental do oceano atlântico na porção tropical (entre as latitudes 15°N e 23° S). Em território brasileiro foram coletadas 12 amostras de água superficial e 5 amostragens de perfil de profundidade, atingindo até 5845 metros de profundidade.

Para os pontos coletados na superfície, 8 compostos foram quantificados na maior parte das amostras. A concentração total de PFAS identificado nas amostras variou de 13,5 a 69 pg L⁻¹, muito próximos do limite permitido para ingestão humana definido pela USEPA. De forma similar, assim como no estudo realizado por (RODRIGUES *et al.*, 2024) o PFOA foi o composto detectado na maior parte das amostras, além de ser

o composto presente na maior concentração (MIRANDA, Daniele de A. *et al.*, 2021) ainda apresenta na discussão dos resultados as explicações para as possíveis fontes de contaminação por PFAS no oceano, que estão relacionadas com o despejo de esgoto não tratado no mar e ainda discute como as correntes marítimas podem auxiliar na dispersão horizontal e vertical dos compostos de PFAS.

É apresentado pelos autores também que para os pontos de água superficial amostradas as maiores concentrações foram encontradas para o ponto de amostragem 15, na plataforma continental do Rio de Janeiro. Este, apesar de não ser o ponto mais próximo do continente, recebe influências e contribuições de contaminação de rios que desaguam nas proximidades, visto que em estudos anteriores já foi detectado PFAS na bacia ao redor do ponto amostrado. (MIRANDA, Daniele de A. *et al.*, 2021).

Já em relação as amostras coletadas em profundidade, nove dos quatorze PFAS analisados foram quantificados após o processo de análise. As maiores concentrações totais para amostras em profundidade ocorreram na zona intermediária. Os autores apresentam que essa situação pode ser explicada devido ao movimento vertical de sedimentação biológica que é responsável por carrear contaminantes para o fundo do oceano em um processo similar à um dreno (MIRANDA, Daniele de A. *et al.*, 2021). As concentrações totais para as amostras em profundidade variaram de 2,85 a 198 pg L^{-1} , que apesar de menores que o limite estabelecido pela USEPA para consumo humano são preocupantes, visto que nestas amostras coletadas no oceano ocorre o processo de diluição e possivelmente valores muito elevados nas fontes de contaminação.

Por fim, os autores ainda discutem um resultado inesperado para as amostras realizadas na plataforma continental do Rio de Janeiro. (MIRANDA, Daniele de A. *et al.*, 2021) mostram que o perfil de concentrações de PFAS indicou uma maior concentração de contaminantes em amostras de profundidade do que em amostras de superfície. Este comportamento não era esperado visto a proximidade com regiões altamente urbanizadas e com intensa atividade industrial. Os autores explicam que apesar de ser uma situação não esperada, pode ser explicada pelo fenômeno de ressurgência observado na região. A ressurgência é um processo natural que ocorre

devido a ação do vento que empurra a água de superfície para longe da costa fazendo com que as águas de fundo subam preenchendo o espaço deixado e promovendo assim a diluição dos contaminantes nas amostras de superfície.

MADEIRA *et al.*, 2023 apresentam em seu trabalho os primeiros resultados de identificação e quantificação de PFAS conduzido no estado de São Paulo. Foram realizadas 11 amostragens em diferentes rios da bacia de Piracicaba, Capivari e Jundiá (PCJ), região que compreende altas taxas de urbanização e possui intensa atividade industrial e de agricultura.

Os resultados apresentados por MADEIRA *et al.*, 2023 mostraram que foram detectadas ao menos uma espécie de PFAS em 7 dos 11 pontos avaliados. Além disso, das 8 espécies de PFAS avaliadas, sendo elas 6: 2 Ácido sulfônico fluorotelomero, Ácido Perfluorobutasulfônico, Ácido Perfluorobutanóico, Ácido Perfluoroheptanóico, Ácido Perfluorohexanóico, Ácido Perfluorooctanosulfônico, Ácido Perfluorooctanóico e Ácido Perfluoropentanóico, 7 foram detectadas em ao menos um ponto. As concentrações totais variaram de 2,5 a 50 ng L⁻¹. Estes resultados mostram cada vez mais a necessidade de estudo e investigação de PFAS nas águas brasileiras, visto que, os rios avaliados são utilizados como fonte primária para o abastecimento público.

O estudo de NASCIMENTO *et al.*, 2018 apresenta um detalhamento maior na presença de PFAS em diferentes matrizes de água após a realização de amostragens de água na região do estuário de Caravelas, no Sul da Bahia. Para este estudo foram consideradas os compostos Br-PFOS, L-FOSA, L-PFOA, L-PFOS, PFBA, PFDA, PFDoDA, PFHpA, PFHpA, PFHxA, PFNA, PFTeDA e PFUnDA. O trabalho trás os resultados observados no monitoramento de 10 amostras de água do mar do estuário de Caravelas, em que foi detectada a presença de PFAS em 7 delas. Além disso, as concentrações totais de PFAS detectados variaram de 20 a 1020 pg L⁻¹.

Foi observado no estudo, maiores concentrações de PFAS nas amostras coletadas no mar, quando comparadas às amostras de estuário. O autor apresenta a hipótese de que a descarga das bacias hidrográficas de Itanhém e Peruípe podem

contribuir para o aumento da concentração desses contaminantes (NASCIMENTO *et al.*, 2018).

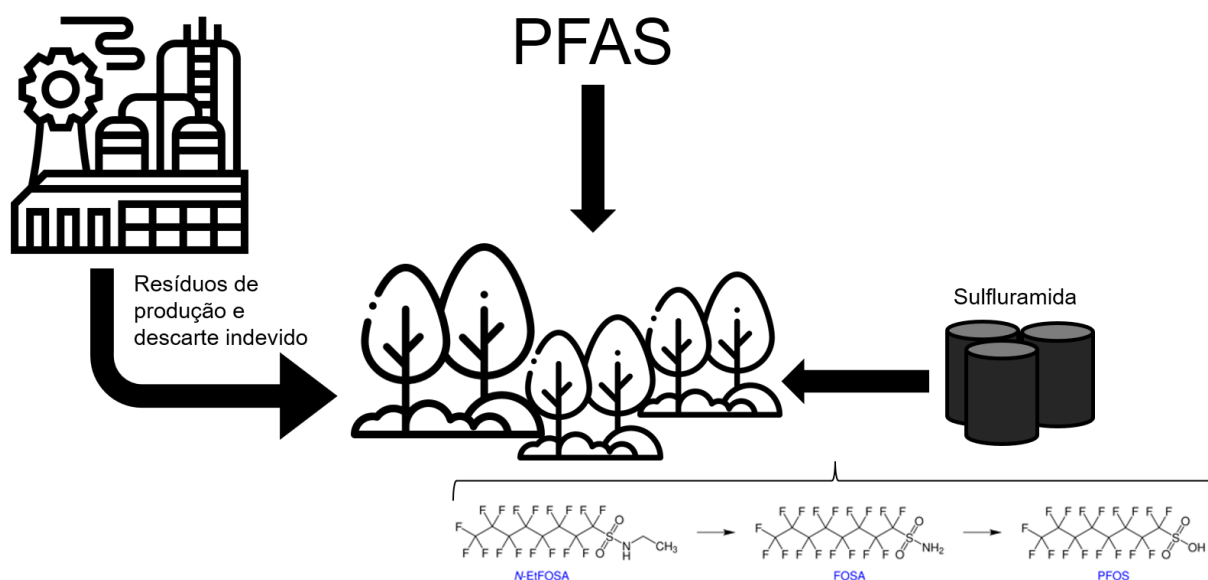
Já em relação as 5 amostras de água superficial coletadas no rio Itanhém todas apresentaram quantificação de PFAS, e com valores bem maiores do que encontrados nas amostras marinhas e de estuário. Os valores variaram entre 478 e 8930 pg L⁻¹ para as amostras fluviais e de 332 pg L⁻¹ com a amostra de estuário coletada em conjunto, o que indica que o efeito da diluição dos PFAS é representativo. Além disso, (NASCIMENTO *et al.*, 2018) realizou a coleta de uma amostra de água subterrânea que retornou concentração total de PFAS de 5730 pg L⁻¹, indicando a mobilidade e migração desse contaminante para águas mais profundas. Ademais, o autor ainda apresenta que a provável fonte de contaminação por PFAS seja devido ao possível uso de Sulfluramida nas plantações de eucalipto que margeiam o rio avaliado.

Conforme supracitado neste item, é possível constatar que a contaminação por PFAS já atinge diversas matrizes de água no Brasil. Além disso, foi possível identificar após o levantamento bibliográfico a contaminação por PFAS ocorre principalmente por PFOS e PFOA, visto que recorrentemente foram detectadas e quantificadas nos estudos. No Brasil, a presença de PFOS pode ser explicada pela contínua utilização de Sulfluramida como formicida em plantações. (MIRANDA, D. de A., 2021).

4.3 PRESENÇA NO SOLO

É importante salientar que os PFAS podem ser emitidos para o meio ambiente de forma direta, quando produzidos intencionalmente e utilizados em produtos fluoro-químicos ou indiretamente, quando disponibilizados a partir de impurezas resultantes do processo de produção de outros compostos ou polímeros fluorados, ou ainda, provenientes da degradação de precursores (ARMITAGE *et al.*, 2009; PREVEDOUROS *et al.*, 2006).

Figura 8 - Principais vias de contaminação do solo por PFAS



Elaboração: Autor. Fonte: (ARMITAGE *et al.*, 2009; PREVEDOUROS *et al.*, 2006; ZHANG *et al.*, 2021)

Em ambientes aquáticos, o comportamento dos PFAS estará diretamente associado às suas características e as do meio. Com uma elevada solubilidade em água quando comparados a outros compostos orgânicos, podem ser largamente distribuídos na forma dissolvida, depositados em material particulado em suspensão e sedimento, constituindo os particulados do solo (MUIR; LOHMANN, 2013) de acordo com estudo de (HIGGINS; LUTHY, 2006; OLOLADE; ZHOU; PAN, 2016) as propriedades físico-químicas da solução, como a presença de cátions livres, salinidade, pH, temperatura e condições oxi-redutoras, conteúdo de carbono orgânico sedimentar e, em menor grau, a densidade, área superficial e presença de óxidos no sedimento são também características importantes no controle da sorção de PFAS em material particulado do solo (AHRENS *et al.*, 2011).

Ademais, JIA; YOU; PAN, 2010 comentam em seu trabalho que a elevação da temperatura favorece a sorção de PFOS em ácidos húmicos, um dos mais importantes constituintes da matéria orgânica sedimentar. A redução do pH e condições oxidantes aumentam a sorção de PFOS no sedimento, embora este último processo seja diretamente associado à presença de óxidos de Fe e Mn na superfície dos grãos. O favorecimento da sorção de PFOS, PFOA e outros PFAS no sedimento pode ser

parcialmente explicada pela presença de cátions divalentes Ca^{2+} e Mg^{2+} , formando uma ponte entre a superfície eletronegativa dos argilominerais ou radicais aniônicos da matéria orgânica com o PFOS, ou outros PFAAs ionizados em solução (JIA; YOU; PAN, 2010).

Portanto, um dos trabalhos que demonstram a presença de contaminantes à base de PFAS em amostras de solo no Brasil está no estudo de (NASCIMENTO *et al.*, 2018). Estes autores investigaram a ocorrência de PFOS e PFAS em uma região agrícola do estado da Bahia. Esta área é caracterizada por baixa atividade industrial e urbanização, com grandes plantações de eucalipto onde se suspeita que a sulfluramida fora utilizada, sendo sua principal fonte de contaminação, como já relatado aqui neste trabalho de conclusão de curso. Portanto, a degradação da sulfluramida resulta na formação de PFOS, que pode infiltrar-se no solo e alcançar corpos d'água, ampliando a contaminação ambiental (STAHL *et al.*, 2013). Torna-se importante salientar que a presença de PFAS no solo é muito preocupante devido ao seu potencial de lixiviação para águas subterrâneas e superficiais, além da possibilidade de absorção por plantas, acessando a cadeia alimentar humana e animal (LEONEL; NASCIMENTO; MIRANDA, 2023). No Brasil, ainda há uma carência de estudos específicos sobre a contaminação de solos por PFAS, o que dificulta a avaliação precisa dos riscos associados. Diante disso, é fundamental intensificar as pesquisas sobre a presença e comportamento dos PFAS nos solos brasileiros, bem como desenvolver estratégias de monitoramento e remediação.

4.4 PRESENÇA NO MEIO BIÓTICO

Conforme apresentado anteriormente, os PFAS vem sendo estudados na tentativa de se entender os reais impactos no meio ambiente, na biota aquática e terrestre. Há resultados que mostram que esses poluentes podem impactar os seres vivos alterando a taxa de reprodução e o comportamento desses animais (KHAN *et al.*, 2023). Os PFAS frequentemente estudados são os PFOA e PFOS pelo fato de serem as formas mais comercializados e estáveis desse grupo de contaminantes (DICKMAN; AGA, 2022).

Devido à baixa volatilidade, o ambiente aquático é a esfera que mais é afetada por esse tipo de poluente. Isso explica a pequena quantidade de estudos que trabalham na identificação de PFAS em matrizes gasosas. Este poluente pode atingir essas matrizes pela liberação direta desses compostos em efluentes industriais ou disposição incorreta de produtos contendo PFAS ou de maneira indireta, através de precursores, como a Sulfluramida (MIRANDA, D. de A., 2021).

Os PFAS, diferentemente de outros contaminantes, apresentam afinidade com proteínas e não com lipídeos (DA SILVA, 2017; MIRANDA, D. de A., 2021). Dessa forma, os estudos que concentram a atenção na detecção desses compostos em seres vivos, utilizam muitas vezes sangue e tecidos do fígado e rins como matrizes de trabalho.

4.4.1 Presença em plantas

Estudos apontam que, a presença de PFAS em solo pode prejudicar o crescimento das plantas e afetar sua reprodução. A revisão realizada por (DICKMAN; AGA, 2022) apresenta que a exposição de plantas à um ambiente contaminado por PFOA leva à uma redução no crescimento dos brotos. Além disso foi observado uma redução significativa da biomassa de *C. infusionum* e *C. reinhardtii* em solos contaminados com 50 e 700 mg/kg, respectivamente. Além disso, as taxas de reprodução de nematoides também foram reduzidas após a exposição a solos contaminados após 1 dia de exposição (KWAK *et al.*, 2020).

A revisão de (DICKMAN; AGA, 2022) ainda apresenta resultados relacionados ao estresse ambiental sofrido pela plantas. Foi observado no estudo de (LI *et al.*, 2020) que vias de defesa ao estresse ambiental foram acionados quando os organismos foram expostos ao PFOA e PFOS. Também observou-se que, haviam danos oxidativos no DNA, pois no estudo um biomarcador de DNA foi utilizado e houve aumento no resultado em mais de 2 vezes quando comparado ao experimento sem a exposição ao PFAS.

4.4.2 Presença em animais

Estudos apontam que, após testes em animais, foi identificado que os PFOS não são eliminados ou excretados após o processo metabólico, isto acaba levando ao processo de bioacumulação. O tempo de permanência em ratos excede 3 meses enquanto em macacos se aproxima de 200 dias (DA SILVA, 2017). Sendo assim, há um risco toxicológico alto, visto que o contato diário com esse contaminante pode levar à uma intoxicação devido ao acúmulo no organismo do animal.

Após a exposição oral, os PFAS são rapidamente absorvidos pelo organismo e afetam primariamente o fígado, local em que é estocado (LEONEL; NASCIMENTO; MIRANDA, 2023). Além disso, em mamíferos já foram encontrados PFAS no leite e em peixes a presença do contaminante nas ovas durante a reprodução (MIRANDA, D. de A., 2021).

Em relação aos organismos aquáticos, estudos identificaram mudanças na morfologia e comportamento. O estudo de (SEYOUM *et al.*, 2020) apresenta resultados do comportamento em *Daphnia magna* após a exposição à PFOS e PFOA. O estudo conclui que após a exposição, o PFOS apresentou toxicidade maior do que o PFOA e que a toxicidade pode ser explicada ao processo de estresse oxidativo e alterações na resposta imune. Além disso, também foram identificadas alterações no metabolismo de lipídeos devido à inibição das enzimas relacionadas na quebra dessas moléculas.

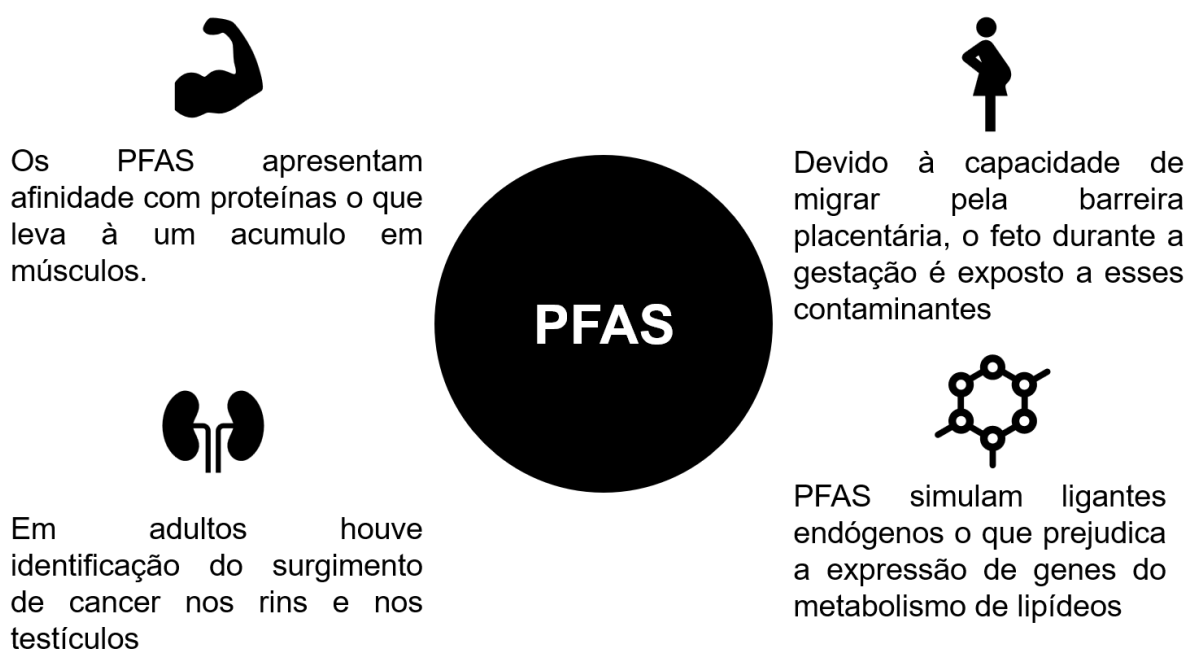
4.4.3 Presença em humanos

De forma semelhante aos impactos em mamíferos, os estudos relacionados aos impactos na saúde humana mostram que a presença de PFAS podem acarretar em diversas alterações. Devido à capacidade de migrar pela barreira placentária, o feto durante a gestação é exposto a esses contaminantes o que pode acarretar em nascimento com peso corpóreo alterado (MIRANDA, D. de A., 2021).

Em adultos, estudos identificaram o aparecimento de câncer nos rins e nos testículos, disfunções na tireoide e desregulação endócrina (MIRANDA, D. de A., 2021). O possível mecanismo que explica essas alterações pode estar relacionada

com a capacidade que alguns PFAS têm em simular ligantes endógenos de receptores alvos, como explicado por (LEONEL; NASCIMENTO; MIRANDA, 2023). Estes receptores de uma forma simplificada regulam a expressão dos genes que realizam o metabolismo de lipídeos. Nos humanos os efeitos mais proeminentes encontrados são alterações no colesterol, em hormônios da tireoide e sexuais (LEONEL; NASCIMENTO; MIRANDA, 2023).

Figura 9 - Resumo dos impactos dos PFAS na saúde humana



Elaboração: Autor

Fonte: LEONEL; NASCIMENTO; MIRANDA, 2023; MIRANDA, D. de A., 2021

5. CONCLUSÃO

Nesse trabalho final de conclusão de curso realizou-se uma pesquisa, de caráter qualitativo e exploratório, permitiu ampliar a compreensão sobre a ocorrência de compostos per e polifluoroalquilados (PFAS) no Brasil em diferentes matrizes ambientais, incluindo água, solo e meio biótico (plantas e animais). Por meio da análise de artigos publicados na literatura científica, foi possível identificar fontes de contaminação, padrões de distribuição e os impactos potenciais desses compostos no meio ambiente.

Observa-se que nos estudos avaliados os PFAS já são encontrados em diversos níveis tróficos e em concentrações que indicam alerta, visto que, os diferentes efeitos dos PFAS na saúde humana e animal ainda estão sendo descobertos. Os resultados obtidos indicam que os PFAS, devido à sua elevada persistência e toxicidade, representam um desafio ambiental significativo, especialmente em regiões próximas a áreas urbanas, industriais e agrícolas. Ademais, as informações coletadas reforçam a necessidade de promover o monitoramento contínuo e implementar medidas regulatórias específicas no Brasil para mitigar os riscos associados à presença desses compostos.

Além disso, a literatura revisada evidencia que a detecção e a quantificação de PFAS ainda enfrentam desafios significativos, principalmente devido à similaridade estrutural entre as diferentes espécies, o que impõe limitações metodológicas. Outro obstáculo frequente é a baixa concentração desses compostos nas matrizes analisadas, exigindo etapas adicionais de preparo de amostras e elevando a complexidade dos procedimentos analíticos.

O estabelecimento de novas tecnologias de tratamento para a remoção de PFAS das águas é importante, pois assim é possível o atendimento dos limites legais, além de garantir a segurança hídrica no país. Destaca-se que, os trabalhos recentes de revisão bibliográfica focam na ocorrência do contaminante em água e não em alternativas para tratamento.

Essa pesquisa bibliográfica contribui como uma base para futuros estudos que busquem aprofundar o conhecimento sobre a dinâmica dos PFAS em diferentes

ecossistemas e promover estratégias de gestão ambiental mais eficazes. É fundamental enfatizar que os resultados presentes na literatura reforçam a necessidade de maior investimento em pesquisa sobre os impactos ecológicos e sanitários dos PFAS no Brasil. Além disso, a implantação de marcos regulatórios que limitem o uso e a emissão desses compostos deve ser considerada uma prioridade para mitigar sua disseminação no meio ambiente. Dessa forma, colaborações entre universidades, indústrias e órgãos governamentais serão indispensáveis para enfrentar os desafios impostos pela contaminação por PFAS em território brasileiro.

6. REFERÊNCIAS

AHRENS, Lutz; YEUNG, Leo W.Y.; TANIYASU, Sachi; LAM, Paul K.S.; YAMASHITA, Nobuyoshi. Partitioning of perfluorooctanoate (PFOA), perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctane sulfonamide (PFOSA) between water and sediment. **Chemosphere**, v. 85, n. 5, p. 731–737, 2011. DOI 10.1016/j.chemosphere.2011.06.046. Available at: <https://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.06.046>.

ARMITAGE, James M.; SCHENKER, Urs; SCHERINGER, Martin; MARTIN, Jonathan W.; MACLEOD, Matthew; COUSINS, Ian T. Modeling the global fate and transport of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and precursor compounds in relation to temporal trends in wildlife exposure. **Environmental Science and Technology**, v. 43, n. 24, p. 9274–9280, 2009. <https://doi.org/10.1021/es901448p>.

BARBOSA MACHADO TORRES, Fábio; GUIDA, Yago; WEBER, Roland; MACHADO TORRES, João Paulo. Brazilian overview of per- and polyfluoroalkyl substances listed as persistent organic pollutants in the stockholm convention. **Chemosphere**, v. 291, n. June 2021, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.132674>.

C. ALMEIDA; P. ROSÁRIO; P. SERÔDIO; J.M.F. NOGUEIRA. Novas Perspectivas na Preparação de Amostras para Análise Cromatográfica. **Boletim da Sociedade Portuguesa de Química**, , p. 69, 2004. <https://doi.org/10.52590/m3.p620.a30001218>.

CASEY, Jonathan S.; JACKSON, Stephen R.; RYAN, Jeff; NEWTON, Seth R. The use of gas chromatography – high resolution mass spectrometry for suspect screening and non-targeted analysis of per- and polyfluoroalkyl substances. **Journal of Chromatography A**, v. 1693, p. 463884, 2023. DOI 10.1016/j.chroma.2023.463884. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.chroma.2023.463884>.

CETESB. **Guia Nacional De Coleta E Preservação De Amostras**. Brasília: [s. n.], 2011. Available at:

nacional-de-coleta-e-preservacao-de-amostras-2012.pd.

COUSINS, Ian T.; DEWITT, Jamie C.; GLÜGE, Juliane; GOLDENMAN, Gretta; HERZKE, Dorte; LOHMANN, Rainer; NG, Carla A.; SCHERINGER, Martin; WANG, Zhanyun. The high persistence of PFAS is sufficient for their management as a chemical class. **Environmental Science: Processes and Impacts**, v. 22, n. 12, p. 2307–2312, 2020. <https://doi.org/10.1039/d0em00355g>.

DA SILVA, Joana Filipa Moreira. Determinação de Ácido Perfluorooctanossulfónico (PFOS) na matriz água e biota por UPLC-MS/MS Engenharia Química. 2017. .

DICKMAN, Rebecca A.; AGA, Diana S. A review of recent studies on toxicity, sequestration, and degradation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). **Journal of Hazardous Materials**, v. 436, n. May, p. 129120, 2022. DOI 10.1016/j.jhazmat.2022.129120. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2022.129120>.

DIXIT, Fuhar; BARBEAU, Benoit; MOSTAFAVI, Shadan Ghavam; MOHSENI, Madjid. PFOA and PFOS removal by ion exchange for water reuse and drinking applications: Role of organic matter characteristics. **Environmental Science: Water Research and Technology**, v. 5, n. 10, p. 1782–1795, 2019. <https://doi.org/10.1039/c9ew00409b>.

EBERSBACH, Ina; LUDWIG, Svenja M.; CONSTAPEL, Marc; KLING, Hans Willi. An alternative treatment method for fluorosurfactant-containing wastewater by aerosol-mediated separation. **Water Research**, v. 101, p. 333–340, 2016. DOI 10.1016/j.watres.2016.05.063. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2016.05.063>.

HIGGINS, Christopher P.; LUTHY, Richard G. Sorption of perfluorinated surfactants on sediments. **Environmental Science and Technology**, v. 40, n. 23, p. 7251–7256, 2006. <https://doi.org/10.1021/es061000n>.

JIA, Chengxia; YOU, Chun; PAN, Gang. Effect of temperature on the sorption and desorption of perfluorooctane sulfonate on humic acid. **Journal of Environmental Sciences**, v. 22, n. 3, p. 355–361, 2010. DOI 10.1016/S1001-0742(09)60115-7.

Available at: [http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742\(09\)60115-7](http://dx.doi.org/10.1016/S1001-0742(09)60115-7).

KANNAN, Kurunthachalam; CORSOLINI, Simonetta; FALANDYSZ, Jerzy; FILLMANN, Gilberto; KUMAR, Kurunthachalam Senthil; LOGANATHAN, Bommanna G.; MOHD, Mustafa Ali; OLIVERO, Jesus; VAN WOUWE, Nathalie; YANG, Jae Ho; ALDOUS, Kenneth M. Perfluorooctanesulfonate and related fluorochemicals in human blood from several countries. **Environmental Science and Technology**, v. 38, n. 17, p. 4489–4495, 2004. <https://doi.org/10.1021/es0493446>.

KHAN, Nadeem A.; LÓPEZ-MALDONADO, Eduardo Alberto; MAJUMDER, Abhradeep; SINGH, Simranjeet; VARSHNEY, Radhika; LÓPEZ, J. R.; MÉNDEZ, P. F.; RAMAMURTHY, Praveen C.; KHAN, Mohammad Amir; KHAN, Afzal Husain; MUBARAK, Nabisab Mujawar; AMHAD, Waqas; SHAMSHUDDIN, S. Z.M.; ALJUNDI, Isam H. A state-of-art-review on emerging contaminants: Environmental chemistry, health effect, and modern treatment methods. **Chemosphere**, v. 344, n. April, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140264>.

KWAK, Jin Il; LEE, Tae Yang; SEO, Hyomin; KIM, Dokyung; KIM, Dasom; CUI, Rongxue; AN, Youn Joo. Ecological risk assessment for perfluorooctanoic acid in soil using a species sensitivity approach. **Journal of Hazardous Materials**, v. 382, n. March 2019, p. 121150, 2020. DOI 10.1016/j.jhazmat.2019.121150. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121150>.

LEONEL, Juliana; NASCIMENTO, Rodrigo; MIRANDA, Daniele. COMPOSTOS PERFLUORADOS: UMA AMEAÇA AO OCEANO LIMPO. **Química Nova**, v. 46, n. 6, p. 627–635, 2023. DOI 10.21577/0100-4042.20230049. Available at: https://quimicanova.s bq.org.br/audiencia_pdf.asp?aid2=9575&nomeArquivo=RV2022-0331_CienOc.pdf.

LI, Pengyang; OYANG, Xihui; XIE, Xiaocan; LI, Zhifang; YANG, Hongju; XI, Jialin; GUO, Yang; TIAN, Xiujun; LIU, Bin; LI, Jiuyi; XIAO, Zhiyong. Phytotoxicity induced by perfluorooctanoic acid and perfluorooctane sulfonate via metabolomics. **Journal of Hazardous Materials**, v. 389, n. December 2019, p. 121852, 2020. DOI 10.1016/j.jhazmat.2019.121852. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121852>.

LÖFSTEDT GILLJAM, John; LEONEL, Juliana; COUSINS, Ian T.; BENSKIN, Jonathan P. Is Ongoing Sulfluramid Use in South America a Significant Source of Perfluorooctanesulfonate (PFOS)? Production Inventories, Environmental Fate, and Local Occurrence. **Environmental Science and Technology**, v. 50, n. 2, p. 653–659, 2016. <https://doi.org/10.1021/acs.est.5b04544>.

LU, Dingnan; SHA, Sha; LUO, Jiayue; HUANG, Zhuangrong; ZHANG JACKIE, Xiaoqi. Treatment train approaches for the remediation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS): A critical review. **Journal of Hazardous Materials**, v. 386, n. October 2019, p. 121963, 2020. DOI 10.1016/j.jhazmat.2019.121963. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121963>.

LUO, Qi; LIANG, Shangtao; HUANG, Qingguo. Laccase induced degradation of perfluorooctanoic acid in a soil slurry. **Journal of Hazardous Materials**, v. 359, n. June, p. 241–247, 2018. DOI 10.1016/j.jhazmat.2018.07.048. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.07.048>.

MADEIRA, Camila Leite; ACAYABA, Raphael D. Anna; SANTOS, Vinicius Sarracini; VILLA, Javier E.L.; JACINTO-HERNÁNDEZ, Christian; AZEVEDO, José André Teixeira; ELIAS, Vladimir Oliveira; MONTAGNER, Cassiana Carolina. 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**, v. 341, n. March, 2023. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139954>.

MCGREGOR, Rick. Six pilot-scale studies evaluating the in situ treatment of PFAS in groundwater. **Remediation**, v. 30, n. 3, p. 39–50, 2020. <https://doi.org/10.1002/rem.21653>.

MEJIA AVENDAÑO, Sandra; LIU, Jinxia. Production of PFOS from aerobic soil biotransformation of two perfluoroalkyl sulfonamide derivatives. **Chemosphere**, v. 119, p. 1084–1090, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.09.059>.

MILITAO, Iarin Medeiros; RODDICK, Felicity A.; BERGAMASCO, Rosângela; FAN, Linhua. Removing PFAS from aquatic systems using natural and renewable material-

based adsorbents: A review. **Journal of Environmental Chemical Engineering**, v. 9, n. 4, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105271>.

MIRANDA, D. de A. Compostos per- e polifluoroalquilados em ambientes tropicais: degradação, dispersão e biomagnificação. , p. 178, 2021. .

MIRANDA, Daniele de A.; LEONEL, Juliana; BENSKIN, Jonathan P.; JOHANSSON, Jana; HATJE, Vanessa. Perfluoroalkyl Substances in the Western Tropical Atlantic Ocean. **Environmental Science and Technology**, v. 55, n. 20, p. 13749–13758, 2021. <https://doi.org/10.1021/acs.est.1c01794>.

MUIR, Derek; LOHMANN, Rainer. Water as a new matrix for global assessment of hydrophilic POPs. **TrAC - Trends in Analytical Chemistry**, v. 46, p. 162–172, 2013. DOI 10.1016/j.trac.2012.12.019. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.trac.2012.12.019>.

MURRAY, Conner C.; VATANKHAH, Hooman; MCDONOUGH, Carrie A.; NICKERSON, Anastasia; HEDTKE, Taylor T.; CATH, Tzahi Y.; HIGGINS, Christopher P.; BELLONA, Christopher L. Removal of per- and polyfluoroalkyl substances using super-fine powder activated carbon and ceramic membrane filtration. **Journal of Hazardous Materials**, v. 366, n. November 2018, p. 160–168, 2019. DOI 10.1016/j.jhazmat.2018.11.050. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2018.11.050>.

NASCIMENTO, Rodrigo A.; NUNOO, Deborah B.O.; BIZKARGUENAGA, Ekhine; SCHULTES, Lara; ZABALETA, Itsaso; BENSKIN, Jonathan P.; SPANÓ, Saulo; LEONEL, Juliana. Sulfloramid use in Brazilian agriculture: A source of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) to the environment. **Environmental Pollution**, v. 242, p. 1436–1443, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.07.122>.

OLOLADE, Isaac Ayodele; ZHOU, Qin; PAN, Gang. Influence of oxic/anoxic condition on sorption behavior of PFOS in sediment. **Chemosphere**, v. 150, p. 798–803, 2016. DOI 10.1016/j.chemosphere.2015.08.068. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2015.08.068>.

PEARLSON, W. H. The simons electrochemical fluorination process (commercial development at 3M). **Journal of Fluorine Chemistry**, v. 32, n. 1, p. 29–40, 1986. [https://doi.org/10.1016/S0022-1139\(00\)80505-9](https://doi.org/10.1016/S0022-1139(00)80505-9).

PENTEADO, José Carlos P.; MAGALHÃES, Dulce; MASINI, Jorge C. Experimento didático sobre cromatografia gasosa: Uma abordagem analítica e ambiental. **Química Nova**, v. 31, n. 8, p. 2190–2193, 2008. <https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000800047>.

PREVEDOUROS, Konstantinos; COUSINS, Ian T.; BUCK, Robert C.; KORZENIOWSKI, Stephen H. Sources, fate and transport of perfluorocarboxylates. **Environmental Science and Technology**, v. 40, n. 1, p. 32–44, 2006. <https://doi.org/10.1021/es0512475>.

QUINETE, Natalia; WU, Qian; ZHANG, Tao; YUN, Se Hun; MOREIRA, Isabel; KANNAN, Kurunthachalam. Specific profiles of perfluorinated compounds in surface and drinking waters and accumulation in mussels, fish, and dolphins from southeastern Brazil. **Chemosphere**, v. 77, n. 6, p. 863–869, 2009. DOI 10.1016/j.chemosphere.2009.07.079. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2009.07.079>.

RODRIGUES, Daniel Aparecido da S.; STARLING, Maria Clara V.M.; BARROS, André Luiz C.de; SANTOS, Mônica C.; DA SILVA, Eloísa Stéphanie; VIANA, Guenther Carlos C.; RIBEIRO, Lara Fabian da S.; SIMCIK, Matt F.; AMORIM, Camila C. Occurrence of antibiotics, hormones and PFAs in surface water from a Nile tilapia aquaculture facility in a Brazilian hydroelectric reservoir. **Chemosphere**, v. 352, n. December 2023, 2024. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2024.141444>.

SCHWANZ, Thiago G.; LLORCA, Marta; FARRÉ, Marinella; BARCELÓ, Damià. Perfluoroalkyl substances assessment in drinking waters from Brazil, France and Spain. **Science of the Total Environment**, v. 539, p. 143–152, 2016. DOI 10.1016/j.scitotenv.2015.08.034. Available at: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.034>.

SEYOUM, Asmerom; PRADHAN, Ajay; JASS, Jana; OLSSON, Per Erik.

Perfluorinated alkyl substances impede growth, reproduction, lipid metabolism and lifespan in *Daphnia magna*. **Science of the Total Environment**, v. 737, p. 139682, 2020. DOI 10.1016/j.scitotenv.2020.139682. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.139682>.

SHI, Huanhuan; CHIANG, Sheau Yun (Dora); WANG, Yaye; WANG, Yifei; LIANG, Shangtao; ZHOU, Jing; FONTANEZ, Raymond; GAO, Shixiang; HUANG, Qingguo. An electrocoagulation and electrooxidation treatment train to remove and degrade per- and polyfluoroalkyl substances in aqueous solution. **Science of the Total Environment**, v. 788, p. 147723, 2021. DOI 10.1016/j.scitotenv.2021.147723. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147723>.

SIMÕES, GABRIELA MUCHON; MENEZES, MONICA PERES; SIMONATO, Mateus Delatim. ÁREAS CONTAMINADAS COM POTENCIAL PRESENÇA DE PFOS – AVALIAÇÃO NA UNIDADE DE GERENCIAMENTO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BAIXADA SANTISTA (UGRHI -07). **XX Congresso Brasileiro de Águas Subterrânea**, p. 1–4, 2018. Available at: <https://www.google.com/url?sa=t&source=web&rct=j&opi=89978449&url=https://agua.subterraneas.abas.org/asubterraneas/article/download/29391/18993/108503&ved=2ahUKEwi68-v6tLuPAXUJGLkGHai5Df0QFnoECDQQAQ&usg=AOvVaw2j1Kf3jtrMdOWacwr6LW69>.

STAHL, Thorsten; RIEBE, Rika Alessa; FALK, Sandy; FAILING, Klaus; BRUNN, Hubertus. Long-term lysimeter experiment to investigate the leaching of perfluoroalkyl substances (PFASs) and the carry-over from soil to plants: Results of a pilot study. **Journal of Agricultural and Food Chemistry**, v. 61, n. 8, p. 1784–1793, 2013. <https://doi.org/10.1021/jf305003h>.

STEFANO, Paulo Henrique Prado; ROISENBERG, Ari; D'ANNA ACAYABA, Raphael; ROQUE, Aline Pereira; BANDORIA, Daniela Rodrigues; SOARES, Aluisio; MONTAGNER, Cassiana Carolina. 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**,

v. 30, n. 3, p. 6159–6169, 2023. DOI 10.1007/s11356-022-22603-x. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11356-022-22603-x>.

U.S. EPA. Method 537.1. Determination Of Selected Per- And Polyfluorinated Alkyl Substances In Drinking Water By Solid Phase Extraction And Liquid Chromatography/Tandem Mass Spectrometry (LC/MS/MS). 2020. **Document No.: EPA/600/R-20/006**. Available at: https://cfpub.epa.gov/si/si_public_file_download.cfm?p_download_id=537290&Lab=NERL.

U.S. EPA. SW-846 Test Method 8327: Per-and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) by Liquid Chromatography/Tandem Mass Spectrometry (LC/MS/MS). 2021. Available at: <https://www.epa.gov/system/files/documents/2021-07/8327.pdf>.

USEPA. **PFAS National Primary Drinking Water Regulation**. [S. l.: s. n.], 2024. Available at: https://www.epa.gov/system/files/documents/2024-04/pfas-ncpdwr_fact-sheet_general_4.9.24v1.pdf.

USEPA; BELL, Erin M.; DE GUISE, Sylvain; MCCUTCHEON, Jeffrey R.; LEI, Yu; LEVIN, Milton; LI, Baikun; RUSLING, James F.; LAWRENCE, David A.; CAVALLARI, Jennifer M.; O'CONNELL, Caitlin; JAVIDI, Bethany; WANG, Xinyu; RYU, Heejeong; DIAS, Agata Cristina Lima; SANTOS, Juliana Mattos Bohrer; SANTOS, Ana Silvia Pereira; BOTTREL, Sue Ellen Costa; PERERIA, Renata De Oliveira; ... MONTAGNER, Cassiana Carolina. EPA's PFAS Action Plan. **Revista Internacional de Ciências**, v. 780, n. 3, p. 149–168, 2021. DOI 10.1007/s11356-022-22603-x. Available at: <https://doi.org/10.1007/s11356-022-22603-x>.

YUAN, Yijin; FENG, Lizhen; XIE, Ning; ZHANG, Lizhi; GONG, Jingming. Rapid photochemical decomposition of perfluorooctanoic acid mediated by a comprehensive effect of nitrogen dioxide radicals and Fe³⁺/Fe²⁺ redox cycle. **Journal of Hazardous Materials**, v. 388, n. August 2019, p. 121730, 2020. DOI 10.1016/j.jhazmat.2019.121730. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.121730>.

ZHANG, Wenping; PANG, Shimei; LIN, Ziqiu; MISHRA, Sandhya; BHATT, Pankaj;

CHEN, Shaohua. Biotransformation of perfluoroalkyl acid precursors from various environmental systems: advances and perspectives. **Environmental Pollution**, v. 272, p. 115908, 2021. DOI 10.1016/j.envpol.2020.115908. Available at: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2020.115908>.