

Investigate the environmental and human impacts and challenges of emerging PFAS contaminants and solutions for managing and remediating them in a sustainable manner

Article Info	ABSTRACT
Article type: Review Article	Perfluoroalkyl substances (PFAS), as emerging synthetic pollutants with high persistence and potential health risks, have increasingly gained attention. Due to their specific physicochemical properties, these substances are resistant to degradation in the environment and can remain for extended periods. PFAS are utilized in various industries, such as the production of water-resistant textiles, non-stick cookware, food packaging, and fire-fighting foams. They enter the environment through numerous pathways, including industrial wastewater and the food chain, causing issues such as endocrine disorders, reduced immune function, and pregnancy risks. Neglecting this matter can bring about irreparable consequences for food security, human health, and sustainable development.
Article history: Received:	This study emphasizes the necessity of sustainable management of PFAS, highlighting that without swift actions, these compounds pose a serious threat to ecosystems. According to the United States Environmental Protection Agency (EPA), the permissible level of PFAS in drinking water is 70 ng/L, and concentrations above this limit can result in hormonal disruptions and weakened immunity. PFAS concentrations vary widely in different environments: 300 to 125,000 ng/L in leachate, 0.01 to 460,000 µg/Kg in soil, and 0.2 to 500,000 ng/Kg in biosolids. Thermal methods are effective in removing PFAS from soil but are costly and environmentally disruptive, while biological approaches like phytoremediation are more eco-friendly. For water, advanced technologies such as reverse osmosis, activated carbon, and ion exchange are among the most effective methods, capable of removing more than 90% of PFAS. Strategies such as reducing PFAS production by 30–40% over the next decade could significantly contribute to safeguarding ecosystem health and sustainability.
Received in revised form:	
Accepted:	
Published online:	
Keywords: Emerging Contaminants, Environment, Food Security, Perfluoroalkyl, Sustainable Development,	
Cite this article: (2025). Investigate the environmental and human impacts and challenges of emerging PFAS contaminants and solutions for managing and remediating them in a sustainable manner. <i>Iranian Journal of Soil and Water Research</i> , DOI: http://doi.org/000000000000000000 © The Author(s). DOI: Publisher: University of Tehran Press.	
	

EXTENDED ABSTRACT

Aim

Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFAS) constitute a class of synthetic chemicals distinguished by strong carbon–fluorine bonds and remarkable persistence in the environment. Due to their resistance to physical, chemical, and biological degradation, PFAS pose significant risks to human health and ecosystems. These chemicals predominantly find their way into soil, water bodies, and landfills via industrial effluents, fire-fighting foams, and consumer products such as non-stick cookware and waterproof textiles. Growing evidence of their association with adverse health effects (e.g., endocrine disruption, compromised immune system, and increased cancer risk) has heightened research and regulatory interest in PFAS. Hence, the purpose of this extended abstract is to comprehensively explore the routes of PFAS contamination in soils, surface and groundwater, landfills, and food chains, and to underscore effective strategies for their management and remediation.

Method

In this study, a detailed literature review was conducted on scientific papers and technical reports focusing on the years 2023 and 2024, as well as several foundational sources from 2022. A multi-pronged approach guided the investigation:

- **Data Collection:**
Relevant publications on PFAS contamination, toxicity, environmental fate, and legislative measures were identified through databases such as Scopus, Web of Science, and PubMed.
- **Review of Regulatory Frameworks:**
Existing regulations and advisories worldwide (particularly those from the United States, European Union, Australia, and select Asian countries) were examined to provide insights into permissible concentration limits of PFAS in soil, water, sludge, and biosolids.
- **Focus on Contamination Pathways:**
Studies detailing PFAS transport in landfills (including municipal solid waste, sewage sludge, and industrial effluents), their accumulation in biota, and subsequent implications for human health were systematically analyzed.
- **Assessment of Treatment Technologies:**
Emerging and conventional treatment practices—including adsorption (e.g., granular activated carbon), ion exchange resins, thermal methods, electrochemical oxidation, and bioremediation—were reviewed to assess effectiveness, limitations, and feasibility.

Findings

The review reveals that PFAS contamination arises through both **primary** sources (e.g., direct industrial discharge, usage of aqueous film-forming foams in military bases and airports) and **secondary** sources (e.g., use of biosolids as fertilizers, groundwater irrigation with contaminated water, and long-range atmospheric transport). Key findings include:

1. Environmental Distribution:

- **Contamination Pathways:** Focus on industrial discharge, landfill leachate (300–125,000 ng/L), and agricultural biosolid application.

- **Regulatory Review:** Evaluation of global PFAS limits in soil (0.01–460,000 µg/kg), water (70 ng/L U.S. EPA drinking water limit), and biosolids (0.2–500,000 µg/kg).
- **Water:** PFAS concentrations in U.S. drinking water often exceed the EPA advisory limit (70 ng/L), with studies indicating potential links to hormonal disruptions (e.g., thyroid dysfunction).
- **Soil:** Agricultural soils near industrial sites show PFAS levels up to 460,000 µg/kg, with short-chain PFAS (e.g., PFBA) exhibiting higher mobility.
- **Landfills:** Leachate concentrations reach 125,000 ng/L, influenced by landfill age and design.

2. Health Risks:

Elevated levels of PFAS in drinking water (often above the U.S. Environmental Protection Agency limit of 70 ng/L) increase the likelihood of endocrine disturbances, immune system impairment, reduced vaccine response, hepatic toxicity, and heightened cancer risks.

- **Endocrine Disruption:** PFOS exposure correlates with reduced thyroid hormone levels.
- **Immune Suppression:** Children with PFAS serum levels >20 ng/mL show 40% lower vaccine antibody titers.
- **Cancer:** PFOA exposure increases kidney cancer risk.

3. Remediation Efficacy:

- **Treatment Technologies:** Assessment of thermal methods (effective but costly), adsorption (>90% removal via activated carbon), and bioremediation (eco-friendly but less efficient).
- **Water:** Reverse osmosis and activated carbon achieve >90% PFAS removal.
- **Soil:** Thermal desorption reduces PFAS by 85–99%, but it is very expensive.
- **Emerging Methods:** Phytoremediation shows 30–60% efficiency for short-chain PFAS.

Conclusion

PFAS pose irreversible threats to ecosystems and human health. Immediate actions include:

- Reducing PFAS production by 30–40% by 2035.
 - Enforcing stricter regulations (e.g., EU’s REACH).
 - Investing in cost-effective remediation (e.g., hybrid adsorption-biological systems).
- Global collaboration is critical to address contamination hotspots and safeguard food security.

بررسی اثرات و چالش‌های زیست محیطی و انسانی آلاینده‌های نوظهور PFAS و راه- کارهایی برای مدیریت و پالایش آنها به شیوه ای پایدار

اطلاعات مقاله	چکیده
نوع مقاله: مقاله مروری	ترکیبات پرفلوروآلکیل (PFAS) به عنوان آلاینده‌های مصنوعی نوظهور با پایداری بالا و خطرات بالقوه برای سلامتی، به طور فزاینده‌ای مورد توجه قرار گرفته‌اند. این ترکیبات به دلیل ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی خاص، در محیط زیست به سستی تجزیه می‌شوند و به مدت طولانی باقی می‌مانند. PFAS در صنایع مختلفی همچون تولید مواد نساجی ضدآب، ظروف پخت‌وپز نچسب، بسته‌بندی‌های غذایی و مواد خاموش کننده آتش کاربرد دارند و از طرق گوناگون همچون فاضلاب‌های صنعتی و زنجیره غذایی وارد محیط زیست شده، مشکلاتی نظیر اختلالات غدد درون‌ریز، کاهش عملکرد سیستم ایمنی و خطرات بارداری را سبب می‌شوند. عدم توجه به این مسأله می‌تواند پیامدهای جبران‌ناپذیری بر امنیت غذایی، سلامت انسان و توسعه پایدار داشته باشد.
تاریخ دریافت: تاریخ بازنگری: تاریخ پذیرش: تاریخ انتشار:	این پژوهش بر لزوم مدیریت پایدار PFAS تأکید کرده و نشان می‌دهد که بدون اقدامات سریع، این ترکیبات تهدیدی جدی برای اکوسیستم‌ها هستند. مطابق استاندارد سازمان حفاظت محیط زیست ایالات متحده (EPA)، سطح مجاز PFAS در آب آشامیدنی ۷۰ نانوگرم بر لیتر است و مقادیر بالاتر از آن خطراتی همچون اختلالات هورمونی و کاهش ایمنی به همراه دارد. غلظت PFAS در محیط‌های مختلف گسترده است: در شیرابه بین ۳۰۰ تا ۱۲۵۰۰۰ نانوگرم بر لیتر، در خاک بین ۰/۱ تا ۴۶۰۰۰۰ میکروگرم بر کیلوگرم و در جامدات زیستی بین ۰/۲ تا ۵۰۰۰۰۰ میکروگرم بر کیلوگرم. روش‌های حرارتی برای حذف PFAS از خاک کارآمد هستند اما هزینه‌بر و مخرب‌اند، در حالی که روش‌های زیستی مانند گیاه‌پالایی به دلیل سازگاری با محیط زیست مناسب‌ترند. برای آب، فناوری‌های نوین مانند اسمز معکوس، کربن فعال و مبادله یونی از موثرترین روش‌ها بوده و می‌توانند بیش از ۹۰ درصد PFAS را حذف کنند. اقدامات نظیر کاهش تولید PFAS طی ۱۰ سال آینده می‌تواند به حفظ سلامت و پایداری اکوسیستم‌ها کمک کند.
کلیدواژه‌ها:	آلاینده‌های نوظهور، امنیت غذایی، پرفلوروآلکیل، توسعه پایدار، محیط زیست
استناد: شریعتی، ۱۴۰۴. بررسی اثرات و چالش‌های زیست محیطی و انسانی آلاینده‌های نوظهور PFAS و راه-کارهایی برای مدیریت و پالایش آنها به شیوه ای پایدار. مجله تحقیقات آب و خاک ایران، DOI:	© نویسندگان.
ناشر: مؤسسه انتشارات دانشگاه تهران.	



۱. مقدمه

مواد پرفلوروآلکیل و پلی‌فلوروآلکیل (PFAS) ترکیبات آلی ساخته‌شده توسط انسان هستند که حاوی فلورین می‌باشند و به دلیل پیوند قوی کربن و فلورین (C-F) ویژگی‌های فیزیکوشیمیایی منحصر به فردی از خود نشان می‌دهند (Buck et al., 2011; Ordonez et al., 2022). این مواد به طور گسترده در صنایع مختلف از جمله تولید پوشش‌های ضدآب، فوم‌های آتش‌نشانی، رنگ‌ها، محصولات مراقبت شخصی، آفت کش‌ها، ظروف پخت و پز نچسب، بسته‌بندی‌های غذایی و ... استفاده می‌شوند (Kissa & Kissa, 2001).

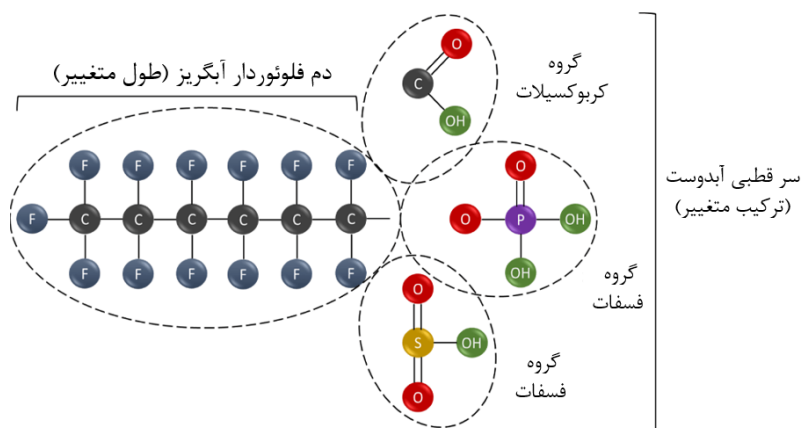
ترکیبات پرفلوروآلکیل و پلی‌فلوروآلکیل (PFAS) به دلیل خصوصیات شیمیایی منحصر به فرد، از جمله ساختار دوگانه آب‌دوست و آب‌گریز و مقاومت بالای این ترکیبات در برابر تجزیه زیستی، به عنوان یکی از پایداری‌ترین آلاینده‌های زیست‌محیطی شناخته می‌شوند و می‌توانند به منابع آبی، خاک و هوا نفوذ کنند (Wang et al., 2017). این ویژگی‌ها به PFAS اجازه می‌دهد تا به راحتی در محیط زیست توزیع شده و در آب، خاک و لندفیل‌ها تجمع یابند. حضور گسترده PFAS در محیط زیست و توانایی آن‌ها در انتقال از منابع آلودگی به خاک، آب‌های سطحی و زیرزمینی، نگرانی‌های جدی در مورد اثرات زیست‌محیطی و سلامت انسان ایجاد کرده است (Giesy & Kannan, 2001; Wang et al., 2017). وجود این ترکیبات در آب‌های سطحی و زیرزمینی،

خاک و لندفیل در اکثر نقاط جهان گزارش شده است (Giesy & Kannan, 2001; Nakayama et al., 2019; Anderson et al., 2018). خاک‌های آلوده نیز به دلیل قابلیت نگهداری این ترکیبات، به یک مخزن پایدار برای آلودگی تبدیل شده‌اند که انتقال آلودگی به زنجیره غذایی و محصولات کشاورزی را تسهیل می‌کند (Wang et al., 2020; Wang et al., 2023).

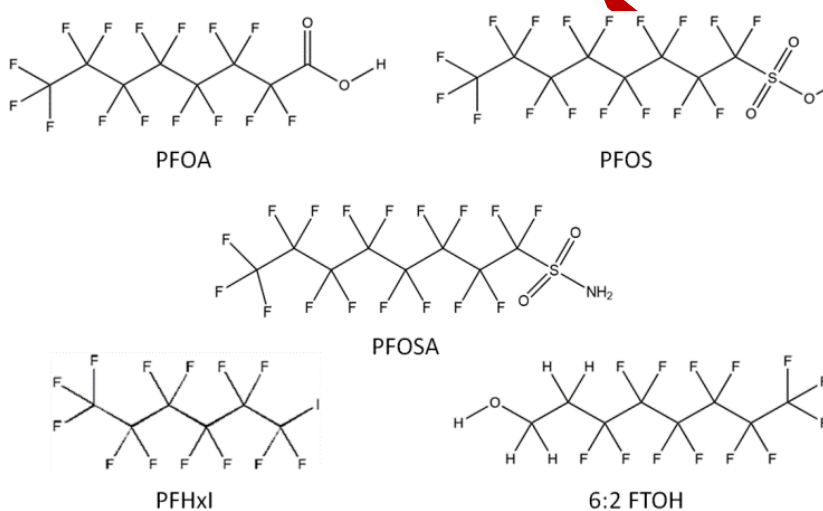
این ترکیبات به دلیل خاصیت زیست‌تجمعی (Bioaccumulation) می‌توانند در زنجیره غذایی تجمع یافته و از طریق مصرف آب و غذا وارد بدن انسان شوند. مطالعات متعددی ارتباط بین مواجهه با PFAS و بروز مشکلاتی نظیر اختلالات هورمونی، کاهش عملکرد سیستم ایمنی و افزایش خطر ابتلا به برخی سرطان‌ها را نشان داده‌اند (Fenton et al., 2021).

مواد پرفلوئوروآلکیل و پلی‌فلوئوروآلکیل (PFAS) شامل هزاران ترکیب شیمیایی منحصر به فرد ساخته شده توسط انسان هستند که دارای زنجیره‌ای هیدروفلوبیک از کربن-فلورین و یک گروه عاملی هستند که ممکن است هیدروفیل (آب‌دوست) یا هیدروفلوبیک (آب‌گریز) باشد (شکل ۱). PFAS به دلیل ویژگی‌های مفید خود در بسیاری از محصولات مصرفی و کاربردهای صنعتی استفاده می‌شود و پایداری آن‌ها، به دلیل استحکام پیوندهای کربن-فلورین، باعث نیمه‌عمر طولانی و لقب "مواد شیمیایی همیشگی" برای آن‌ها شده است (Tolaymat et al., 2023). تمام PFAS‌ها دارای زنجیره کربنی هستند که در آن اتم‌های هیدروژن به طور کامل یا جزئی با اتم‌های فلوئور جایگزین شده‌اند. این پیوندهای C-F بسیار قوی و پایدار هستند و تجزیه آنها در طبیعت به سختی انجام می‌شود (Buck et al., 2011). در انتهای زنجیره کربنی، یک گروه عاملی قطبی (مانند سولفونیک اسید، کربوکسیلیک اسید یا اتر) وجود دارد که به این ترکیبات خاصیت آبگریزی و چربی‌دوستی (همزمان) می‌دهد.

ترکیبات perfluoroalkyl که در آن تمام اتم‌های هیدروژن زنجیره کربنی با فلور جایگزین شده‌اند، مانند PFOA و PFOS (Buck et al., 2011; Busch et al., 2010) و ترکیبات polyfluoroalkyl که فقط بخشی از زنجیره آن‌ها فلورینه شده، مانند GenX که دارای ساختار اتر است و به عنوان جایگزینی برای PFOA معرفی شده است (Schumm et al., 2023). از نظر ساختاری، PFOA ($C_7F_{15}COOH$) یک اسید کربوکسیلیک با زنجیره ۸ کربنی است که در تولید تفلون، منسوجات و فوم‌های صنعتی کاربرد داشته است. PFOS ($C_8F_{17}SO_3H$) نیز یک اسید سولفونیک با پایداری زیستی بالا بوده که عمدتاً در کف‌های آتش‌نشانی و پوشش‌های مقاوم استفاده شده است. PFOA دارای یک زنجیره پر فلورینه مستقیم با یک انتهای کربوکسیلیک است. این ساختار باعث پراکندگی کم و ماندگاری بالا در آب می‌شود. PFOS ساختاری مشابه PFOA دارد اما با گروه عاملی SO_3H- که قطبیت بیشتری نسبت به $COOH-$ دارد و بنابراین تمایل بیشتری به تجمع در بافت‌ها و ارگان‌های زیستی از خود نشان می‌دهد. PFOS همچنین مقاومت حرارتی و شیمیایی بالایی دارد (Bao et al., 2018; Joeris et al., 2020). (شکل ۲). در سال‌های اخیر، ترکیبات جایگزینی مانند GenX (HFPO-DA) با ساختار اتر فلورینه و زنجیره کوتاه‌تر ($C_6HF_{11}O_3$) مورد استفاده قرار گرفته‌اند. با وجود هدف از جایگزینی آن‌ها، مطالعات نشان داده‌اند که برخی از این جایگزین‌ها مانند GenX ممکن است دارای پتانسیل سمیت برابر یا حتی بالاتر نسبت به PFAS‌های قبلی باشند، به طوری که به همان میزان در محیط پایدار باقی می‌مانند. مطالعات نشان می‌دهد که GenX حلالیت بیشتری در آب نسبت به PFAS با زنجیره طولانی‌تر مانند PFOA دارد، که تلاش‌های پاکسازی را پیچیده می‌کند (Yan et al., 2020). با این حال، در یک مطالعه نشان داده شده است که GenX باعث ایجاد سمیت کبدی و اختلال در متابولیسم اسید صفراوی در مطالعات حیوانی می‌شود، که نشان می‌دهد ممکن است خطرات مشابه یا حتی بیشتر از PFOA برای سلامتی داشته باشد (Guo et al., 2022; Zhang et al., 2024).



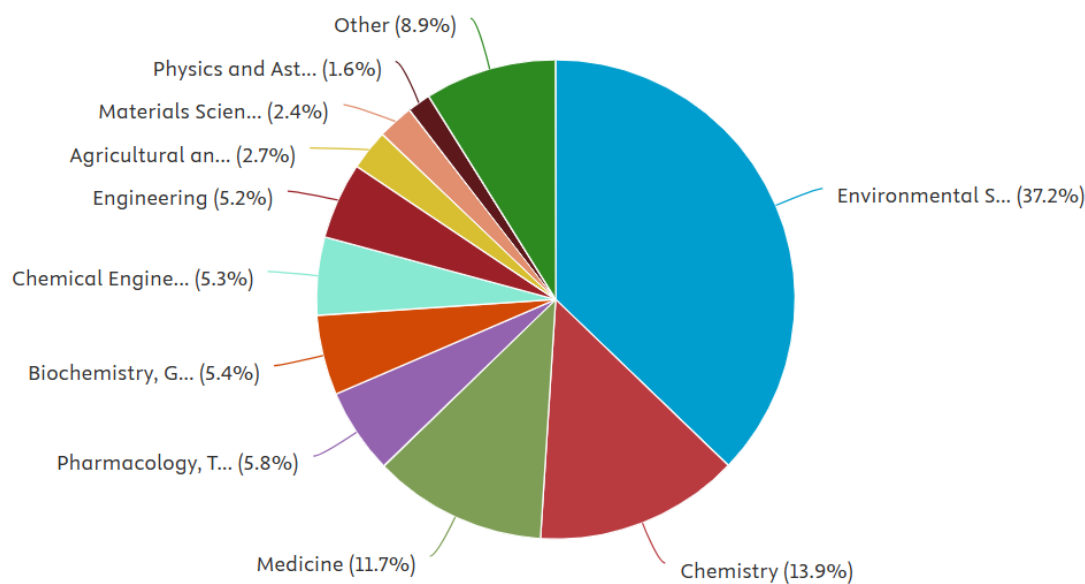
شکل ۱. نمای کلی از ساختار کلی مواد PFAS غیر پلیمری (Panieri, Baralic, et al., 2022).



شکل ۲. ساختار شیمیایی برخی از انواع PFAS (Ramírez Carnero et al., 2021)

محققان اغلب جنبه‌های گوناگون چرخه حیات این ترکیبات را در کنار هم بررسی می‌کنند به‌طور مثال، تأثیرات سلامت انسان در ارتباط با فرایندهای حذف از آب آشامیدنی یا پساب صنعتی مورد توجه قرار دارد. به‌طور کلی، این نقشه تصویری جامع از هسته‌ها و زیرموضوعات پراهمیت در حوزه PFAS ارائه می‌دهد. داده‌های جمع‌آوری شده از مقالات منتشر شده در سال‌های اخیر نشان می‌دهد که پژوهش‌ها پیرامون ترکیبات PFAS در سطح جهانی به‌طور قابل توجهی رشد کرده است. همچنین بیشتر این مقالات از سوی کشورهای پیشرو مانند ایالات متحده، چین و برخی کشورهای اروپایی منتشر شده‌اند. در مقابل، کشورهای در حال توسعه و برخی مناطق دیگر، از جمله ایران، سهم بسیار کمی در این حوزه دارند. نمودار توزیع حوزه‌های پژوهشی پیرامون مولکول‌های پایدار (PFAS) نشان می‌دهد (شکل ۳) که تحقیقات در این زمینه به‌شدت میان‌رشته‌ای هستند و طیف وسیعی از حوزه‌های علمی را در بر می‌گیرند. بیشترین تمرکز مربوط به علوم محیط‌زیست (۳۷٫۲٪) است که نشان‌دهنده نگرانی گسترده پژوهشگران درباره تأثیرات زیست‌محیطی این ترکیبات بر آب، خاک و اکوسیستم‌هاست. پس از آن، شیمی (۱۳٫۹٪) و پزشکی (۱۱٫۷٪) قرار دارند که به ترتیب به بررسی ساختار و خواص شیمیایی PFAS و همچنین تأثیرات آن بر سلامت انسان می‌پردازند. حوزه‌های سم‌شناسی، داروسازی، بیوشیمی و ژنتیک نیز به بررسی مکانیسم‌های زیستی و مولکولی آسیب‌های ناشی از این مواد اختصاص یافته‌اند. همچنین حضور حوزه‌هایی مانند مهندسی، کشاورزی، علم مواد و حقوق در میان رشته‌های پژوهشی مرتبط، بیانگر آن است که مدیریت بحران

PFAS نیازمند رویکردی یکپارچه و فرابخشی است. این توزیع پژوهش‌ها اهمیت توسعه راهکارهای جامع و همکاری میان حوزه‌های علمی مختلف را در مقابله با چالش‌های ناشی از PFAS برجسته می‌سازد.



شکل ۲. توزیع حوزه‌های عمده پژوهش‌ها پیرامون PFAS

در ایران، پژوهش‌ها درباره PFAS در آب، خاک و محیط زیست به ندرت انجام شده و هیچ مقاله مروری جامعی تاکنون وضعیت این آلاینده‌ها را تحلیل نکرده است. با توجه به اهمیت این آلاینده‌های نوظهور پرکاربرد در جهان، هدف از این مطالعه معرفی جامع این ترکیبات، بررسی کاربردهای آنها، منابع انتشار، وضعیت آلودگی PFAS در ایران و جهان، قوانین و استانداردهای مرتبط، مطالعات صورت گرفته در مورد آلودگی این آلاینده‌ها در جهان و ایران، بررسی راه‌های ورود این ترکیبات به طبیعت، چرخه غذایی انسان، خطرات سلامتی و بهداشتی این ترکیبات و ارائه راهکارهای مدیریت آلودگی PFAS می‌باشد. این مقاله می‌تواند مرجع مناسب و مطلوبی برای پژوهشگران حوزه آب، خاک، محیط زیست و سلامت عمومی باشد. همچنین با زبان ساده، خطرات PFAS را برای عموم مردم تشریح کرده تا آگاهی جامعه درباره این تهدید پنهان افزایش یابد. علاوه بر این می‌تواند مرجعی علمی برای تدوین سیاست‌های مدیریتی و زیست‌محیطی در این کشورها مورد استفاده قرار گیرد. انتشار این پژوهش گامی کلیدی در جهت حفاظت از اکوسیستم‌ها و سلامت نسل‌های آینده ایران خواهد بود.

۲. روش انجام پژوهش

این مقاله به بررسی داده‌های موجود در مورد PFAS و اثرات آن‌ها بر محیط زیست و سلامت انسان می‌پردازد. روش این منظور، نتایج آزمایشات علمی و گزارش‌های مربوط به میزان PFAS در خاک، آب و هوا، و همچنین بررسی‌های بهداشتی انجام شده در مورد تأثیرات این ترکیبات بر سلامت انسان جمع‌آوری و تحلیل شده است. در این پژوهش، اکثراً از مقالات منتشر شده در سال‌های ۲۰۲۳ و ۲۰۲۴ به‌طور گسترده استفاده شده است تا به‌روزترین اطلاعات و یافته‌ها را منعکس کند. تمامی مقالات استفاده شده در این مطالعه از منابع آنلاین (Google, Google scholar, SID, CAS, Science Direct, Wiley online Library, Elsevier, Wiley online Library, Frontiers, Springer, Taylor and Francis, MDPI, ACS Publication, Nature, Civilica و غیره تهیه شدند. بیشترین تعداد مقالات مربوط به سال‌های ۲۰۲۲ (۳۰ مرجع)، ۲۰۲۱ (۲۶ مرجع) و ۲۰۲۳ (۲۴ مرجع) هستند و در سال ۲۰۲۰ نیز ۲۱ مرجع استفاده شده است. این نشان می‌دهد مقاله عمده‌تأ از مطالعات اخیر (۳ سال گذشته) استفاده کرده که نشان دهنده به‌روز بودن موضوع و مطلب می‌باشد. در نگارش این مقاله نیز مجلات Environmental Science & Technology

یافته‌ها

این ترکیبات شامل دو دسته‌ی اصلی ترکیبات پلیمری (polymeric) و ترکیبات غیرپلیمری (non-polymeric) می‌باشند و به سه دسته اصلی پرفلوئوروآلکیل اسیدها (PFAAs)، پلی‌فلوئوروآلکیل اسیدها و پیش‌سازهای PFAA^۳ تقسیم می‌شوند (Wang et al., 2017). پرفلوئوروآلکیل اسیدها (PFAAs) زیرمجموعه‌ای از PFAS هستند که شامل ترکیباتی است که تمام اتم‌های هیدروژن زنجیره کربنی آن‌ها با اتم‌های فلور جایگزین شده است و شامل دو شاخه اصلی یعنی پرفلورو سولفونیک اسیدها (PFSA) و پرفلوروآلکیل کربوکسیلیک اسیدها (PFCA) می‌باشند. این دو شاخه اصلی‌ترین ترکیبات PFAS هستند که به دلیل استفاده گسترده و حضور پایداریشان در محیط زیست مورد توجه قرار گرفته‌اند. PFAA شامل ترکیباتی مانند اسید پرفلوئورو اوکتانویک (PFOA) و اسید پرفلوئورو اوکتان سولفونیک (PFOS) هستند که به طور گسترده در صنعت استفاده می‌شوند. این مواد به دلیل مقاومت در برابر حرارت، آب و روغن، در پوشش‌های مقاوم در برابر آب و لکه، مواد شیمیایی ضد آتش و حتی در محصولات خانگی مورد استفاده قرار گرفته‌اند (Dickman & Aga, 2022). PFAS به دلیل خواص منحصر به فردشان، در صنایع مختلف مورد استفاده قرار گرفته‌اند، اما نگرانی‌های زیست‌محیطی و بهداشتی در مورد آن‌ها به شدت افزایش یافته است (Domingo & Nadal, 2019). PFAS به دلیل پایداری بسیار بالا و مقاومت در برابر تجزیه، می‌توانند برای دهه‌ها در محیط باقی مانده و به آرامی وارد زنجیره غذایی شوند. این باعث شده که PFAS به عنوان آلاینده‌های جدید و پایداری تشخیص داده شوند که احتمالاً تأثیرات منفی قابل توجهی بر سلامت انسان و محیط زیست داشته باشند (Tolaymat et al., 2023). سطوح مجاز PFAS در آب آشامیدنی اصولاً به واسطه استانداردهای بین‌المللی تعیین می‌شوند. به عنوان مثال، سازمان حفاظت محیط زیست ایالات متحده (EPA) مقدار مجاز PFAS در آب آشامیدنی را ۷۰ نانوگرم در لیتر تعیین کرده است (EPA, 2016). همچنین، سازمان بهداشت جهانی (WHO) و دیگر سازمان‌های بهداشتی در حال بررسی و به‌روزرسانی این استانداردها هستند تا به حداقل رساندن خطرات ناشی از این آلاینده‌ها کمک کنند (WHO, 2024).

جدول ۱. اسامی اختصار برخی از گونه‌های PFAS (Wang et al., 2023)

Definition	Acronym	Definition	Acronym
Perfluorooctanemido betaine	PFOAB	Chlorinated polyfluoroalkyl ether sulfonic acid	F-53B
Perfluoro-3-methoxypropanoic acid	PFMOPrA	Perfluoroalkyl acid	PFAA
Perfluoro-4-methoxybutanoic acid	PFMOBA	Perfluorocarboxylic acid	PFCA
Perfluoroheptanoic acid	PFHpA	Perfluorooctane sulfonic acid	PFOS
Perfluoro-n-undecanoic acid	PFUdA	Perfluorooctanoic acid	PFOA
Perfluorododecanoic acid	PFDoA	Neutral - Per and poly fluoroalkyl substances	n-PFAS
Perfluoroalkyl acid	PFRA	Ionic - Per and poly fluoroalkyl substances	i-PFAS
Hexafluoropropylene Oxide (HFPO) Dimer Acid	Gen-X	Perfluorobutanoic acid	PFBA
4,8-dioxo-3H-perfluorononanoic acid	ADONA	Perfluoro-n-pentanoic acid	PFPeA
Fluorotelomer phosphate monoester	MonoPAP	Perfluoropentanesulfonic acid	PFPeS

1 Perfluoroalkyl Acids

2 Polyfluoroalkyl Acids

3- PFAA Precursors

4 Perfluoro sulfonic acids

5 Perfluoro carboxylic acids

6 Perfluoro octanoic acid

7- Perfluoro octane sulfonic acid

Fluorotelomer phosphate diester	DiPAP	Perfluoroalkane sulfonic acid	PFSA
2-(N-Methyl-perfluorooctane sulfonamido) acetic acid	N-MeFOSAA	Perfluoroalkyl carboxylic acid	PFCA
2-(N-ethyl-perfluorooctane sulfonamido) acetic acid	N-EtFOSAA	Perfluorononanoic acid	PFNA
Fluorotelomer alcohol	FTOH	Perfluorodecanoic acid	PFDA
Perfluorooctane sulfonamidoethanol	FOSE	Perfluoroundecanoic acid	PFUnDA
Perfluorooctane sulfonamide	FOSA	Perfluorohexane sulfonate	PFHxS
Fluorotelomer sulfonamide betaine	FtSAB	Perfluorosulfonamidoalkyl betaine	PFOSB
Fluorotelomer sulfonamide betaine	FtSAC	Perfluorooctanemidammonium salt	PFOAAmS
Fluorotelomer acrylate	FTAC	N-trimethyl ammonio propyl perfluorohexane sulfonamide	TAmPr-FHxSA

جدول ۲. دو ترکیب شیمیایی مرتبط با پرفلوئوروآلکیل اسیدها (PFAAs) با زنجیره بلند ($C_8 - C_{13}$) (Amen et al., 2023)

ترکیبات	مخفف ها	شماره CAS	فرمول شیمیایی	جرم مولکولی	حلالیت در آب	ضریب تقسیم اکتانول/ آب	pKa	منابع استفاده
PERFLUOROCARBOXYLIC ACIDS – LONG CHAIN ($C_8 - C_{13}$)								
Perfluorooctanoic acid	PFOA	335-67-1	$C_7F_{15}COOH$	414.1	771	4.81	0.20	ماده مقاوم در برابر لکه، فوم های اطفاء حریق، پولیش ها و چسب ها، لوازم آرایشی، گریس ها، روان کننده و رنگ ها، تولید پلیمرها
								
Perfluorooctane sulfonic acid	PFOS	1763-23-1	$C_8F_{17}SO_3H$	500.0	60	4.49	0.14	ماده مقاوم در برابر لکه، فوم های اطفاء حریق، تولید نیمه رساناها، عوامل نفوذپذیر برای پارچه ها، کاغذ و چرم، در واکس ها، پولیش ها، رنگ ها
								

قوانین و مقررات منع یا کاهش استفاده ترکیبات PFAS

PFAS به دلیل پایداری بالای شیمیایی، نیمه عمر طولانی و قابلیت تجمع در زنجیره غذایی، به عنوان آلاینده های نوظهور و خطرناک شناخته می شوند. با توجه به اثرات منفی این ترکیبات بر محیط زیست و سلامت انسان، ضرورت دارد که سیاست های سخت گیرانه تری برای کنترل و کاهش انتشار آن ها اتخاذ شود. همچنین، پژوهش های بیشتری برای درک کامل تر از اثرات بلندمدت این ترکیبات و توسعه روش های موثرتر برای تجزیه و حذف آن ها از محیط زیست باید انجام گیرد. قوانین و مقررات جهانی به طور پیوسته در حال توسعه هستند تا استفاده از PFAS محدود و مدیریت شوند. این قوانین به طور عمده بر کاهش ریسک های زیست محیطی و حفظ سلامت انسان ها تمرکز دارند (جدول ۳).

ایالات متحده آمریکا

در ایالات متحده، قوانین متعددی در سطح ملی و ایالتی برای کاهش حضور PFAS در محیط زیست و کاهش مواجهه با آنها تدوین شده است. حمایت سیاسی، آگاهی اجتماعی و شواهد علمی قوی از جمله عواملی هستند که به تصویب این قوانین کمک کرده اند، هرچند چالش هایی مانند محدودیت های سیاسی و اقتصادی همچنان وجود دارند (جدول ۴) (Brennan et al., 2021).

اتحادیه اروپا

اتحادیه اروپا از طریق مقررات REACH (ثبت، ارزیابی، مجوز و محدودیت مواد شیمیایی) تلاش کرده است تا کنترل بیشتری بر استفاده از PFAS اعمال کند. کشورهای نوردیک مانند نروژ، سوئد و دانمارک در این زمینه پیشرو بوده اند و پیشنهادات محدودیتی برای PFAS را تحت کنوانسیون استکهلم ارائه داده اند (Steindal & Grung, 2020).

جدول ۳. حداکثر غلظت مجاز PFAS در خاک و جامدات زیستی (Saliu & Sauvé, 2024)

ماتریکس	سطح مجاز قانونی $\mu\text{g/kg}$	کشور	رفرنس
خاک	ΣPFAS (۱۰۰)	آلمان (۲۰۰۹)	(Nicole, 2016)
	PFOS (۱۳۰)	USEPA	(BCLP Client Intelligent, 2023)
	PFOA (۱۹۰)		
	HFPO-DA (۲۳۰)		
	PFBS (۱۹۰۰۰)		
	PFHXS (۱۳۰۰)		
خاک های اصلاح شده با لجن زیستی ^۱	PFNA (۱۹۰)	استرالیا	(NEMP, 2020)
	PFOS (۱۰)		
	C9-C14 (۱۰)		
	PFOS (۴)		
	PFOA (۱)		
	$\Sigma_{12}\text{PFAS}$ (۳۰۰)	دانمارک	(Nicole, 2016)
زیست جامدها	PFOS (۰.۹)	هلند	The Dutch National Institute for Public Health and the (Environment, 2019)
	PFOA (۰.۸)		
	$\Sigma_{11}\text{PFAS}$ (۳)		
	PFBS (۱۹۰۰)		
	PFOS (۵,۲)		
	PFOA (۲,۵)	سوئد	(Swedishepa, 2017)
	PFOS (۱۲۵)	ایالت میشیگان، آمریکا	(Michigan Department of Environment, 2022)
		ایالت مین، آمریکا (۲۰۱۹)	Maine PFAS Report (2020)

جدول ۴. مقررات ایالتی برای حداکثر میزان PFAS در سراسر ایالت متحده (BCLP Client Intelligent, 2023).

ایالت	زیرگروه PFAS	سطح کلی خاک ($\mu\text{g/kg}$)	سطح خاک مناطق مسکونی ($\mu\text{g/kg}$)	سطح خاک مناطق صنعتی/تجاری ($\mu\text{g/kg}$)
آلاسکا	PFOA, PFOS	مناطق قطبی: ۲۲۰۰ باقی مناطق: ۱۶۰۰		
کالیفرنیا	PFOA		۲۸	۳۷۰
کنتیکت	PFOA+PFOS+PFNA+PFHxS+PFHpA	۱۳۵۰		۱۵۰۰
دلاور	PFOS, PFOA	۱۳۰۰		
فلوریدا	PFOS, PFOA		۱۳۰۰	۲۵۰۰۰
ایندیانا	PFOS	۳۰۰۰		
	PFOA, PFNA	۵۰۰۰		
	PFHxS	۳۰۰۰۰		
	PFBS	۵۰۰۰۰۰		
آیووا	PFOS	۰/۴۸		
	PFNA	۱۸۰		
	PFHxs	۱۶۰۰		
	PFBS	۱۸۰۰۰		
	PFOA	۳۵۰۰۰		
	PFHxA	۳۹۰۰۰		

¹ Biosolids-amended soils

	۶۱۰۰۰	PFBA	
۲۲۰۰۰	۱۷۰۰	PFOS, PFOA	مین
۲۲/۰۰۰/۰۰۰	۱/۷۰۰/۰۰۰	PFBS	
	۰/۲۲	PFOS	میشیگان
	۳۵۰	PFOA	
۵۶۰	۴۱	PFOS	
۱۷۰۰	۱۳۰	PFHxS	
۳۲۰۰	۲۴۰	PFOS	مینه سوتا
۵۲۰/۰۰۰	۳۸۰۰۰	PFBA	
۷۷۰۰۰	۵۷۰۰۰	PFBS	
۱۵۰۰	۳۲۰	PFOA	نبراسکا
۱۵۰۰۰۰	۳۲۰۰	PFOS	
۷۰۱۰۰	۲۳۵۰	PFOA	نوادا
۴۶۷۰۰	۱۵۶۰	PFOS	
۷۰۱۰۰۰	۱۹۰۰۰	PFBS	
۶۰۰	۱۰۰	PFOS	نیوهمپشر
۹۰۰	۱۰۰	PFHxS, PFNA	
۱۳۰۰	۲۰۰	PFOA	
۶۷۰	۴۷	PFNA	
۱۶۰۰	۱۱۰	PFOS	نیوجرسی
۱۸۰۰	۱۳۰	PFOS	
۲۶۰/۰۰۰	۱۵۶۰	PFOS, PFOA, PFHxS	نیومکزیکو
۵۰۰	۶/۶	PFOA	
	۶۰۰		نیویورک
۴۴۰	۸,۸	PFOS	
	۴۴۰		
۳۳۰	۲۵	PFPS	
۳۳۰۰	۲۵۰	PFHxS	
۴۹۰	۳۸	PFOA	کارولینای شمالی
۴۹۰	۳۸	PFNA	
۷۰۰	۴۷	GenX	
۴۹۰۰۰	۳۸۰۰	PFBS	
۶۴۰۰۰	۴۴۰۰	PFOA, PFOS	پنسیلوانیا
۹۶۰۰۰۰	۶۶۰۰۰	PFBS	
۴۹۰	۶۰۰	PFOA	تگزاس
۱۵۰۰	۱۵۰۰	PFOS	
۱۴۳۶۰	۱۲۲۰	PFOS, PFOA, PFHpA, PFHxS, PFNA	ورمانت
	۲۰۰	PFNA	
	۲۴۰	PFOA	
	۲۴۰	PFOS	واشنگتن
	۲۴۰	GenX	
	۷۸۰	PFHxS	
	۲۴۰۰۰	PFBS	
۱۶۴۰۰	۱۲۶۰	PFOA, PFOS	ویسکانسین

منابع اولیه

منابع اولیه PFAS شامل کارخانه‌های تولید این ترکیبات، سایت‌های استفاده از فوم‌های آتش‌نشانی (AFFF) و سایت‌های تخلیه صنعتی است. در این سایت‌ها، PFAS از طریق تخلیه مستقیم به خاک و آب‌های سطحی یا از طریق انتشار در هوا وارد محیط می‌شود. این کارخانه‌ها از طریق تخلیه پساب‌های صنعتی و انتشار گازهای حاوی PFAS به هوا، این ترکیبات را وارد محیط زیست می‌کنند (Brusseau et al., 2020). مطالعه‌ای در چین نشان داد که کارخانه‌های تولید فلوروپلیمرها در نزدیکی رودخانه Xiaoqing منجر به آلودگی گسترده آب و رسوبات شده‌اند (Sun et al., 2016). در مکان‌هایی مانند پایگاه‌های نظامی، فرودگاه‌ها و مراکز آموزشی آتش‌نشانی، استفاده گسترده از فوم‌های آتش‌نشانی منجر به آلودگی شدید خاک و آب‌های زیرزمینی شده است. مطالعات نشان داده‌اند که PFOS و PFOA به عنوان دو ترکیب غالب در این سایت‌ها حضور دارند و غلظت آن‌ها به چندین هزار میکروگرم بر کیلوگرم خاک می‌رسد (Ehsan et al., 2024). مطالعه‌ای در استرالیا نشان داد که غلظت PFOS در خاک‌های اطراف سایت‌های آموزشی آتش‌نشانی به ۴۶۰,۰۰۰ میکروگرم بر کیلوگرم رسیده است (Brusseau et al., 2020).

منابع ثانویه

منابع ثانویه شامل استفاده از لجن فاضلاب، کمپوست آلوده، آب آبیاری آلوده و رسوبات آلوده است. این منابع PFAS را از مناطق آلوده به مناطق دیگر منتقل می‌کنند. استفاده از لجن فاضلاب و کمپوست در زمین‌های کشاورزی می‌تواند به طور مستقیم خاک و گیاهان را آلوده کند (Salvatore et al., 2022). مطالعه‌ای در ایالات متحده نشان داد که PFAS در لجن فاضلاب به میانگین ۲۷۴۹ تا ۳۴۵۰ کیلوگرم در سال می‌رسد که بخشی از آن در زمین‌های کشاورزی استفاده می‌شود (Venkatesan & Halden, 2013). استفاده از آب‌های سطحی و زیرزمینی آلوده به PFAS برای آبیاری، می‌تواند منجر به انتقال این ترکیبات به گیاهان و مواد غذایی شود (Brusseau et al., 2020). در چین، پژوهشی نشان داد که استفاده از آب آبیاری آلوده می‌تواند غلظت PFAS را در خاک و گیاهان افزایش دهد (Bao et al., 2019). ترکیبات PFAS به دلیل پایداری و خاصیت فراریت نسبی، می‌توانند از طریق انتقال جوی به مناطق دوردست منتقل شوند. این ترکیبات از طریق رسوب‌گذاری خشک و مرطوب وارد خاک و آب‌های سطحی می‌شوند. رسوبات در آب‌های سطحی به عنوان یک مخزن ثانویه برای PFAS عمل می‌کنند. مطالعات نشان داده‌اند که حتی در مناطق دورافتاده مانند قطب جنوب و مناطق کوهستانی چین نیز غلظت‌های کمی از PFAS یافت شده است (Brusseau et al., 2020; Toms et al., 2014).

آلودگی PFAS در آب و خاک

آب‌های سطحی

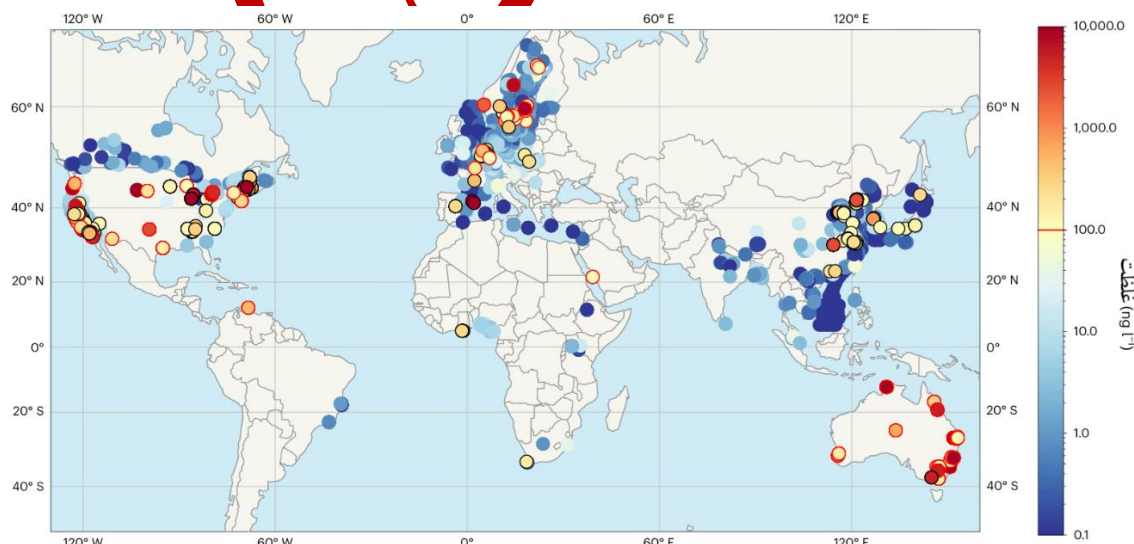
PFAS از طریق تخلیه مستقیم فاضلاب صنعتی، شست‌وشوی خاک آلوده و رسوب‌گذاری جوی وارد آب‌های سطحی می‌شود. این ترکیبات به دلیل خاصیت حلالیت بالا، در طول رودخانه‌ها و دریاچه‌ها جابجا می‌شوند و می‌توانند اکوسیستم‌های آبی را تحت تأثیر قرار دهند. مطالعه‌ای در هلند نشان داده که در نزدیکی کارخانه‌های تولید فلوروپلیمرها، غلظت PFOA در آب‌های سطحی به میزان بالایی رسیده است (Brandsma et al., 2019). در مناطق نزدیک به سایت‌های آموزشی آتش‌نشانی، PFOS به عنوان غالب‌ترین ترکیب در آب‌های سطحی شناسایی شده است (Ehsan et al., 2024).

آب‌های زیرزمینی

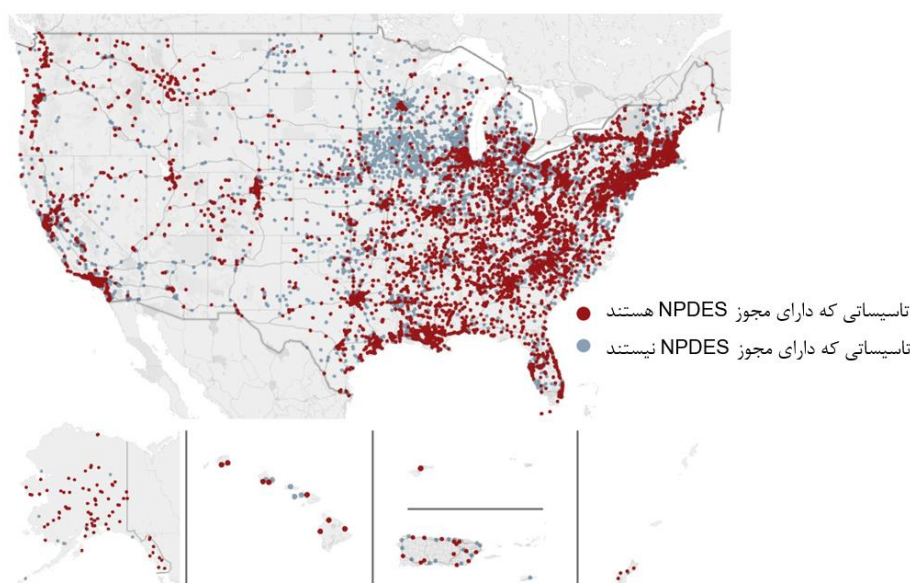
PFAS می‌تواند از طریق نفوذ از خاک‌های آلوده، نشت از لوله‌های صنعتی و انتقال عمقی در لایه‌های زیرسطحی وارد آب‌های زیرزمینی شود. این ترکیبات به دلیل مقاومت بالا در برابر تخریب زیستی و شیمیایی، برای مدت طولانی در آب زیرزمینی باقی

می‌مانند. در سایت‌های آتش‌نشانی، PFAS تا عمق ۱۵ متری خاک شناسایی شده است (Dauchy et al., 2019). در بررسی خاک‌هایی در سایت‌های نزدیک به مناطق صنعتی نشان داده که غلظت PFAS در برخی موارد تا ۴۶۰ میلی‌گرم بر کیلوگرم رسیده است که این غلظت‌ها می‌توانند به عنوان منبع آلاینده مهم برای منابع آب زیرزمینی عمل کنند و منجر به آلودگی منابع آب زیرزمینی شوند (Brusseau et al., 2020). نقص در سیستم‌های جمع‌آوری شیرابه یا لندفیل‌های بدون لاینر (پوشش محافظ) می‌تواند باعث نفوذ PFAS به آب‌های زیرزمینی شود. به‌عنوان مثال، در لندفیل‌های فاقد لاینر، PFAS می‌تواند به‌طور مستقیم وارد منابع آب زیرزمینی شده و غلظت‌هایی تا ۵۵۰ نانوگرم بر لیتر داشته باشد (Chen et al., 2024b). شکل ۴ نقشه‌ای جهانی از توزیع غلظت مجموع ۲۰ ترکیب منتخب PFAS در نمونه‌های آب سطحی، زیرزمینی و آشامیدنی را به تصویر می‌کشد. این نقشه بر اساس داده‌ای شامل بیش از ۴۵۰۰۰ نمونه از مطالعات میدانی در سراسر جهان ترسیم شده است. در این نقشه، نقاطی که غلظت PFAS در آن‌ها از حد مجاز توصیه‌شده توسط اتحادیه اروپا (۱۰۰ نانوگرم بر لیتر) فراتر رفته، با دایره‌های رنگی مشخص شده است. دایره‌های قرمز، مز بیانگر منابع آلودگی شناخته‌شده مانند فوم‌های اطفا‌ی حریق AFFF یا واحدهای صنعتی و دایره‌های سیاه نمایانگر منابع آلودگی ناشناخته هستند. در حالی که تراکم بالایی از نقاط با غلظت بالا در مناطقی چون استرالیا، اروپا، چین و آمریکای شمالی مشاهده می‌شود.

نقشه ارائه‌شده در شکل ۵، توزیع جغرافیایی منابع آلودگی ترکیبات پرفلوئوروآلکیل و پلی‌فلوئوروآلکیل (PFAS) را در ایالات متحده نشان می‌دهد. نقاط قرمز تا سیاه را مشخص می‌کنند که دارای مجوز NPDES (سیستم ملی حذف تخلیه آلودگی) هستند و تخلیه مستقیم فاضلاب به آب‌های سطحی دارند. این تأسیسات تحت مقررات قانون آب پاک ایالات متحده فعالیت می‌کنند. در مقابل، نقاط آبی نشان‌دهنده تأسیساتی هستند که بدون این مجوز فعالیت می‌کنند. توزیع این نقاط نشان می‌دهد که آلودگی PFAS در مناطق شرقی و مرکزی ایالات متحده به دلیل تراکم بالای فعالیت‌های صنعتی، بیشتر است. همچنین، در ایالت‌هایی مانند کالیفرنیا و مناطق غربی نیز نقاط قرمز بارزی دیده می‌شود که بیانگر وجود صنایع بزرگ و تخلیه‌های آلاینده است. این نقشه بر اهمیت شناسایی و مدیریت منابع آلودگی PFAS تأکید دارد، به‌ویژه در مناطقی که تأسیسات بدون مجوز NPDES فعالیت می‌کنند. شناسایی این منابع می‌تواند در تدوین سیاست‌های نظارتی و کاهش آلودگی آب‌های سطحی مؤثر باشد (Andrews et al., 2021).



شکل ۴. نقشه جهانی غلظت PFAS در آب. موارد بالاتر از حد مجاز آب آشامیدنی اتحادیه اروپا 100 ng L^{-1} (با رنگ قرمز مشخص شده در نوار مقیاس) با رنگ قرمز (برای منابع آلودگی شناخته‌شده (به عنوان مثال، AFFF یا غیر AFFF)) یا سیاه (منابع ناشناخته) به شکل دایره مشخص شده اند (Ackerman Grunfeld et al., 2024).



شکل ۱. پهنای آلودگی PFAS در ایالات متحده با احتمال آلودگی

آلودگی خاک

خاک به دلیل خاصیت نگهداری PFAS، به عنوان یک مخزن بزرگ عمل می‌کند. با این حال، ورود آلاینده‌هایی مانند مواد پروپلی فلوئوروآلکیل به خاک، این اکوسیستم حیاتی را تهدید می‌کند. PFAS به دلیل پایداری شیمیایی، مقاومت در برابر تجزیه زیستی و قابلیت انتقال در محیط، به عنوان آلاینده‌های پیدار در خاک شناخته می‌شوند. این ترکیبات می‌توانند به عمق خاک نفوذ کرده و برای دهه‌ها باقی بمانند (Anderson et al., 2018). در حالی که به منابع آب زیرزمینی و زنجیره غذایی نیز راه پیدا می‌کنند. PFAS با زنجیره بلند (مانند PFOS و PFOA) در لایه‌های سطحی خاک جمع می‌یابند، در حالی که ترکیبات کوتاه‌تر (مانند PFBA) به اعماق بیشتری نفوذ می‌کنند (Higgins & Luthy, 2006). در سال‌های اخیر، آلودگی‌های ناشی از پایگاه‌های نظامی و فرودگاه‌ها، غلظت PFOS در خاک به $373/000$ میکروگرم بر کیلوگرم رسیده است (Bressan et al., 2020). برخی از محققین گزارش کردند PFOS باعث افزایش جمعیت فرمیکوت‌ها در محیط خاک می‌شود که این تغییرات با چرخه نیتروژن مرتبط است؛ همچنین ترکیب PFOS/PFOA موجب افزایش آلفا پروتئوباکتیریا و گاما پروتئوباکتیریا می‌شود و تأثیری بر چرخه‌های نیتروژن، سولفور و کربن دارد (Shittu et al., 2023). ترکیبات با زنجیره بلند مانند PFOS و PFOA تأثیر منفی بیشتری بر فعالیت آنزیم‌های خاک دارند، در حالی که PFAS با زنجیره کوتاه مانند PFBS می‌تواند فعالیت برخی آنزیم‌ها مانند β -گلوکوسیداز را افزایش دهد (Xu et al., 2023). همچنین مشاهده شده است در برخی پژوهش‌ها، استفاده از PFAS منجر به افزایش pH خاک شده است که این اثر به دلیل افزایش تجزیه بقایای گیاهی و آزادسازی ترکیبات قلیایی است (Xu et al., 2023).

نحوه ورود PFAS به لندفیل‌ها

ورود از طریق زباله‌های جامد شهری (MSW)

محصولات خانگی مانند بسته‌بندی‌های مواد غذایی، فرش‌ها، منسوجات ضدآب، و ظروف نچسب که حاوی PFAS هستند، بخش مهمی از زباله‌های جامد شهری را تشکیل می‌دهند. به طور خاص، کاغذها و مقواهای مقاوم در برابر چربی و آب مانند بسته‌بندی‌های مواد غذایی، یکی از منابع عمده PFAS در زباله‌های شهری محسوب می‌شوند (Chen et al., 2024a; Tolaymat et al., 2023).

1 β -glucosidase

2- Municipal solid waste

زباله‌های صنعتی و تولیدی

صنایع تولید چرم، کروم‌پلیتینگ، و تولید منسوجات از PFAS به‌عنوان مواد افزودنی استفاده می‌کنند. پسماندهای این صنایع به‌طور مستقیم به لندفیل‌ها انتقال داده می‌شوند (Tolaymat et al., 2023).

لجن فاضلاب (Biosolids)

لجن‌های فاضلاب شهری که در تصفیه‌خانه‌های فاضلاب تولید می‌شوند، به دلیل فرآیندهای تصفیه ناکافی، مقادیر بالایی از PFAS را به لندفیل‌ها منتقل می‌کنند. این لجن‌ها معمولاً به‌عنوان خاکپوش یا مواد دفنی مورد استفاده قرار می‌گیرند (Chen et al., 2024b).

جدول ۵. غلظت‌های PFAS (ng/g وزن خشک) در جامدات زیستی و پساب‌های ورودی و خروجی کشورهای منتخب (Saliu & Sauvé, 2024).

ماتریکس	تعداد نمونه‌ها	گونه شناسایی شده PFAS	غلظت PFAS جامدات زیستی	غلظت PFAS ورودی پساب	غلظت PFAS ورودی خروجی	کشور	رفرنس
جامدات زیستی ^۱	۲۰	۱۳ ترکیب	۲/۱-۱۷۰۰۰	۲/۲-۱۵۰	۱/۹-۱۴۰	کانادا	(Guerra et al., 2014)
جامدات زیستی	۹	۱۱ ترکیب	۱۳۱۶	-	-	کانادا	(Lakshminarasimman et al., 2021)
جامدات زیستی	۲۰	۲۲ ترکیب	۴/۹۳-۹۲/۶	-	-	کانادا	(Letcher et al., 2020)
جامدات زیستی	۹۴	PFCAs, PFSAAs	۴۰۲	-	-	ایالات متحده	(Venkatesan & Halden, 2013)
جامدات زیستی	۱	8 PFCA, 4 PFSA	۲۲/۵	-	-	ایالات متحده	(Armstrong et al., 2016)
جامدات زیستی، ورودی و خروجی	۴۲	۲۴ ترکیب	۱۹۵	۵۰-۸۰۰	۵۰-۳۷۰۰	ایالات متحده	Michigan Department of Environment, (2020)
جامدات زیستی، ورودی و خروجی	۶	۲۴ ترکیب	۱۶-۲۰۴	۳۰-۱۲۸	۷۰-۱۹۸	ایالات متحده	(Tavasoli et al., 2021)
جامدات زیستی	۸	۹۲ ترکیب	۱۸۲-۱۶۵۰	-	-	ایالات متحده	(Thompson et al., 2022)
جامدات زیستی	۳۸	۴۰ ترکیب	۱۱۴-۲۰۶	۷۰-۱۲۶	۵۶-۱۰۴	ایالات متحده	(Schaefer et al., 2023)
جامدات زیستی	۱۹۰	۲۴ ترکیب	۱-۳۲۰۰	-	-	ایالات متحده	(Link et al., 2024)
جامدات زیستی	۱۱۶۵	11 PFAAs	> ۵۰۰۰۰	-	-	آلمان	(Ulrich et al., 2016)
لجن فاضلاب ^۲	-	PFOA, PFOS	۷۰۰	-	-	آلمان	(Stahl et al., 2018)
لجن فاضلاب	۴	۷۹ ترکیب	۵۰-۱۱۲۴	-	-	سوئد	(Fredriksson et al., 2022)

1- Biosolids

2- Sewage Sludge

کمپوست جامدات زیستی	۲۱	۴۲ ترکیب	۲۲۰	-	-	فرانسه	(Munoz et al., 2021)
جامدات زیستی	۱۶	8 PFAAs	۰/۲۱-۱۲۰	-	-	اسپانیا	(Navarro et al., 2011)
لجن فاضلاب	۱۶	۲۲ ترکیب	۵۰۳-۹۲۰	۲۱۵۶-۶۱۵	۱۹۵-۵۶۷	اسپانیا	(Campo et al., 2014)
لجن فاضلاب	۱۰	۷۳ ترکیب	۱۴۲	-	۴۵	دانمارک	(Aro et al., 2021)
لجن فاضلاب	۱۰	۷۳ ترکیب	۱۲۹	-	۵۵/۰۵	فنلاند	(Aro et al., 2021)
لجن فاضلاب	۱۰	۷۳ ترکیب	۱۰۲	-	۱۶۳/۴۱	سوئد	(Aro et al., 2021)
لجن فاضلاب	۴	۷۹ ترکیب	۵۰-۱۱۲۴	-	-	سوئد	(Fredriksson et al., 2022)
لجن فاضلاب	۱۰	۷۳ ترکیب	۷۵	-	۴۴/۰۴	نروژ	(Aro et al., 2021)
لجن فاضلاب	۱۴	PFPA, PFOS	۲/۵-۲۲/۴	-	-	ایتالیا	(Riva et al., 2021)
لجن فاضلاب	۴۵	PFAAs	۴-۲۴۸۰	-	۱۹۱-۱۸۷۰	سوئیس	(Alder & van der Voet, 2015)
لجن فاضلاب	۱۵	۱۵ ترکیب	۰/۸-۱۴۰۰	۶۱۰-۲۱۰۰	-	کره جنوبی	(Kim et al., 2012)
جامدات زیستی، ورودی و خروجی	۲۵	13 PFCAs, PFSAs	۱۵۶-۱۹۹	-	۲۶۹-۵۶۱	کره جنوبی	(Kwon et al., 2017)
-	۲۸	9 PFAS	۱/۱۲-۴۱۳	-	-	چین	(Ruan et al., 2015)
لجن فاضلاب	۲	10 PFAAs	۱۵۳۴/۵	۸۴۷/۱	۷۴۳/۵	تایلند	(Kunacheva et al., 2011)
لجن فاضلاب	۳	۱۹ ترکیب	۱۸۷-۷۴۶۶/۲	۴۱/۹-۵۸/۳	۲۵/۸-۳۱/۵	هنگ کنگ	(Ma & Shih, 2010)
لجن فاضلاب	۱۰	7 PFCAs, 3 PFSAs	۰/۰۱-۰/۵۹۷	-	-	نیجریه	(Sindikou et al., 2013)
لجن فاضلاب	۹	10 PFAAs	۰/۰۹۸-۰/۶۸۳	۰/۰۹-۹/۸	-	کنیا	(Chirikona et al., 2015)
جامدات زیستی	۱۴	9 PFAAs	۵/۲-۱۵۰	۰/۹۸-۴۴۰	۲۱-۵۶۰	استرالیا	(Gallen et al., 2018)
جامدات زیستی	۱۹	۴۴ ترکیب	۴/۲-۹۱۰	-	-	استرالیا	(Moodie et al., 2021)

پسماندهای حاصل از سوزاندن زباله‌ها (MSWI Ash)

خاکستر زباله‌سوزها (به‌ویژه خاکستر سبک و سنگین) که ممکن است حاوی PFAS باشند، به لندفیل‌ها منتقل می‌شوند (Chen et al., 2024a). به دلیل حلالیت بالا در آب، به‌راحتی از زباله‌های دفن‌شده به شیرابه لندفیل‌ها منتقل می‌شود. مقادیر PFAS در شیرابه معمولاً بین ۳۰۰ تا ۱۲۵،۰۰۰ نانوگرم بر لیتر گزارش شده است که به عوامل مختلفی مانند نوع زباله، سن لندفیل، و میزان بارش بستگی دارد (Chen et al., 2024a; Tolaymat et al., 2023).

جدول ۶. غلظت‌های PFAS در خاک (Brusseau et al., 2020).

غلظت کل PFAS (µg/kg)	تعداد PFAS	حداکثر غلظت PFOA (µg/kg)	حداکثر غلظت PFOS (µg/kg)	موقعیت	رفرنس
----------------------	------------	--------------------------	--------------------------	--------	-------

Naile, 2010/2013	کره	۱/۷	۳/۴	۱۲	+۳-۳/۹
Li, 2010	چین	۱۰/۴	۴۷/۵	۱۵	۱۴۱-۲۳۷
Wang and Gao, 2010/2019	چین	۲۰	۲	۹	+۷-۲۲
Wang, 2013	چین	۰/۴	۰/۳	۲۲	<۰/۱-۵/۸
Meng, 2013	چین	۰/۲	۰/۲	۱۶	<۰/۱-۴/۱
Kim, 2014	کره	۰/۹	۰/۷	۲	<۰/۵-۱/۶
Tan, 2014	نپال	۰/۱	۰/۳	۱۶	<۰/۱-۱/۸
Xiao, 2015	ایالات متحده	۱۲۶	۲۸	۲	۶-۱۳۵
Shan and Jin, 2014/2015	چین	۰/۳	۹	۱۱	+۷-۲۸/۸
Meng, 2015	چین	۱/۹	۲/۳	۱۳	+۰/۴-۳/۶
Chen, 2016	چین	۲	۲۵	۱۷	+۳-۵
Rankin, 2016	کشورهای مختلف	۳/۱	۳/۴	۳۲	+۰/۵-۱۵
NH DES, 2016	ایالات متحده	۵۹	۳۳	۱۲	<۰/۵-۷۱۱
Zhang, 2016	چین	۲/۷	۴/۲	۲۱	+۱-۴
Choi, 2017	کره	۲/۷	۱/۸	۲	<۰/۰۵-۳/۶
Liu, 2017	چین	۲/۷	۱۲۳/۶	۱۲	۱/۹-۱۲۶
Meng, 2018	چین	۴/۲	۵	۱۲	۳-۶۴
Scher, 2018	ایالات متحده	۱۲	۳	۷	۱/۳-۳۰
Kikuchi, 2018	سوئد	۱/۷	۰/۶	۲۸	<۰/۲-۲۰
HWG, 2018	ایالات متحده	۳/۱	۰/۵	۶	+۲-۵/۱
NEA, 2018	نروژ	۱۶۲	۳/۳	۱۷	+۴-۱۷۴
Dalahmeh, 2018	اوگاندا	۳	۰/۹	۲۶	۱/۷-۷/۹
Wang, 2018	چین	۰/۰۰۳	۰/۰۱	۲	<۰/۰۱-۰/۰۰۱
Zhu, 2019	ایالات متحده	۹/۷	۴/۹	۱۷	+۵-۳۵
Cao, 2019	چین	۰/۱	۲/۷	۱۷	+۵-۶/۱
Groffen, 2019	بلژیک	۳۷	۳/۷	۱۵	+۸-۵۳
Kim, 2019	کره	۰/۷	۲/۱	۱۷	+۱-۱۳/۹
Li, 2019	چین	۲/۸	۱۶/۶	۲۱	۶۴/۷

Seo, 2019	کره	۱	۰/۳	۱۹	۲/۵-۸/۸
Skaar, 2019	نروژ	۷/۱	۰/۰۱	۱۴	<۰/۰۰۵-۷/۱
Zhang, 2019	چین	۱/۲	۲۳	۱۲	۴/۲-۴۹

جدول ۷. تعداد PFAS اندازه گیری شده و Σ PFAS در میان مطالعات منتشر شده شیرابه دفن زباله (Tolaymat et al., 2023)

ماتریکس	تعداد نمونه ها	تعداد PFAS شناسایی شده	میانگین کل PFAS ng L^{-1}	محدوده کل PFAS ng L^{-1}	کشور	رفرنس
	۱	۳۸	۹۷۰۰	۹۷۰۰	ایالات متحده	(Liu et al., 2020)
	۱	۳۲	۹۴۰۰	۹۴۰۰	ایالات متحده	(Robey et al., 2020)
	۷۸	۲۵	۱۲۷۰۰	۳۰۰-۵۸۰۰۰	ایالات متحده	(Chen et al., 2023)
	۴	۱۰	۱۷۲۰۰	۱۵۰۰۰-۱۸۰۰۰	ایالات متحده	(Solo-Gabriele et al., 2020)
	۶	۲۴	۴۷۰۰	۲۷۰۰-۷۴۰۰	ایالات متحده	(Huset et al., 2011)
	۴۰	۳۰	۱۲۲۰۰	۲۰۰۰-۲۹۰۰۰	ایالات متحده	(Lang et al., 2017)
	۱۹	۲۸	۵۴۰۰	۲۳۰-۲۹۰۰۰	ایالات متحده	(Helmer et al., 2022)
شیرابه لندفیل،	۳۹	۲	۱۵۰۰	۴۷-۳۴۰۰	ایالات متحده	(MWRA, 2019)
پسماند جامد شهری ^۱	۹	۲۲	۲۴۳۰۰	۱۴۰۰-۱۲۵۰۰۰	ایالات متحده	(MWRA, 2019)
	۱۳۱	۳۱	۱۷۵۰۰	۱۰۴۰۰۰	ایالات متحده	California Water Boards (2023)
	۱۷	۱۴	۳۰۰۰	۳۳-۱۵۰۰۰	استرالیا	(Gallen et al., 2016)
	۹۴	۹	۶۱۰۰	۲۱۰۰-۴۶۰۰۰	استرالیا	(Gallen et al., 2017)
	۲۲	۱۵	۷۰۰۰	گزارش نشده	استرالیا	(Simmons, 2019)
	۶	۲۵	۶۱۰۰	۳۱-۱۳۰۰۰	آلمان	(Busch et al., 2010)
	۳۱	۱۶	۲۷۰۰	۷۰۰-۶۴۰۰	کانادا	(Li, 2011)
	۱۰	۲	-	۵۰-۲۳۰۰	کانادا	(Gewurtz et al., 2013)
	۵	۷	۷۷۰	۲۰۰-۱۵۰۰	نروژ	(Kallenborn, 2004)
	۲	۴	۴۰۰	۲۱۰-۶۱۰	فنلاند	(Perkola & Sainio, 2013)
	۴۸	۷	۲۴۰۰	۱۴-۱۷۵۰۰	ایرلند	(Harrad et al., 2019)
	۴	۸	۱۱۰۰	۶۴۰-۱۴۰۰	اسپانیا	(Fuertes et al., 2017)
	۱۲	۲۸	۱۷۰۰	۳۲۰-۱۱۰۰۰	نروژ	(Knutsen et al., 2019)
	۱۰	۱۷	۴۹۰	۰/۳-۱۳۰۰	سوئد	(Gobelius et al., 2018)

¹ landfill leachate; municipal solid waste

(Yan et al., 2015)	چین	۷۳۰۰-۲۹۰۰۰۰	۸۲۱۰۰	۱۱	۵	
(Liu et al., 2022)	چین	۳۰۴۰-۱۰۹۰۰۰	۴۲۹۰۰	۳۳	۹	
(Huang et al., 2022)	چین	۱۸۰۰-۴۳۳۰۰	۱۴۲۰۰	۱۷	۶	
(Yin et al., 2017)	سنگاپور	۱۲۷۰-۷۶۶۰	۴۰۶۰	۱۸	۱۲	
(Gallen et al., 2017)	استرالیا	۴۲۰۰-۱۱۰۰۰	۶۰۰۰	۸	۵	
(Chen et al., 2023)	ایالات متحده	۲۷۰-۳۰۵۰۰	۹۵۰۰	۲۴	۱۳	شیرابه لندفیل،
(Solo-Gabriele et al., 2020)	ایالات متحده	۱۴۰۰۰-۱۶۰۰۰	۱۵۵۰۰	۱۱	۲	نخاله های
(Solo-Gabriele et al., 2020)	ایالات متحده	۲۸۰۰-۳۴۰۰	۳۱۰۰	۹	۳	ساختمانی
(Chen et al., 2023)	ایالات متحده	۳۹-۵۴۵۰۰	۷۳۰۰	۲۶	۳۱	خاکستر سوخته،
(Chen et al., 2023)	ایالات متحده	۱۹۹-۸۰۹۰۰	۱۲۲۰۰	۲۶	۲۱	پسماند جامد شهری
(Smallwood et al., 2023)	ایالات متحده	۳۰۰۰-۵۰۰۰۰	۱۹۰۰۰	۵۳	۱۲	میعانات گازی،
California Water Boards (2023)	ایالات متحده	۵۷۰-۳۷۷۰۰۰	۶۸۰۰۰	۱۷	۲۴	پسماند خطرناک (اولیه)
California Water Boards (2023)	ایالات متحده	۲۵-۳۷۰۰	۱۸۰۰	۱۳	۵	پسماند خطرناک (ثانویه)

نحوه ورود PFAS به گیاهان

PFAS از طریق ریشه‌ها، برگ‌ها و منابع آبی آلوده وارد گیاهان می‌شود و می‌تواند اثرات منفی متعددی بر سلامت و رشد گیاه داشته باشد. این ترکیبات با آسیب به ساختار سلولی، مختل کردن فتوسنتز و تغییر در متابولیسم گیاه، رشد و تولید محصول را کاهش می‌دهند.

جذب از طریق ریشه‌ها (Root Uptake)

ریشه‌ها مسیر اصلی ورود PFAS به گیاهان هستند. PFAS محلول در آب از طریق آب موجود در خاک وارد ریشه‌ها می‌شوند. انتقال این ترکیبات به ریشه‌ها تحت تأثیر ویژگی‌های فیزیکی-شیمیایی PFAS (مانند طول زنجیره کربنی و گروه‌های عملکردی)، شرایط محیطی (مانند pH و شوری خاک) و ویژگی‌های گیاه (مانند میزان پروتئین و لیپید ریشه‌ها) قرار دارد. PFAS زنجیره کوتاه (مانند PFBA و PFHxA) به دلیل حلالیت بالاتر در آب، راحت‌تر به ریشه‌ها جذب می‌شوند و قابلیت انتقال بیشتری به بخش‌های هوایی دارند (Wang et al., 2020; Zhang et al., 2021). PFAS زنجیره بلند (مانند PFOA و PFOS) به دلیل تمایل بیشتر به جذب به ذرات خاک و پروتئین‌های ریشه، بیشتر در ریشه تجمع پیدا می‌کنند و کمتر به بخش‌های هوایی منتقل می‌شوند (Colomer-Vidal et al., 2022; Felizeter et al., 2014). علاوه بر این، جذب PFAS توسط گیاهان نیز مستند شده است که می‌تواند به طور غیرمستقیم بر موجودات ساکن خاک تأثیر بگذارد. به عنوان مثال، برخی ترکیبات PFAS نشان داده‌اند که در بافت‌های گیاهی، به‌ویژه در ریشه‌ها، تجمع می‌یابند و ممکن است بر موجوداتی که از این گیاهان تغذیه می‌کنند یا در همان خاک زندگی دارند، اثرگذار باشند (Gobelius et al., 2017b).

جذب از طریق برگ‌ها (Foliar Uptake)

PFAS‌های موجود در هوا، به ویژه ترکیبات کوتاه‌زنجیره، می‌توانند از طریق برگ‌ها وارد گیاه شوند. این ترکیبات ممکن است از طریق ذرات هوا یا رسوبات جوی روی سطح برگ‌ها جذب شوند. به عنوان مثال، در مناطق نزدیک به صنایع تولید PFAS، برگ درختان مقدار قابل توجهی PFAS جذب کرده است (Bao et al., 2019).

تأثیرات آلودگی PFAS بر گیاهان

در غلظت‌های پایین، PFAS ممکن است رشد گیاه را تحریک کند، اما در غلظت‌های بالا، اثرات منفی بر رشد ریشه و ساقه مشاهده می‌شود. در گیاهان گندم، غلظت بالای PFOA باعث کاهش طول ریشه و بیومس شده است (Zhou et al., 2016). در گیاهان کاهو و خیار، PFAS باعث کاهش نرخ جوانه‌زنی و رشد گیاه شده است (Gu et al., 2023). این آلاینده متابولیسم کربن و نیتروژن گیاهان را مختل می‌کند. این ترکیبات می‌توانند مسیرهای متابولیکی، مانند چرخه اسید سیتریک (TCA Cycle)، و همچنین تولید آنتی اکسیدان‌ها را مختل کنند. باعث تغییر در تولید اسیدهای آمینه، لیپیدها، و کربوهیدرات‌ها در گیاهان شده است (Ofoegbu et al., 2022). میزان پروتئین‌های محلول و آنتی اکسیدان‌های غیرآنزیمی مانند گلوتاتیون را افزایش می‌دهد، اما در غلظت‌های بالا می‌تواند این اثرات را معکوس کند. تجمع PFAS در گیاهان باعث تولید بیش از حد گونه‌های فعال اکسیژن (ROS) می‌شود که منجر به استرس اکسیداتیو می‌گردد (Li et al., 2022). این استرس می‌تواند به آسیب به غشاهای سلولی، پروتئین‌ها، DNA و دیگر بیومولکول‌ها منجر شود. در گیاهان آلوده به PFOS و PFOA، تغییرات قابل توجهی در ساختار میتوکندری و دیواره سلولی مشاهده شده است (Li et al., 2020). PFAS می‌تواند باعث افزایش محتوای مالون‌دی‌آلدئید (MDA) شود که نشان‌دهنده آسیب به لیپیدهای غشاء است (Bonato et al., 2020). همچنین PFAS می‌تواند باعث کاهش محتوای رنگدانه‌های فتوسنتزی مانند کلروفیل شود. این امر منجر به کاهش نرخ فتوسنتز و تولید انرژی در گیاه می‌شود. در گیاهانی مانند کاهو (*Lactuca sativa*)، PFOS و PFOA باعث کاهش محتوای کلروفیل و آسیب به غشاهای تیلاکوئیدی شده‌اند.

نحوه ورود PFAS به بدن انسان و موجودات زنده

PFAS از طریق مسیرهای مختلفی مانند خاک و آب آلوده، آب آشامیدنی، غذا و محصولات وارد بدن انسان و سایر موجودات زنده می‌شود و معضلات متعددی شامل کاهش باروری و مشکلات رشدی ایجاد می‌کند (González-Alva et al., 2024). انباشت زیستی (Bioaccumulation) مواد شیمیایی PFAS در بدن انسان از زمان شناسایی این مواد در سرم خون جمعیت عمومی به یک نگرانی تبدیل شده است. PFAS توانایی عبور از جفت به جنین را دارد و از طریق شیر مادر نیز می‌تواند به نوزاد منتقل شود. این موضوع نگرانی‌های جدی در خصوص تأثیرات بر رشد و سلامت کودکان ایجاد کرده است (Kim et al., 2011; Verner et al., 2015). در یک مطالعه ملی سلامت و تغذیه (NHANES) که دوره زمانی ۱۹۹۹ تا ۲۰۰۸ را پوشش می‌داد، در ۹۵ درصد از تقریباً ۸,۰۰۰ نمونه خون آزمایش شده از جمعیت‌های مختلف سراسر ایالات متحده، سطح قابل تشخیصی از مواد شیمیایی PFAS با زنجیره بلند، از جمله PFOA، PFOS و اسید سولفونیک پرفلوئوروهگزان (PFHxS) شناسایی شد (Kato et al., 2011).

آب آشامیدنی

آب‌های آلوده به PFAS یکی از مهم‌ترین راه‌های ورود این ترکیبات به بدن انسان هستند. این آلودگی معمولاً ناشی از استفاده از فوم‌های آتش‌نشانی، تخلیه فاضلاب صنعتی یا شیرابه‌های لندفیل است (Kurwadkar et al., 2022). علاوه بر این، یک مطالعه نشان داد که غلظت PFAS در سیستم‌های آب آشامیدنی در سراسر ایالات متحده به طور نگران‌کننده‌ای بالا بود، تقریباً تمام

سیستم‌های آزمایش شده سطوح قابل تشخیصی از چندین ترکیب PFAS را نشان می‌دادند که به طور متوسط حدود ۲۰ نانوگرم در لیتر بود (Kwiatkowski et al., 2020).

غذا و زنجیره غذایی

PFAS به دلیل خاصیت زیست‌تجمعی (Bioaccumulation) در بافت‌های چربی و اندام‌های حیوانات تجمع می‌یابد. مصرف غذاهایی مانند ماهی، غذاهای دریایی، و گوشت حیواناتی که در معرض PFAS قرار گرفته‌اند، منجر به ورود این ترکیبات به بدن انسان می‌شود (Domingo & Nadal, 2019). بسته‌بندی‌های مقاوم به چربی که حاوی PFAS هستند نیز می‌توانند مواد غذایی را آلوده کنند (Glenn et al., 2021).

هوا

ذرات معلق در هوا با گرد و غبار خانگی که حاوی PFAS هستند، می‌توانند از طریق تنفس وارد بدن شوند. این حالت معمولاً در محیط‌های صنعتی یا خانه‌هایی که از محصولات حاوی PFAS استفاده می‌کنند، بیشتر رخ می‌دهد. مطالعات اخیر نشان داده‌اند که PFAS می‌تواند در جو شناسایی شوند و غلظت‌های آن‌ها به‌طور قابل توجهی بر اساس مکان و شرایط محیطی متفاوت است. به‌عنوان مثال، پژوهشی که در داکا، بنگلادش انجام شد، نشان داد که PFAS های خنثی در تمامی مکان‌های نمونه‌برداری حضور داشتند، که نشان‌دهنده حضور گسترده‌ی این مواد در جو است (Morales-McDevitt et al., 2021). این مطالعه تأکید کرد که غلظت‌های PFAS در هوا با مقادیر گزارش شده در سایر مناطق قابل مقایسه است، که بیانگر توزیع جهانی این آلاینده‌ها می‌باشد. انتقال جوی PFAS تحت تأثیر خواص شیمیایی آن‌ها به‌ویژه فراریت، فرار دارد. PFAS های زنجیره کوتاه تمایل بیشتری به فراریت دارند و می‌توانند به فواصل طولانی منتقل شوند، در حالی که PFAS های زنجیره بلند کمتر فرار هستند و ممکن است نزدیک‌تر به منابع خود رسوب کنند (Li et al., 2024; Xia et al., 2024). این تمایز برای درک چگونگی ورود PFAS به بخش‌های مختلف محیطی، از جمله هوا و آب، اهمیت دارد (Su et al., 2016).

تماس پوستی

استفاده از محصولات حاوی PFAS مانند منسوجات ضد آب، لوازم آرایشی و فوم‌های آتش‌نشانی می‌تواند منجر به جذب پوستی این ترکیبات شود (Franko et al., 2012; Keawmanee et al., 2024; Newland et al., 2023). دسترس‌پذیری زیستی PFAS از طریق مواجهه پوستی می‌تواند بر اساس عوامل مختلفی مانند ساختار شیمیایی PFAS، شرایط پوست، و حضور حلال‌ها یا مواد شیمیایی دیگر که ممکن است نفوذپذیری پوست را تغییر دهند، متفاوت باشد (Weatherly et al., 2024). به‌عنوان مثال، Weatherly اشاره کرده است که اگرچه جذب پوستی PFAS به‌طور کلی پایین در نظر گرفته می‌شود، وجود شرایط خاصی مانند آسیب به پوست یا استفاده از حلال‌های خاص در محصولات می‌تواند به‌طور قابل توجهی نرخ جذب را افزایش دهد. علاوه بر این، pH حلال می‌تواند بر حالت یونیزاسیون PFAS تأثیر بگذارد و نفوذپذیری آن‌ها از طریق پوست را تغییر دهد (Weatherly et al., 2024).

تأثیر ترکیبات PFAS بر امنیت غذایی

امنیت غذایی به معنای دسترسی پایدار به غذای سالم، مغذی و بی‌خطر برای جمعیت انسانی است. PFAS به دلیل پایداری شیمیایی، زیست‌تجمعی بودن و خاصیت انتقال زیستی، به‌طور گسترده در محیط زیست انتشار یافته و وارد زنجیره غذایی شده‌اند. این ترکیبات از طریق منابع مختلف از جمله خاک، آب، و هوا به محصولات غذایی و حیوانات منتقل می‌شوند و سلامت انسان را تهدید می‌کنند.

ورود PFAS به زنجیره غذایی

آب‌های زیرزمینی و سطحی آلوده به PFAS که برای آبیاری محصولات زراعی استفاده می‌شوند، یکی از منابع اصلی آلودگی غذایی هستند (Brusseau et al., 2020; Dauchy et al., 2019). این موضوع نه تنها بر کیفیت محصولات کشاورزی تأثیر می‌گذارد، بلکه می‌تواند به زنجیره غذایی نیز آسیب برساند، زیرا حیوانات و انسان‌ها با مصرف این محصولات در معرض خطر قرار می‌گیرند.

(Kosiarski et al., 2025). استفاده از لجن‌های فاضلاب به‌عنوان کود زراعی می‌تواند PFAS را به خاک منتقل کرده و محصولات کشاورزی مانند سبزیجات و غلات را آلوده کند (Wang et al., 2020; Wang et al., 2023).

مصرف غذاهای آلوده به PFAS با اثرات مخربی بر سلامت انسان همراه است. این ترکیبات می‌توانند باعث ایجاد بیماری‌هایی مانند سرطان، اختلالات هورمونی، کاهش پاسخ ایمنی، و مشکلات کبدی شوند (Grandjean et al., 2017). به عنوان مثال، وجود PFAS در آب آشامیدنی می‌تواند منجر به کاهش کیفیت زندگی و افزایش هزینه‌های بهداشتی شود (Liddie et al., 2023). پژوهش‌ها در کالیفرنیا نشان می‌دهد که جوامع رنگین‌پوست و کم‌درآمد بیشتر در معرض PFAS قرار دارند، به ویژه در مناطقی که منابع آب عمومی آلوده به PFAS وجود دارد. این نابرابری‌ها می‌توانند به افزایش مشکلات امنیت غذایی در این جوامع منجر شوند، زیرا آن‌ها به منابع غذایی سالم و ایمن دسترسی کمتری دارند (Libenson et al., 2024). علاوه بر این، مطالعات نشان داده‌اند که PFAS ممکن است در کودکان باعث کاهش اثربخشی واکسن‌ها شوند، که تهدیدی جدی برای سلامت عمومی است.

اثرات PFAS بر انسان و موجودات زنده

اثرات PFAS گسترده و مختلفی بر سلامت انسان و موجودات زنده دارد. این اثرات به دلیل پایداری شیمیایی، خاصیت زیست‌تجمعی و توانایی این ترکیبات در برهم زدن فرآیندهای بیولوژیکی ایجاد می‌شوند. مواجهه طولانی‌مدت با PFAS با سرطان‌های خاص (سرطان کلیه، سرطان بیضه)، اختلالات هورمونی (کم‌کاری یا پرکاری تیروئید)، اختلالات متابولیک (دیابت نوع ۲، چاقی)، بیماری‌های کبدی (کبد چرب غیرالکلی)، و بیماری‌های تولید مثلی (باروری، کاهش کیفیت اسپرم) در ارتباط است.

سیستم غدد درون‌ریز

PFAS می‌تواند به‌عنوان مختل‌کننده‌های هورمونی عمل کند. این ترکیبات می‌توانند سطح هورمون‌های تیروئیدی را تغییر دهند و منجر به اختلال در عملکرد تیروئید شوند (Coperchini et al., 2021).

سیستم کبدی

PFAS با افزایش سطح آنزیم‌های کبدی مرتبط است و می‌تواند منجر به آسیب کبدی یا بیماری کبد چرب غیرالکلی شود. در یک پژوهش توسط (Sen et al., 2022) مشخص شد که قرارگیری در معرض PFAS می‌تواند مسیرهای متابولیکی کبد را مختل کند و منجر به تغییراتی شود که با بیماری کبد چرب غیرالکلی (NAFLD) مرتبط هستند. این اثرات در زنان نسبت به مردان شدیدتر بوده و شامل افزایش اسیدهای صفراوی، چربی‌ها و اختلال در متابولیسم گلوکز می‌شود. مطالعات حیوانی نیز این تأثیرات را تأیید کرده و نشان می‌دهند که این اختلالات به‌صورت جنسیتی عمل می‌کنند (Sen et al., 2022). مطالعات نشان داده‌اند که PFAS، به‌ویژه اسید پرفلوئوروکتانویک (PFOA) و پرفلوئوروکتان سولفونات (PFOS)، می‌تواند در کبد تجمع یابد و منجر به هپاتوتوکسیسیته (سمیت کبدی) و اختلال در عملکرد کبد شود (Brase et al., 2021; Roberts et al., 2023). علاوه بر این، مواجهه با PFAS با تغییرات در بیان ژن‌های کبدی مرتبط است، که نشان‌دهنده تأثیرات بالقوه بلندمدت بر سلامت کبد می‌باشد (Roberts et al., 2023).

سیستم تولید مثل

PFAS با کاهش کیفیت اسپرم و باروری در مردان و زنان ارتباط دارد. این ترکیبات همچنین خطر ابتلا به بیماری‌های مرتبط با بارداری مانند پره‌اکلامپسی و خطر سقط جنین را افزایش می‌دهند (Steenland et al., 2010). شواهد نشان می‌دهد که PFAS می‌تواند عملکردهای غدد درون‌ریز را مختل کرده و منجر به مشکلات تولیدمثلی و رشدی در پستانداران شود (Ankley et al., 2020; Green et al., 2024). مطالعات ارتباطاتی بین مواجهه با PFAS و پیامدهای نامطلوب تولید مثلی، از جمله کاهش باروری و

ناهنجاری‌های رشدی در نسل‌های بعدی، گزارش کرده‌اند. این اثرات ممکن است ناشی از توانایی PFAS در تقلید یا اختلال در مسیرهای سیگنال‌دهی هورمونی باشد که برای عملکرد طبیعی تولید مثلی حیاتی هستند.

سرطان و سیستم قلبی-عروقی

PFAS می‌توانند باعث افزایش فشار خون و خطر بیماری‌های قلبی شوند (Pitter et al., 2020). PFAS به‌ویژه PFOA و PFOS با افزایش خطر سرطان کلیه و سرطان بیضه مرتبط هستند (Barry et al., 2013). یک مطالعه جدید در مجله «علم مواجهه و اپیدمیولوژی محیطی» انتشار یافت، نشان داد که مواد پرفلوئوروآلکیل و پلی‌فلوئوروآلکیل در آب آشامیدنی با افزایش نرخ سرطان در دستگاه‌های اندامی مختلف در سراسر آمریکا از سال ۲۰۱۶ تا ۲۰۲۱ ارتباط مستقیم دارند. این مواد شیمیایی پیامدهای بیولوژیکی متنوعی دارند که از جمله می‌توان به مختل کردن سیستم ایمنی و تغییر عملکرد تیروئید اشاره کرد. از این رو، این مواد خطرات بالقوه‌ای برای سلامت انسان و محیط‌زیست دارند. برآورد محققان این است که مواد پرفلوئوروآلکیل و پلی‌فلوئوروآلکیل سالانه موجب هزاران مورد سرطان می‌شوند که باعث افزایش نگرانی‌ها درخصوص خطرات سلامتی مرتبط با این «مواد شیمیایی ماندگار» شده است. براساس این پژوهش، مواجهه با مواد پرفلوئوروآلکیل و پلی‌فلوئوروآلکیل هر سال دست کم به ۶ هزار و ۸۰۰ مورد سرطان در آمریکا منجر می‌شود (Li et al., 2022).

آلودگی مواد پرفلوئوروآلکیل و پلی‌فلوئوروآلکیل و موارد ابتلا به سرطان

این مطالعه از ارتباط مواد پرفلوئوروآلکیل و پلی‌فلوئوروآلکیل در آب آشامیدنی با افزایش نرخ سرطان در دستگاه‌های اندامی مختلف از جمله دستگاه گوارش، غدد درون‌ریز، حفره دهان یا حلق و گلو و دستگاه تنفسی حکایت دارد. بر اساس پژوهش‌های صورت گرفته، بیشترین ارتباط بین پرفلورو بوتان سولفونیک اسید (PFBA) و سرطان حفره دهان یا حلق و گلو مشاهده شده است. پرفلورو بوتان سولفونیک اسید جزو مواد پرفلوئوروآلکیل و پلی‌فلوئوروآلکیل است که در بسته‌بندی مواد غذایی، کف اطفاء حریق و فرایندهای صنعتی خاص یافت می‌شود. محققان برای درک نحوه ارتباط آلودگی مواد پرفلوئوروآلکیل و پلی‌فلوئوروآلکیل با سرطان، دو مجموعه داده جامع را با هم مقایسه کردند: مجموعه اول به مؤسسه ملی سرطان تعلق داشت که تمام موارد ثبت‌شده سرطان را شامل می‌شد، و مجموعه دوم به جزئیات مربوط به میزان مواد پرفلوئوروآلکیل و پلی‌فلوئوروآلکیل در آب آشامیدنی سراسر کشور اختصاص داشت. مواجهه با مواد پرفلوئوروآلکیل و پلی‌فلوئوروآلکیل با سرطان دستگاه ادراری، مغز، سیستم ایمنی و بافت‌های نرم در آقایان ارتباط مستقیم داشت. در مقابل، خانم‌ها با سرطان تیروئید، حفره دهان یا حلق و گلو و بافت نرم مواجه می‌شدند. براساس پژوهش‌ها، ارتباط بین مواد پرفلوئوروآلکیل و پلی‌فلوئوروآلکیل و سرطان در آقایان - بویژه در مورد سرطان بیضه و کلیه - از این نشأت می‌گیرد که مواد پرفلوئوروآلکیل و پلی‌فلوئوروآلکیل عملکرد غدد درون‌ریز را مختل می‌کنند، تعادل هورمونی را برهم زده و رشد سلولی را تحت‌الشعاع خود قرار می‌دهند. گفتنی است که مواد شیمیایی پرفلوئوروآلکیل و پلی‌فلوئوروآلکیل در خانم‌ها عملکرد هورمونی سیستم غدد درون‌ریز را مختل می‌کنند و خطر سرطان‌های هورمونی مانند سرطان پستان و تخمدان را به شکل بالقوه افزایش می‌دهند (Li et al., 2022).

اثرات بر موجودات زنده

PFAS نه تنها بر انسان، بلکه بر حیوانات و اکوسیستم‌ها نیز اثرات مخربی دارند. پژوهش‌ها نشان می‌دهد که ترکیبات PFAS (پلی‌فلوئوروآلکیل و پرفلوئوروآلکیل) می‌توانند تأثیر قابل توجهی بر سلامت خاک و موجودات ساکن در آن داشته باشند. به عنوان مثال، مطالعات حاکی از آن است که PFAS می‌تواند قابلیت زیست‌دسترس‌پذیری مواد مغذی در خاک را تغییر داده و در نتیجه، بر سلامت و رفتار موجودات خاک‌زی مانند کرم‌های خاکی تأثیر بگذارد (Huang et al., 2023; Khair Biek et al., 2024). سینتیک

جذب و واجذب PFAS در خاک تحت تأثیر عوامل مختلفی از جمله pH خاک و محتوای مواد آلی قرار دارد که می‌تواند بر تحرک‌پذیری و زیست‌دسترس‌پذیری این آلاینده‌ها اثرگذار باشد (Huang et al., 2023; Kookana et al., 2022). به طور خاص، PFAS با زنجیره کوتاه‌تر به دلیل تحرک‌پذیری بیشتر نسبت به انواع زنجیره بلندتر، می‌تواند منجر به آلودگی گسترده‌تر در محیط‌های خاکی شود (Zodrow et al., 2021). این تجمع زیستی می‌تواند منجر به اثرات سمی در کرم‌های خاکی و سایر جانوران خاک‌زی شود، زیرا ممکن است PFAS را به طور مستقیم یا از طریق مواد آلی آلوده مصرف کنند (Sara L Nason et al., 2024). قرار گرفتن طولانی‌مدت در معرض PFAS می‌تواند عملکردهای هورمونی را مختل کرده و نرخ مرگ‌ومیر را در این موجودات افزایش دهد و در نتیجه، اکوسیستم‌های خاکی را بی‌ثبات کند (Lotlikar, 2022). پیامدهای این تغییرات قابل توجه است، زیرا می‌تواند بر رشد گیاهان و سلامت کلی اکوسیستم‌های زمینی تأثیر بگذارد و در نهایت، شبکه‌های غذایی شامل کرم‌های خاکی و سایر موجودات خاکی را تحت تأثیر قرار دهد (Cousins et al., 2022).

حیوانات آبی

PFAS از طریق زنجیره غذایی در ماهی‌ها و سایر حیوانات آبی تجمع یافته و باعث اختلال در رشد و تولیدمثل آن‌ها می‌شود. مطالعات نشان داده‌اند که PFAS می‌تواند به رسوبات متصل شده و در پوشش گیاهی زیرآبی تجمع یابد. این پوشش گیاهی ممکن است توسط گونه‌های گیاه‌خوار مانند گاوهای دریایی (مانان‌ها) مصرف شود که در نتیجه، منجر به مواجهه قابل توجه از طریق زنجیره غذایی می‌گردد (Palmer et al., 2019). پتانسیل تجمع زیستی PFAS (Bioaccumulation) تحت تأثیر ساختار شیمیایی آن‌ها قرار دارد، به طوری که PFAS با زنجیره بلندتر به طور کلی فاکتورهای تجمع زیستی (BAFs) بالاتری نسبت به انواع زنجیره کوتاه‌تر نشان می‌دهند (Munoz et al., 2017). پژوهش‌ها نشان داده‌اند که مواجهه با PFAS می‌تواند منجر به اثرات سم‌شناختی گوناگون در موجودات آبی شود. به عنوان مثال، مطالعات روی ماهی گورخری (Zebrafish) نشان داده است که مواجهه با PFAS موجب سمیت رشدی و سمیت عصبی شده و پتانسیل این مواد را در اختلال فرآیندهای فیزیولوژیکی طبیعی برجسته می‌کند (Gaballah et al., 2020). علاوه بر این، PFAS می‌تواند بر سلامت تولید مثلی گونه‌های آبی تأثیر بگذارد. به عنوان مثال، مواجهه با PFOS با ایجاد سمیت تولید مثلی در ماهیان مرتبط بوده که پیامدهایی برای پویایی جمعیت‌ها و سلامت اکوسیستم دارد (Suski et al., 2023). پیامدهای زیست‌محیطی ناشی از آلودگی PFAS فراتر از گونه‌های منفرد بوده و کل اکوسیستم‌های آبی را تحت تأثیر قرار می‌دهد. تجمع زیستی PFAS در گونه‌های کلیدی می‌تواند زنجیره‌های غذایی را مختل کرده و منجر به کاهش تنوع زیستی شود. از آنجا که این مواد در محیط پایدار هستند، تجمع آن‌ها در رسوبات و زیست‌توده نگرانی‌هایی در مورد تأثیرات بلندمدت زیست‌محیطی، به‌ویژه در مناطقی که PFAS به دلیل فعالیت‌های صنعتی یا تخلیه فاضلاب شایع است، ایجاد می‌کند (Panieri, Baralić, et al., 2022).

پرندگان

PFAS در تخم‌های پرندگان تجمع یافته و باعث کاهش موفقیت در جوجه‌آوری می‌شود. پژوهش‌ها بر روی جوجه‌های عقاب دم‌سفید نشان داده است که PFAS می‌تواند در هموستاز هورمون تیروئید اختلال ایجاد کند، که برای رشد و توسعه بسیار حیاتی است (Jouanneau et al., 2020). این اختلال می‌تواند منجر به کاهش موفقیت تولید مثلی و مشکلات رشدی در جمعیت پرندگان شود، به‌ویژه در شکارچیان رأس زنجیره غذایی که غلظت‌های بالاتری از این مواد را از طریق زنجیره غذایی تجمع می‌دهند (Jouanneau et al., 2020). علاوه بر این، مطالعات نشان داده‌اند که مواجهه با PFAS می‌تواند منجر به اثرات ایمنی‌سمی (Immunotoxic) شود، که ممکن است توانایی پرندگان در مقابله با بیماری‌ها و عفونت‌ها را تضعیف کند (Costantini et al., 2021).

2019). علاوه بر این، مواجهه مزمن پرندگان با PFAS با انواع اثرات سم‌شناختی مرتبط بوده است. به عنوان مثال، در یک پژوهش نشان دادند که مواجهه مزمن با PFOS و ترکیبات آن می‌تواند منجر به کاهش موفقیت در خروج جوجه‌ها از تخم در بلدرچین شمالی شود، که نشان‌دهنده سمیت قابل توجه تولیدمثلی است (Dennis et al., 2021). این یافته بر پتانسیل PFAS در تأثیر بر جمعیت پرندگان در مراحل حساس زندگی تأکید دارد. علاوه بر این، مطالعه ای نشان می‌دهد که در حالی که PFAS با زنجیره کوتاه‌تر ممکن است نسبت به همتایان زنجیره بلند خود سمیت کمتری داشته باشند، اما تحرک بیشتری در محیط دارند که منجر به افزایش خطر مواجهه برای پرندگان می‌شود (Zodrow et al., 2020). پژوهش‌ها نشان داده غلظت برخی PFAS به دلیل قوانین و مقررات در طول زمان کاهش یافته است ولی غلظت برخی دیگر به شدت تحت تأثیر منابع محلی (مانند فرودگاه‌ها) قرار دارد و با دور شدن از این منابع کاهش می‌یابد (Jouanneau et al., 2020).

پست‌اندازان

در حیوانات پست‌انداز PFAS می‌تواند باعث کاهش عملکرد سیستم ایمنی و اختلالات هورمونی شود. پژوهش‌ها نشان می‌دهد که مواجهه با PFAS می‌تواند منجر به اثرات ایمنی‌سمی (Immunotoxic)، از جمله تغییر در پاسخ‌های آنتی‌بادی و افزایش حساسیت به عفونت‌ها شود (Ehrlich et al., 2023). برای مثال، سطوح بالای PFAS در حیات وحش با نشانگرهای زیستی مرتبط با تغییر عملکرد ایمنی همراه بوده است، که نشان می‌دهد این مواد می‌توانند پاسخ ایمنی در پست‌اندازان را تضعیف کنند (Guillette et al., 2020). این سمیت ایمنی به‌ویژه نگران‌کننده است، با توجه به نقش سیستم ایمنی در محافظت در برابر بیماری‌ها و عفونت‌ها.

چالش‌های مدیریت و راهکارهای پیشنهادی حذف PFAS

مدیریت و حذف PFAS نیازمند ترکیبی از روش‌های مختلف است که بسته به شرایط محیطی و نیازهای محلی انتخاب می‌شوند. فناوری‌هایی مانند اسمز معکوس و اکسیداسیون الکتروشیمیایی در حذف PFAS مؤثر هستند، اما هزینه بالا و تولید پسماندهای ثانویه از نقاط ضعف آن‌هاست. از سوی دیگر، روش‌های زیستی مانند میکروپالایی و گیاه‌پالایی به دلیل سازگاری با محیط زیست، پتانسیل بالایی برای حذف PFAS دارند، اما نیاز به توسعه بیشتر و بهینه‌سازی دارند. روش‌های مختلف دیگری هم برای حذف و مدیریت ترکیبات PFAS شامل کربن فعال گرانولی (CAC)، رزین‌های تبادل آنیونی، اوزوفراکشنیشن (Ozofractionation)، اکسیداسیون شیمیایی، سونولیز (Sonolysis)، تثبیت خاک‌ها (Soil Stabilization) و فناوری‌های حرارتی وجود دارد.

مدیریت آلودگی PFAS در خاک

به منظور مدیریت آلودگی PFAS در خاک می‌توان از روش‌های زیستی، استخراج حرارتی، مواد تثبیت‌کننده و فیلترهای جذبی استفاده کرد. استفاده از مواد شیمیایی برای تثبیت PFAS و اصلاح خاک از انتقال آن به آب‌های زیرزمینی جلوگیری می‌کند. همچنین حرارت دادن خاک برای تجزیه PFAS، اگرچه این روش هزینه‌بر است و ممکن است اثرات زیست‌محیطی دیگری به همراه داشته باشد. استفاده از فیلترهای جذبی و مواد جاذب مانند کربن فعال برای جذب PFAS از خاک مناسب می‌باشد. استخراج حرارتی یکی از روش‌های مؤثر برای حذف PFAS از خاک است. این روش شامل فرآیندهایی مانند تخریب حرارتی و سوزاندن است که می‌تواند PFAS را به ترکیبات غیر سمی تبدیل کند (Duchesne et al., 2020; Söregård et al., 2020). به عنوان مثال، پژوهش‌ها نشان داده‌اند که احتراق ملایم می‌تواند به عنوان یک تکنیک جدید برای تجزیه PFAS در خاک‌های آلوده مؤثر باشد (Duchesne et al., 2020). همچنین، فرآیندهای حرارتی مانند جذب حرارتی نیز به عنوان یک تکنیک مؤثر برای حذف PFAS از خاک شناخته شده‌اند (Söregård et al., 2020). فرآیند احتراق کربن فعال گرانولی که به عنوان سوخت استفاده می‌شود باعث

حذف موثر آلودگی PFAS از خاک و GAC شده و محصولات تخریب به صورت گازهای فلورینه و HF به سیستم‌های جمع‌آوری منتقل می‌شوند. استفاده از مواد تثبیت‌کننده مانند کربن فعال و فیلترهای جذبی نیز به عنوان یک روش مؤثر برای کنترل و کاهش انتشار PFAS از خاک به آب‌های زیرزمینی مطرح شده است. به عنوان مثال، استفاده از کربن فعال کلوتیدی (CAC) در مطالعات نشان داده است که می‌تواند PFAS را در خاک تثبیت کند و از نشت آن به آب‌های زیرزمینی جلوگیری کند (Niarchos et al., 2023). همچنین، فیلترهای جذبی مانند پلیمرهای خاص و نانوکامپوزیت‌ها نیز به عنوان گزینه‌های جذبی مؤثر برای حذف PFAS از آب و خاک مورد بررسی قرار گرفته‌اند (Olshansky et al., 2022).

زیست‌پالایی (Bioremediation) نیز یکی از روش‌های نوین و سازگار با محیط زیست برای حذف ترکیبات پرفلوئوروآلکیلی و پلی‌فلوئوروآلکیلی (PFAS) از خاک است. این روش از توانایی میکروارگانیسم‌ها و گیاهان برای تجزیه و تثبیت این ترکیبات بهره می‌گیرد. بسیاری از فناوری‌های زیست‌پالایی برای درمان خاک‌های آلوده به PFAS در مرحله پژوهشی یا پایلوت هستند و هنوز به طور گسترده تجاری نشده‌اند. با این حال، این روش‌ها به دلیل سازگاری با محیط زیست و هزینه‌های نسبتاً پایین، پتانسیل بالایی برای توسعه و استفاده در مقیاس وسیع دارند.

جدول ۸. مقایسه کلی روش‌ها

روش	کارایی	محدودیت‌ها	کاربرد اصلی
کربن فعال گرانوله	بالا برای زنجیره بلند	ضعیف برای زنجیره کوتاه	تصفیه آب آشامیدنی
رزین‌های تبادل یونی	بالا برای هردو زنجیره	هزینه بالا	تصفیه آب‌های صنعتی
اوزون‌فراکشنیشن	متوسط	مدیریت فوم تولیدی	تصفیه آب‌های سطحی
اکسیداسیون شیمیایی	بالا	تولید محصولات جانبی	تصفیه فاضلاب
اکسیداسیون الکتروشیمیایی	بسیار بالا	هزینه تجهیزات	تصفیه آب‌های صنعتی
سونولیز	بالا	نیاز به انرژی زیاد	حذف PFAS در غلظت‌های کم
تثبیت خاک	متوسط	عدم تخریب PFAS	مدیریت خاک‌های آلوده
فناوری‌های حرارتی	بسیار بالا	هزینه عملیاتی بالا	مدیریت خاک‌ها و لجن‌های آلوده

مدیریت آلودگی PFAS در محل‌های دفن زباله

استفاده از تکنیک‌های پیشرفته مانند اسمز معکوس (RO) و کربن فعال برای حذف PFAS از شیرابه ضروری است. با این حال، این تکنیک‌ها نیازمند مدیریت مناسب پسماندهای ثانویه هستند (Chen et al., 2024a). استفاده از لاینرهای ژئوممبران با کیفیت بالا می‌تواند به کاهش نفوذ PFAS به آب‌های زیرزمینی کمک کند (Tolaymat et al., 2023). استفاده از گیاهان جاذب PFAS (گیاه‌پالایی) یا افزودن مواد جاذب به خاک می‌تواند تجمع PFAS در خاک را کاهش دهد (Chen et al., 2024a).

پالایش زیستی PFAS

میکروب‌ها و آنزیم‌ها

زیست‌پالایی به عنوان رویکردی سازگار با محیط زیست شناخته می‌شود که از فرآیندهای متابولیکی طبیعی میکروارگانیسم‌ها برای تجزیه آلاینده‌ها بهره می‌گیرد. پژوهش‌ها نشان داده است که جوامع میکروبی خاص می‌توانند به طور مؤثری با ترکیبات PFAS تعامل کرده و باعث تجزیه آن‌ها شوند. به عنوان مثال، برخی از سویه‌های *Pseudomonas* و *Acidimicrobium* توانایی تجزیه ترکیبات PFAS، از جمله اسید پرفلوئوروکتانویک (PFOA) و اسید پرفلوئوروکتان سولفونیک (PFOS)، را نشان داده‌اند (Chiriak et al., 2023; Huang & Jaffé, 2019; Shittu et al., 2023; Xie et al., 2023). مکانیسم‌های تجزیه اغلب شامل فرآیندهای دفلوئورینه‌سازی^۱ هستند، جایی که میکروارگانیسم‌ها به صورت آنزیمی اتم‌های فلوئور را از ساختار PFAS جدا می‌کنند و در نتیجه

^۱ - Defluorination

آن‌ها را به مواد کم‌ضررتر تبدیل می‌نمایند (Che et al., 2021; Huang & Jaffé, 2019). با این حال، مینرالیزاسیون^۱ کامل PFAS همچنان یک چالش پیچیده باقی مانده است، زیرا در طی فرآیندهای میکروبی محصولات جانبی مقاومی تشکیل می‌شوند (Che et al., 2021; Shahsavari et al., 2021).

جدول ۹. گونه های میکروبی و مکانیسم هایی که توسط آنها PFAS را تجزیه می کنند

نام باکتری	مکانیسم تجزیه زیستی	PFAS	دفرنس
<i>Acidimicrobium</i> sp. S. A6	Defluorination	PFOA, PFOS	(Huang & Jaffé, 2019)
<i>Synechocytis</i> sp. PCC 6803	Decarboxylation, 2x reductive & oxidative defluorination, trifluoromethyl loss	PFOA, PFOS	(Marchetto et al., 2021)
<i>Pseudomonas parafulva</i> S. YAB1	Decarboxylation	PFOA	(Yi et al., 2016)
<i>Pseudomonas aeruginosa</i> S.HJ4	C-C bond cleavage	PFOS	(Kwon et al., 2014)
<i>Pseudomonas plecoglossicida</i> 2.4-D	Decarboxylation, desulphonation	PFOS	(Chetverikov et al., 2017)
<i>Cordia</i> sp. S. NB4-1Y	Desulphonation	FTSA, FTAB	(Shaw et al., 2019)
<i>Mycobacterium vaccae</i>	Dechlorination	FTOH	(Kim et al., 2014)

مکانیسم تجزیه زیستی

Defluorination: این مکانیسم شامل شکستن پیوندهای کربن-فلور (C-F) است که یکی از قوی ترین پیوندهای شیمیایی به حساب می‌آید. آنزیم‌های دفلوئوریناسیون با کاتالیز تخلیه یون فلورید (F^-) از مولکول PFAS، ساختارهای فلور شده را دچار تغییر می‌کنند؛ به عبارت دیگر، با کاهش تعداد اتم‌های فلور و کوتاه شدن زنجیره اصلی، ماده به متابولیت‌های کم‌فلوره و غالباً با سمیت پایین‌تر تبدیل می‌شود (Huang & Jaffé, 2019).

Decarboxylation: در این فرآیند، آنزیم‌های دکاربوکسیلاز گروه کربوکسیل ($-COOH$) موجود در مولکول‌هایی مانند PFOA را حذف می‌کنند. حذف گروه کربوکسیل باعث کوتاه شدن زنجیره کربنی و تغییر ساختار مولکول می‌شود؛ این تغییر ساختاری می‌تواند شرایط مناسب‌تری برای مراحل بعدی تجزیه (مانند دفلوئوریناسیون بیشتر یا واکنش‌های اکسیداتیو) فراهم آورد (Sara L. Nason et al., 2024).

C-C bond cleavage: اگرچه شکستن پیوندهای C-C معمولاً در مولکول‌های پرفلور شده کمتر دیده می‌شود، در مواردی که بخش‌هایی از زنجیره فلوره از دست رفته‌اند، آنزیم‌هایی که قادر به شکستن پیوندهای کربن-کربن هستند، به کوتاه شدن بیشتر زنجیره کمک می‌کنند. این فرآیند ممکن است از طریق فعالیت‌های اکسیدوردوکتاز یا سایر آنزیم‌های اکسیداتیو-کاهشی انجام شود (Sinha et al., 2023).

Desulphonation: دسلفوناسیون به عنوان یک فرآیند کلیدی در تجزیه PFAS‌ها شناخته می‌شود که در آن گروه‌های سولفونات از ساختار PFAS حذف می‌شوند. این فرآیند می‌تواند به کاهش سمیت و پایداری PFAS‌ها کمک کند. در یک مطالعه، نشان داده شد که دسلفوناسیون می‌تواند به عنوان یک مرحله اولیه در فرآیندهای تجزیه بیولوژیکی PFAS عمل کند و به تولید محصولات تجزیه‌ای کمتر سمی منجر شود (Sara L. Nason et al., 2024; Nihemaiti et al., 2022).

Dechlorination: دکلریناسیون نیز یکی دیگر از مکانیسم‌های مهم در تجزیه PFAS‌ها است. این فرآیند شامل حذف اتم‌های کلر از ساختار PFAS می‌باشد که می‌تواند به کاهش سمیت و پایداری این ترکیبات کمک کند. در یک مطالعه، نشان داده شد که دکلریناسیون می‌تواند به عنوان یک مرحله کلیدی در فرآیندهای تجزیه بیولوژیکی PFAS عمل کند و به تولید محصولات تجزیه‌ای با زنجیره‌های کوتاه‌تر منجر شود (H. Cao et al., 2022; Ji et al., 2023).

^۱- Mineralization

اثر بخشی زیست‌پالایی می‌تواند تحت تأثیر عوامل مختلفی قرار گیرد، از جمله ساختار خاص ترکیبات PFAS و شرایط محیطی که در آن تجزیه میکروبی صورت می‌گیرد. به عنوان مثال، مطالعات اهمیت درک رابطه بین ساختار و قابلیت زیست‌تجزیه‌پذیری PFAS را برجسته کرده‌اند، زیرا برخی پیکربندی‌های مولکولی ممکن است برای حمله میکروبی مناسب‌تر باشند (Yu et al., 2022). علاوه بر این، حضور آلاینده‌های همراه و ساختار کلی جامعه میکروبی می‌تواند به طور قابل توجهی بر کارایی تجزیه تأثیر بگذارد (Jin et al., 2023; Wu et al., 2023).

استفاده از گیاه‌پالایی (Phytoremediation)

گیاه‌پالایی به عنوان یک روش مؤثر برای حذف ترکیبات پایدار و سمی مانند PFAS در حال بررسی و توسعه است. PFAS به دلیل پایداری بالا و قابلیت تجمع در محیط زیست، به عنوان آلاینده‌های خطرناک شناخته می‌شوند که می‌توانند به سلامت انسان و اکوسیستم آسیب برسانند. در این راستا، استفاده از گیاهان مختلف به عنوان ابزارهای طبیعی برای حذف این ترکیبات از خاک و آب، به طور فزاینده‌ای مورد توجه قرار گرفته است. پژوهش‌ها نشان داده‌اند که برخی از گیاهان می‌توانند به طور مؤثری PFAS را از محیط زیست حذف کنند. به عنوان مثال، مطالعه‌ای که بر روی گیاهان در یک مرکز آموزشی آتش‌نشانی آلوده به PFAS انجام شد، نشان داد که برخی از گونه‌های گیاهی مانند درخت بید (*Betula pendula*) توانایی جذب و انباشت PFAS را دارند (Gobelius et al., 2017a). این گیاهان می‌توانند به عنوان یک روش کم هزینه و کم نگهداری برای پاکسازی خاک‌های آلوده به PFAS مورد استفاده قرار گیرند.

علاوه بر این، استفاده از تکنیک‌های نوین مانند لیوفیلیکاسیون هیدروترمال (HTL) به عنوان یک روش مکمل در گیاه‌پالایی مورد بررسی قرار گرفته است. این تکنیک می‌تواند PFAS را که در گیاهان انباشته شده‌اند، به طور کامل تخریب کند و در مقایسه با سوزاندن که نیاز به دماهای بالای ۱۰۰۰ درجه سانتی‌گراد دارد، یک روش سبز و مقرون به صرفه‌تر به شمار می‌آید (Zhang et al., 2020). این امر نشان می‌دهد که گیاه‌پالایی می‌تواند به عنوان یک روش پایدار و مؤثر در مدیریت آلودگی PFAS در محیط زیست عمل کند. در بررسی‌های دیگر، گیاهانی مانند *Typha latifolia* نیز به عنوان گیاهان مؤثر در حذف PFAS شناسایی شده‌اند. این گیاهان می‌توانند PFAS را از محیط‌های آبی جذب کنند و با استفاده از فرآیندهای بیوشیمیایی، آن‌ها را به ترکیبات غیرسمی تبدیل کنند (Nassazzi, 2023). همچنین، مطالعات نشان داده‌اند که گیاهانی مانند *Phragmites australis* نیز در حذف PFAS از آب مؤثر هستند و می‌توانند به عنوان گزینه‌های مناسبی برای گیاه‌پالایی در مناطق آلوده به PFAS در نظر گرفته شوند (Ferrario et al., 2022). با توجه به اینکه گیاه‌پالایی به عنوان یک روش پایدار و زیست‌محیطی برای حذف PFAS در حال توسعه است، نیاز به پژوهش‌های بیشتر برای شناسایی گونه‌های گیاهی مناسب و بهینه‌سازی شرایط رشد آن‌ها وجود دارد. این رویکرد می‌تواند به عنوان یک راهکار مؤثر در مدیریت و کاهش آلودگی‌های ناشی از PFAS در اکوسیستم‌ها مورد استفاده قرار گیرد (Exangelou & Robinson, 2022; Nason et al., 2021).

جمع‌بندی و نتیجه‌گیری نهایی

مواد پرفلوئوروآلکیل و پلی‌فلوئوروآلکیل (PFAS) به دلیل پیوند قوی کربن-فلورین، از پایدارترین ترکیبات شیمیایی در محیط زیست هستند. این ترکیبات به دلیل کاربردهای گسترده در صنایع مختلف و مقاومت بالا در برابر تجزیه زیستی، به عنوان آلاینده‌های پایدار شناخته می‌شوند که می‌توانند وارد منابع آبی، خاک و هوا شوند. PFAS از طریق منابع اولیه مانند صنایع و فوم‌های آتش‌نشانی، و منابع ثانویه مانند لجن فاضلاب و آب‌های آلوده وارد محیط زیست می‌شوند. انتقال این ترکیبات به مناطق دوردست نیز از طریق رسوب‌گذاری جوی امکان‌پذیر است. PFAS به دلیل حلالیت بالا در آب و پایداری شیمیایی، به راحتی در آب‌های سطحی و زیرزمینی جابجا می‌شوند و می‌توانند خاک را به عنوان مخزن دائمی آلوده کنند. این آلودگی‌ها اثرات منفی بر اکوسیستم‌ها و منابع آب دارند. زباله‌های شهری، صنعتی و لجن‌های فاضلاب، از مهم‌ترین منابع ورود PFAS به لندفیل‌ها هستند. این ترکیبات از طریق شیرابه‌های لندفیل به آب‌های زیرزمینی نشت کرده و آلودگی گسترده‌ای ایجاد می‌کنند. این ترکیبات از طریق ریشه‌ها، برگ‌ها و آب‌های آلوده وارد گیاهان می‌شوند و می‌توانند فتوسنتز و متابولیسم گیاهان را مختل کنند. این ترکیبات با تجمع در گیاهان، زنجیره

غذایی و امنیت غذایی را تحت تأثیر قرار می‌دهند و در غلظت‌های بالا باعث کاهش رشد ریشه، بیومس و اختلال در متابولیسم گیاهان می‌شود. این ترکیبات همچنین تولید آنتی‌اکسیدان‌ها و رنگدانه‌های فتوسنتزی را کاهش می‌دهند. PFAS از طریق آب آشامیدنی، غذاهای آلوده، تماس پوستی و استنشاق وارد بدن انسان می‌شوند. این ترکیبات به دلیل خاصیت زیست‌تجمعی، خطرات جدی برای سلامتی انسان از جمله سرطان، اختلالات هورمونی و بیماری‌های کبدی ایجاد می‌کنند و ورود این ترکیبات به زنجیره غذایی از طریق خاک و آب آلوده، امنیت غذایی را تهدید می‌کند. این ترکیبات با تجمع در محصولات کشاورزی و حیوانات، سلامت عمومی را تحت تأثیر قرار می‌دهند. PFAS به دلیل خاصیت زیست‌تجمعی و پایداری شیمیایی، بر سیستم‌های هورمونی، کبدی، تولیدمثلی و ایمنی انسان اثرات منفی دارند. همچنین، این ترکیبات باعث اختلال در رشد و تولیدمثل موجودات زنده و کاهش تنوع زیستی می‌شوند.

مدیریت PFAS نیازمند ترکیبی از فناوری‌های پیشرفته مانند اسمز معکوس، کربن فعال و روش‌های زیستی است. روش‌های زیستی مانند گیاه‌پالایی و میکروپالایی به دلیل سازگاری با محیط زیست، گزینه‌های مؤثری هستند. استفاده از مواد تثبیت‌کننده، استخراج حرارتی و فیلترهای جذبی می‌تواند به کاهش انتشار PFAS از خاک کمک کند. روش‌های حرارتی مانند احتراق کم‌حرارت نیز در حذف این آلاینده‌ها مؤثر بوده‌اند. استفاده از تکنیک‌هایی مانند اسمز معکوس و لاینرهای ژئوممبران برای کاهش نفوذ PFAS به آب‌های زیرزمینی ضروری است. همچنین، گیاه‌پالایی و افزودن مواد جاذب به خاک می‌تواند تجمع PFAS را کاهش دهد. زیست‌پالایی به کمک میکروارگانیسم‌ها و آنزیم‌ها می‌تواند PFAS را تجزیه کند. فرآیندهایی مانند دفلوئوریناسیون و دکاربوکسیلاسیون از جمله مهم‌ترین مکانیسم‌های تجزیه زیستی این ترکیبات هستند. گیاه‌پالایی نیز به عنوان یک روش پایدار و زیست‌محیطی برای حذف PFAS از خاک و آب شناخته می‌شود. گیاهانی مانند بید و *Phragmites australis* توانایی جذب و تجزیه این ترکیبات را دارند.

References

1. Ackerman Grunfeld, D., Gilbert, D., Hou, J., Jones, A. M., Lee, M. J., Kibbey, T. C., & O'Carroll, D. M. (2024). Underestimated burden of per-and polyfluoroalkyl substances in global surface waters and groundwaters. *Nature Geoscience*, 1-7.
2. Alder, A. C & ,van der Voet, J. (2015). Occurrence and point source characterization of perfluoroalkyl acids in sewage sludge. *Chemosphere*, 129, 62-73.
3. Ambaye, T. G., Vaccari, M., Prasad, S., & Rtimi, S. (2022). Recent progress and challenges on the removal of per-and poly-fluoroalkyl substances (PFAS) from contaminated soil and water. *Environmental Science and Pollution Research*, 29 (39), 58405-58428.
4. Amen, R., Ibrahim, A., Shaqat, W., & Hassan, E. B. (2023). A Critical Review on PFAS Removal from Water: Removal Mechanism and Future Challenges. *Sustainability*, 15 (23), 16173.
5. Anderson, R. H., Long, G. C., Porter, R. C., & Anderson, J. K. (2018). Occurrence of select perfluoroalkyl substances at US Air Force aqueous film-forming foam release sites other than fire training areas: Field validation of critical fate and transport properties. In *Perfluoroalkyl Substances in the Environment* (pp. 353-372). CRC Press.
6. Andrews, D. Q., Hayes, J., Stoiber, T., Brewer, B., Campbell, C., & Naidenko, O. V. (2021). Identification of point source dischargers of per-and polyfluoroalkyl substances in the United States. *AWWA Water Science*, 3 (5), e1252.
7. Ankley, G. T., Cureton, P. M., Hoke, R. A., Houde, M., Kumar, A., Kurias, J., Lanno, R. P., McCarthy, C., Newsted, J. L., Salice, C. J., Sample, B. E., Sepúlveda, M. a. S., Steevens, J. A., & Valsecchi, S. (2020). Assessing the Ecological Risks of Per- And Polyfluoroalkyl Substances: Current State-of-the Science and a Proposed Path Forward. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40 (30), 564-605.
8. Armstrong, D. L., Lozano, N., Rice, C. P., Ramirez, M., & Torrents, A. (2016). Temporal trends of perfluoroalkyl substances in limed biosolids from a large municipal water resource recovery facility. *Journal of Environmental Management*, 165, 88-95.
9. Aro, R., Eriksson, U., Kärrman, A., Chen, F., Wang, T., & Yeung, L. W. (2021). Fluorine mass balance analysis of effluent and sludge from Nordic countries. *Acs Es&T Water*, 1 (9), 2087-2096.

10. Bao, Y., Deng, S., Jiang, X., Qu, Y., He, Y., Liu, L., Chai, Q., Mumtaz, M., Huang, J., Cagnetta, G., & Yu, G. (2018). Degradation of PFOA Substitute: GenX (HFPO–DA Ammonium Salt): Oxidation with UV/Persulfate or Reduction with UV/Sulfite? *Environmental science & technology*, 52 (20), 11728-11734.
11. Bao, J., Yu, W.-J., Liu, Y., Wang, X., Jin, Y.-H., & Dong, G.-H. (2019). Perfluoroalkyl substances in groundwater and home-produced vegetables and eggs around a fluorochemical industrial park in China. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 171, 199-205.
12. Barry, V., Winquist, A., & Steenland, K. (2013). Perfluorooctanoic acid (PFOA) exposures and incident cancers among adults living near a chemical plant. *Environmental health perspectives*, 121 (11-12), 1313-1318 .
13. BCLP Client Intelligent. (2023). PFAS update: state soil concentration regulations. Available at : . <https://www.bclplaw.com/en-US/events-insights-news/pfas-update-state-soil-concentration-regulations-july-2023.html>
14. Bonato, M., Corrà, F., Bellio, M., Guidolin, L., Tallandini, L., Irato, P., & Santovito, G. (2020). PFAS environmental pollution and antioxidant responses: an overview of the impact on human field. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(21), 8020 .
15. Brandsma, S., Koekkoek, J., Van Velzen, M., & de Boer, J. (2019). The PFOA substitute GenX detected in the environment near a fluoropolymer manufacturing plant in the Netherlands. *Chemosphere*, 220, 493-500 .
16. Brase, R. A., Mullin, E. J., & Spink, D. C. (2021). Legacy and Emerging Per- And Polyfluoroalkyl Substances: Analytical Techniques, Environmental Fate, and Health Effects. *International Journal of Molecular Sciences*, 22(3), 995.
17. Brennan, N. M., Evans, A. T., Fritz, M. K., Peak, S. A., & von Holst, H. E. (2021). Trends in the regulation of per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS): a scoping review. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 18 (20), 10900.
18. Brusseau, M. L., Anderson, R. H., & Guo, B. (2020). PFAS concentrations in soils: Background levels versus contaminated sites. *Science of the total environment*, 740, 149017.
19. Buck, R. C., Franklin, J., Berger, U., Conder, J. M., Cousins, I. T., De Voogt, P., Jensen, A. A., Kannan, K., Mabury, S. A., & van Leeuwen, S. P. (2011). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: terminology, classification, and origins. *Integrated environmental assessment and management*, 7(4), 513-541 .
20. Busch, J., Ahrens, L., Sturm, R., & Ebinghaus, R. (2010). Polyfluoroalkyl compounds in landfill leachates. *Environmental Pollution*, 158 (5), 1467-1471.
21. Campo, J., Masiá, A., Picó, Y., Farré, M., & Barceló, D. (2014). Distribution and fate of perfluoroalkyl substances in Mediterranean Spanish sewage treatment plants. *Science of the total environment*, 472, 912-922 .
22. Cao, H., Jian-hua, P., Zhou, Z., Yang, Z., Wang, L., Sun, Y., Wang, Y., & Liang ,Y. (2022). Investigation of the Binding Fraction of PFAS in Human Plasma and Underlying Mechanisms Based on Machine Learning and Molecular Dynamics Simulation. *Environmental science & technology*, 57 (46), 17762-17773.
23. Cao, L., Xu, W., Wan, Z., Li, G., & Zhang, F. (2022). Occurrence of PFASs and its effect on soil bacteria at a fire-training area using PFOS-restricted aqueous film-forming foams. *Iscience*, 25(4).
24. Cao, X., Wang, C., Lu, Y., Zhang, M., Khan, K., Song ,S., Wang, P., & Wang, C. (2019). Occurrence, sources and health risk of polyfluoroalkyl substances (PFASs) in soil, water and sediment from a drinking water source area. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 174, 208-217.
25. CCME. (2021). Canadian soil and groundwater quality guidelines for the protection of environmental and human health. Available at: <https://ccme.ca/en/res/pfosfactsheeten.pdf>
26. Che, S., Jin, B., Liu, Z., Yu, Y., Liu, J., & Men, Y. (2021). Structure-specific aerobic defluorination of short-chain fluorinated carboxylic acids by activated sludge communities. *Environmental Science & Technology Letters*, 8 (8), 668-674 .
27. Chen, S., Jiao, X.-C., Gai, N., Li, X.-J., Wang, X.-C., Lu, G.-H., Piao, H.-T., Rao, Z., & Yang, Y.-L. (2016). Perfluorinated compounds in soil, surface water, and groundwater from rural areas in eastern China. *Environmental Pollution*, 211, 124-131.
28. Chen ,Y., Zhang, H., Liu, Y., Bowden, J. A., Tolaymat, T. M., Townsend, T. G., & Solo-Gabriele, H. M. (2023). Evaluation of per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in leachate, gas condensate, stormwater and groundwater at landfills. *Chemosphere*, 318, 137903 .
29. Chen, Y., Zhang, H., Liu, Y., Bowden, J. A., Townsend, T. G., & Solo-Gabriele, H. M. (2024a). Evaluation of per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in landfill liquids from Pennsylvania, Colorado, and Wisconsin. *Chemosphere*, 355, 141719 .
30. Chen, Y., Zhang, H., Liu, Y., Bowden, J. A., Townsend, T. G., & Solo-Gabriele, H. M. (2024b). Evaluation of per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS) released from two Florida landfills based on mass balance analyses. *Waste Management*, 175, 348-359 .

31. Chetverikov, S. P., Sharipov, D. A., Korshunova, T. Y., & Loginov, O. (2017). Degradation of perfluorooctanyl sulfonate by strain *Pseudomonas plecoglossicida* 2.4-D. *Applied Biochemistry and Microbiology*, 53 (5), 533-538 .
32. Chiriac, F. L., Stoica, C., Iftode, C., Pirvu, F., Petre, V. A., Paun, I., Pascu, L. F., Vasile, G. G., & Nita-Lazar, M. (2023). Bacterial biodegradation of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorosulfonic acid (PFOS) using pure pseudomonas strains. *Sustainability*, 15 (18), 14000 .
33. Chirikona, F., Filipovic, M., Ooko, S., & Orata, F. (2015). Perfluoroalkyl acids in selected wastewater treatment plants and their discharge load within the Lake Victoria basin in Kenya. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187, 1-12 .
34. Choi, G.-H., Lee, D.-Y., Jeong, D.-K., Kuppusamy, S., Lee, Y. B., Park, B.-J., & Kim, J.-H. (2017). Perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) concentrations in the South Korean agricultural environment: A national survey. *Journal of Integrative Agriculture*, 16 (8), 1841-1851.
35. Colomer-Vidal, P., Jiang, L., Mei, W., Luo, C., Lacorte, S., Rigol, A., & Zhang, G. (2022). Plant uptake of perfluoroalkyl substances in freshwater environments (Dongzhulong and Xiaoqing Rivers, China). *Journal of Hazardous Materials*, 421, 126768 .
36. Coperchini, F., Croce, L., Ricci, G., Magri, F., Rotondi, M., Imbriani, M., & Chiovato, L. (2021). Thyroid disrupting effects of old and new generation PFAS. *Frontiers in endocrinology*, 11, 612320 .
37. Costantini, D., Blévin, P., Herzke, D., Moe, B., Gabrielsen, G. W., Bustnes, J. O., & Chastel, O. (2019). Higher Plasma Oxidative Damage and Lower Plasma Antioxidant Defences in an Arctic Seabird Exposed to Longer Perfluoroalkyl Acids. *Environmental research*, 168, 278-285.
38. Cousins, I. T., Johansson, J. H., Salter, M., Sha, B., & Scheringer, M. (2022). Outside the Safe Operating Space of a New Planetary Boundary for Per- And Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). *Environmental science & technology*, 56 (16), 11172-11179.
39. Dalahmeh, S., Tirgani, S., Komakech, A. J., Niwagaba, G. B., & Ahrens, L. (2018). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in water, soil and plants in wetlands and agricultural areas in Kampala, Uganda. *Science of the total environment*, 631-632, 660-667.
40. Dauchy, X., Boiteux, V., Colin, A., Hémard, J., Bach, C., Rosin, C., & Munoz, J.-F. (2019). Deep seepage of per- and polyfluoroalkyl substances through the soil of a firefighter training site and subsequent groundwater contamination. *Chemosphere*, 214, 729-737.
41. Dennis, N. M., Hossain, F., Subbiah, S., Karnjanapiboonwong, A., Dennis, M. L., McCarthy, C., Heron, C. G., Jackson, W. A., Crago, J., Field, J. A., Salice, C. J., & Anderson, T. A. (2021). Chronic Reproductive Toxicity Thresholds for Northern Bobwhite Quail (<I>Colinus Virginianus</I>) Exposed to Perfluorohexanoic Acid (PFHxA) and a Mixture of Perfluorooctane Sulfonic Acid (PFOS) and PFHxA. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40 (9), 2601-2614.
42. Dickman, R. A & , Aga, D. S. (2022). A review of recent studies on toxicity, sequestration, and degradation of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Journal of Hazardous Materials*, 436, 129120 .
43. Domingo, J. L., & Nadal, M. (2019). Human exposure to per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) through drinking water: A review of the recent scientific literature. *Environmental research*, 177, 108648 .
44. Duchesne, A. L., Brown, J. K., Patch, D. J., Major, D., Weber, K. P., & Gerhard, J. I. (2020). Remediation of PFAS-contaminated soil and granular activated carbon by smoldering combustion. *Environmental science & technology*, 54(19), 12631-12640 .
45. Ehrlich, V., Bil, W., Vandebriel, R. J., Granum, B., Luijten, M., Lindeman, B., Grandjean, P., Kaiser, A., Hauzenberger, I., Hartmann, C., Gundacker, C., & Uhl, M. (2023). Consideration of Pathways for Immunotoxicity of Per- And Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). *Environmental health*, 22 (1).
46. Ehsan, M. N., Riza, M., Pervez, M. N., Li, C.-W., Zorpas, A. A., & Naddeo, V. (2024). PFAS contamination in soil and sediment: Contribution of sources and environmental impacts on soil biota. *Case Studies in Chemical and Environmental Engineering*, 100643 .
47. EPA. (2016). Health Effects Support Document for Perfluorooctanoic Acid (PFOA). In: US EPA Washington, DC.
48. Evangelou, M. W. H., & Robinson, B. (2022). The Phytomanagement of PFAS-Contaminated Land. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19 (11), 6817.
49. Felizeter, S., McLachlan, M. S., & De Voogt, P. (2014). Root uptake and translocation of perfluorinated alkyl acids by three hydroponically grown crops. *Journal of agricultural and food chemistry*, 62 (15), 3334-3342 .
50. Fenton, S. E., Ducatman, A., Boobis, A., DeWitt, J. C., Lau, C., Ng, C., Smith, J. S., & Roberts, S. M. (2021). Per- and polyfluoroalkyl substance toxicity and human health review: Current state of knowledge and strategies for informing future research. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40 (3), 606-630 .
51. Ferrario, C., Peruzzi, C., Cislighi, A., Polesello, S., Lava, R., Zanon, F., Santovito, G., Barausse, A., & Bonato, M. (2022). Assessment of Reed Grasses (*Phragmites Australis*) Performance in PFAS Removal From Water: A Phytoremediation Pilot Plant Study. *Water*, 14 (6), 946.

52. Franko, J., Meade, B., Frasc, H. F., Barbero, A. M., & Anderson, S. E. (2012). Dermal penetration potential of perfluorooctanoic acid (PFOA) in human and mouse skin. *Journal of Toxicology and Environmental Health, Part A*, 75 (1), 50-62 .
53. Fredriksson, F., Eriksson, U., Kärrman, A., & Yeung, L. W. (2022). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in sludge from wastewater treatment plants in Sweden—first findings of novel fluorinated copolymers in Europe including temporal analysis. *Science of the total environment*, 846, 157406 .
54. Fuertes, I., Gómez-Lavín, S., Elizalde, M. P., & Urtiaga, A. (2017). Perfluorinated alkyl substances (PFASs) in northern Spain municipal solid waste landfill leachates. *Chemosphere*, 168, 399-407.
55. Gaballah, S., Swank, A., Sobus, J. R., Howey, X. M., Schmid, J. E., Catron, T. R., McCord, J., Hines, E. P., Strynar, M. J., & Tal, T. (2020). Evaluation of Developmental Toxicity, Developmental Neurotoxicity, and Tissue Dose in Zebrafish Exposed to GenX and Other PFAS. *Environmental health perspectives*, 128 (4).
56. Gallen, C., Drage, D., Eaglesham, G., Grant, S., Bowman, M., & Mueller, J. (2017). Australia-wide assessment of perfluoroalkyl substances (PFASs) in landfill leachates. *Journal of Hazardous Materials*, 331, 132-141 .
57. Gallen, C., Drage, D., Kaserzon, S., Baduel, C., Gallen, M., Banks, A., Broomhall, S., & Mueller, J. (2016). Occurrence and distribution of brominated flame retardants and perfluoroalkyl substances in Australian landfill leachate and biosolids. *Journal of Hazardous Materials*, 312, 55-64 .
58. Gallen, C., Eaglesham, G., Drage, D., Nguyen, T. H., & Mueller, J. (2018). A mass estimate of perfluoroalkyl substance (PFAS) release from Australian wastewater treatment plants. *Chemosphere*, 208, 975-983.
59. Gao, Y., Liang, Y., Gao, K., Wang, Y., Wang, C., Fu, J., Wang, Y., Jiang, G., & Jiang, Y. (2019). Levels, spatial distribution and isomer profiles of perfluoroalkyl acids in soil, groundwater and tap water around a manufactory in China. *Chemosphere*, 227, 305-314.
60. Gewurtz, S. B., Backus, S. M., De Silva, A. O., Ahrens, L., Armellin, A., Evans, M., Fraser, S., Gledhill, M., Guerra, P., & Harner, T. (2013). Perfluoroalkyl acids in the Canadian environment: multi-media assessment of current status and trends. *Environment international*, 59, 183-200 .
61. Giesy, J. P., & Kannan, K. (2001). Global distribution of perfluorooctane sulfonate in wildlife. *Environmental science & technology*, 35 (7), 1339-1342 .
62. Glenn, G., Shogren, R., Jin, X., Orts, W., Hart-Cooper, W., & Olson, L. (2021). Per- and polyfluoroalkyl substances and their alternatives in paper food packaging. *Comprehensive Reviews in Food Science and Food Safety*, 20 (3), 2596-2625 .
63. Gobelius, L., Hedlund, J., Dürig, W., Troger, R., Lilja, K., Wiberg, K., & Ahrens, L. (2018). Per- and polyfluoroalkyl substances in Swedish groundwater and surface water: implications for environmental quality standards and drinking water guidelines. *Environmental science & technology*, 52 (7), 4340-4349 .
64. Gobelius, L., Lewis, J., & Ahrens, L. (2017a). Plant Uptake of Per- And Polyfluoroalkyl Substances at a Contaminated Fire Training Facility to Evaluate the Phytoremediation Potential of Various Plant Species. *Environmental science & technology*, 51 (21), 12602-12610.
65. Gobelius, L., Lewis, J., & Ahrens, L. (2017b). Plant uptake of per- and polyfluoroalkyl substances at a contaminated fire training facility to evaluate the phytoremediation potential of various plant species. *Environmental science & technology*, 51 (21), 12602-12610 .
66. González-Alvarez, M. E., Antwi-Boasiako, C., & Keating, A. F. (2024). Effects of Per- and Polyfluoroalkylated Substances on Female Reproduction. *Toxics*, 12 (7), 455.
67. Guo, H., Chen, J., Zhang, H., Yao, J., Sheng, N., Li, Q., Guo, Y., Wu, C., Xie, W., & Dai, J. (2022). Exposure to GenX and Its Novel Analogs Disrupts Hepatic Bile Acid Metabolism in Male Mice. *Environmental science & technology*, 56 (10), 6133-6143.
68. Grandjean, P., Heilmann, C., Weihe, P., Nielsen, F., Mogensen, U. B., Timmermann, A., & Budtz-Jørgensen, E. (2017). Estimated exposures to perfluorinated compounds in infancy predict attenuated vaccine antibody concentrations at age 5-years. *Journal of immunotoxicology*, 14 (1), 188-195 .
69. Green, M. P., Shearer, C., Patrick, R., Kabiri, S., Rivers, N., & Nixon, B. (2024). The Perils of Poly- And Perfluorinated Chemicals on the Reproductive Health of Humans, Livestock, and Wildlife. *Reproduction Fertility and Development*, 36 (9).
70. Groffen, T., Eens, M., & Bervoets, L. (2019). Do concentrations of perfluoroalkylated acids (PFAAs) in isopods reflect concentrations in soil and songbirds? A study using a distance gradient from a fluorochemical plant. *Science of the total environment*, 657, 111-123.
71. Gu, Q., Wen, Y., Wu, H., & Cui, X. (2023). Uptake and translocation of both legacy and emerging per- and polyfluorinated alkyl substances in hydroponic vegetables. *Science of the total environment*, 862, 160684 .
72. Guerra, P., Kim, M., Kinsman, L., Ng, T., Alaei, M., & Smyth, S. (2014). Parameters affecting the formation of perfluoroalkyl acids during wastewater treatment. *Journal of Hazardous Materials*, 272, 148-154 .
73. Guillette, T. C., McCord, J., Guillette, M. P., Polera, M. E., Rachels, K. T., Morgeson, C., Kotlarz, N., Knappe, D. R. U., Reading, B. J., Strynar, M. J., & Belcher, S. M. (2020). Elevated Levels of Per- And Polyfluoroalkyl

- Substances in Cape Fear River Striped Bass (*Morone saxatilis*) Are Associated With Biomarkers of Altered Immune and Liver Function. *Environment international*, 136, 105358.
74. Harrad, S., Drage, D. S., Sharkey, M., & Berresheim, H. (2019). Brominated flame retardants and perfluoroalkyl substances in landfill leachate from Ireland. *Science of the total environment*, 695, 133810 .
 75. Heimstad, E. S., Nygård, T., Herzke, D., & Bohlin-Nizzetto, P. (2018). Environmental pollutants in the terrestrial and urban environment 2017. *NILU rapport* .
 76. Helmer, R. W., Reeves, D. M., & Cassidy, D. P. (2022). Per-and Polyfluorinated Alkyl Substances (PFAS) cycling within Michigan: Contaminated sites, landfills and wastewater treatment plants. *Water research*, 210, 117983 .
 77. Higgins, C. P., & Luthy, R. G. (2006). Sorption of perfluorinated surfactants on sediments. *Environmental science & technology*, 40 (23), 7251-7256 .
 78. Huang, S., & Jaffé, P. R. (2019). Defluorination of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) by *Acidimicrobium* sp. strain A6. *Environmental science & technology*, 53 (19), 11410-11419 .
 79. Huang, X., Wei, X., Liu, H., Li, W., Shi, D., Qian, S., Sun, W., Yue, D., & Wang, X. (2022). Occurrence of per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in municipal solid waste landfill leachates from western China. *Environmental Science and Pollution Research*, 29 (46), 69588-69598 .
 80. Huang, Y.-R., Liu, S.-S., Zi, J.-X., Cheng, S.-M., Li, J., Ying, G.-G., & Chen, C.-E. (2023). In situ insight into the availability and desorption kinetics of per-and polyfluoroalkyl substances in soils with diffusive gradients in thin films. *Environmental science & technology*, 57 (20), 7809-7817 .
 81. Huset, C. A., Barlaz, M. A., Barofsky, D. F., & Field, J. A. (2011). Quantitative determination of fluorochemicals in municipal landfill leachates. *Chemosphere*, 82 (10), 1380-1386 .
 82. Ji, Y., Choi, Y. J., Fang, Y., Pham, H. S., Nou, A. T., Lee, L., Niu, J., & Warsinger, D. M. (2023). Electric Field-Assisted Nanofiltration for PFOA Removal With Exceptional Flux, Selectivity, and Destruction. *Environmental science & technology*, 57 (47), 18519-18528.
 83. Jin, B., Liu, H., Che, S., Gao, J., Yu, Y., Liu, J. & , Meng, Y. (2023). Substantial defluorination of polychlorofluorocarboxylic acids triggered by anaerobic microbial hydrolytic dechlorination. *Nature water*, 1 (5), 451-461 .
 84. Jin, H., Zhang, Y., Zhu, L., & Martin, J. W. (2015). Isomer Profiles of Perfluoroalkyl Substances in Water and Soil Surrounding a Chinese Fluorochemical Manufacturing Park. *Environmental science & technology*, 49 (8), 4946-4954.
 85. Joerss, H., Xie, Z., Wagner, C. C., Apper, W. J. v., Sunderland, E. M., & Ebinghaus, R. (2020). Transport of Legacy Perfluoroalkyl Substances and the Replacement Compound HFPO-DA Through the Atlantic Gateway to the Arctic Ocean—Is the Arctic a Sink or Source? *Environmental science & technology*, 54 (16), 9958-9967.
 86. Jouanneau, W., Bårdsen, B. J., Herzke, D., Johnsen, T. V., Eulaers, I & , Bustnes, J. O. (2020). Spatiotemporal Analysis of Perfluoroalkyl Substances in White-Tailed Eagle (*Haliaeetus albicilla*) Nestlings From Northern Norway—A Ten-Year Study. *Environmental science & technology*, 54 (8), 5011-5020.
 87. Kallenborn, R. (2004). *Perfluorinated alkylated substances (PFAS) in the Nordic environment*. Nordic Council of Ministers .
 88. Kato, K., Wong, L.-Y., Jia, L. T., Kuklennyik, Z., & Calafat, A. M. (2011). Trends in exposure to polyfluoroalkyl chemicals in the US population: 1999– 2008. *Environmental science & technology*, 45 (19), 8037-8045 .
 89. Keawmanee, S., Piyaviriyakul, P., Boontanon, N., Waiyarat, S., Sukeesan, S., Kongpran, J., & Boontanon, S. K. (2024). Concentration and health risk assessment of per-and polyfluoroalkyl substances in cosmetic and personal care products. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, 59 (9), 551-561 .
 90. Khair Biek, S., Khudur, L. S., Rigby, L., Singh, N., Askeland, M., & Ball, A. S. (2024). Assessing the impact of immobilisation on the bioavailability of PFAS to plants in contaminated Australian soils. *Environmental Science and Pollution Research*, 31 (13), 20330-20342 .
 91. Kikuchi, J., Wiberg, K., Stendahl, J., & Ahrens, L. (2018). Analysis of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in soil from Swedish background sites .
 92. Kim, E. J., Park, Y.-M., Park, J.-E., & Kim, J.-g. (2014). Distributions of new Stockholm Convention POPs in soils across South Korea. *Science of the total environment*, 476, 327-335.
 93. Kim, H., Ekpe, O. D., Lee, J.-H., Kim, D.-H., & Oh, J.-E. (2019). Field-scale evaluation of the uptake of Perfluoroalkyl substances from soil by rice in paddy fields in South Korea .*Science of the total environment*, 671, 714-721.
 94. Kim, M. H., Wang, N., & Chu, K. H. (2014). 6: 2 Fluorotelomer alcohol (6: 2 FTOH) biodegradation by multiple microbial species under different physiological conditions. *Applied microbiology and biotechnology*, 98, 1831-1840 .

95. Kim, S.-K., Im, J.-K., Kang, Y.-M., Jung, S.-Y., Kho, Y. L., & Zoh, K.-D. (2012). Wastewater treatment plants (WWTPs)-derived national discharge loads of perfluorinated compounds (PFCs). *Journal of Hazardous Materials*, 201, 82-91 .
96. Kim, S.-K., Lee, K. T., Kang, C. S., Tao, L., Kannan, K., Kim, K.-R., Kim, C.-K., Lee, J. S., Park, P. S., & Yoo, Y. W. (2011). Distribution of perfluorochemicals between sera and milk from the same mothers and implications for prenatal and postnatal exposures. *Environmental Pollution*, 159 (1), 169-174 .
97. Kissa, E., & Kissa, E. (2001). Fluorinated surfactants and repellents, Marcel Dekker. New York.[Google Scholar] .
98. Knutsen, H., Mæhlum, T., Haarstad, K., Slinde, G. A., & Arp, H. P. H. (2019). Leachate emissions of short- and long-chain per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) from various Norwegian landfills. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 21 (11), 1970-1979 .
99. Kookana, R. S., Navarro, D. A., Kabiri, S., & McLaughlin, M. J. (2022). Key properties governing sorption-desorption behaviour of poly- and perfluoroalkyl substances in saturated and unsaturated soils: a review. *Soil Research*, 61 (2), 107-125 .
100. Kosiarski, K., Usner, C., & Preisendanz, H. E. (2025). *From wastewater to feed: Understanding per- and polyfluoroalkyl substances occurrence in wastewater-irrigated crops* 54 (1), 66-79).
101. Kunacheva, C., Tanaka, S., Fujii, S., Boontanon, S. K., Musirat, C., Wongwattana, T., & Shivakoti, B. R. (2011). Mass flows of perfluorinated compounds (PFCs) in central wastewater treatment plants of industrial zones in Thailand. *Chemosphere*, 83 (6), 737-744 .
102. Kurwadkar, S., Dane, J., Kanel, S. R., Nadagouda, M. N., Cawdrey, R. W., Ambade, B., Struckhoff, G. C., & Wilkin, R. (2022). Per- and polyfluoroalkyl substances in water and wastewater: A critical review of their global occurrence and distribution. *Science of the total environment*, 809, 151003 .
103. Kwiatkowski, C. F., Andrews, D. Q., Birnbaum, L. S., Bruton, T. A., DeWitt, J. C., Knappe, D. R., Maffini, M. V., Miller, M. F., Pelch, K. E., & Reade, A. (2020). Scientific basis for managing PFAS as a chemical class. *Environmental Science & Technology Letters*, 7 (8), 532-543 .
104. Kwon, B. G., Lim, H.-J., Na, S.-H., Choi, B.-I., Shin, D.-S., & Chung, S.-Y. (2014). Biodegradation of perfluorooctanesulfonate (PFOS) as an emerging contaminant. *Chemosphere*, 109, 221-225 .
105. Kwon, H.-O., Kim, H.-Y., Park, Y.-M., Seok, K.-S., Oh, J.-E., & Choi, S.-D. (2017). Updated national emission of perfluoroalkyl substances (PFASs) from wastewater treatment plants in South Korea. *Environmental Pollution*, 220, 298-306 .
106. Lakshminarasimman, N., Gewurtz, S. B., Parker, W. J., & Smyth, S. A. (2021). Removal and formation of perfluoroalkyl substances in Canadian sludge treatment systems—A mass balance approach. *Science of the total environment*, 754, 142431 .
107. Lang, J. R., Allred, B. M., Field, J. A., Lewis, J. W., & Barlaz, M. A. (2017). National estimate of per- and polyfluoroalkyl substance (PFAS) release to US municipal landfill leachate. *Environmental science & technology*, 51 (4), 2197-2205 .
108. Letcher, R. J., Chu, S., & Smyth, S.-A. (2020). Side-chain fluorinated polymer surfactants in biosolids from wastewater treatment plants. *Journal of Hazardous Materials*, 388, 122044 .
109. Li, B. (2011). *Perfluorinated compounds in landfill leachate and their effect on the performance of sodium bentonite landfill liners* University of British Columbia .[
110. Li, F., Zhang, C., Ou, Y., Chen, J., Chen, L., Liu, Y., & Zhou, Q. (2010). Quantitative characterization of short- and long-chain perfluorinated acids in solid matrices in Shanghai, China. *Science of the total environment*, 408 (3), 617-623.
111. Li, J., Sun, J., & Li, P. (2022). Exposure routes, bioaccumulation and toxic effects of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) on plants: A critical review. *Environment international*, 158, 106891 .
112. Li, L., Han, T., Li, B., Bai, P., Tang, X., & Zhao, Y. (2024). Distribution Control and Environmental Fate of PFAS in the Offshore Region Adjacent to the Yangtze River Estuary—A Study Combining Multiple Phases Analysis. *Environmental science & technology*.
113. Li, P., Oyang, X., Zhao, Y., Tu, T., Tian, X., Li, L., Zhao, Y., Li, J., & Xiao, Z. (2019). Occurrence of perfluorinated compounds in agricultural environment, vegetables, and fruits in regions influenced by a fluorine-chemical industrial park in China. *Chemosphere*, 225, 659-667.
114. Li, R., Tang, T., Qiao, W., & Huang, J. (2020). Toxic effect of perfluorooctane sulfonate on plants in vertical-flow constructed wetlands. *Journal of Environmental Sciences*, 92, 176-186 .
115. Libenson, A., Karasaki, S., Cushing, L. J., Tran, T., Rempel, J. L., Morello-Frosch, R., & Pace, C. E. (2024). PFAS-Contaminated Pesticides Applied near Public Supply Wells Disproportionately Impact Communities of Color in California. *Acs Es&T Water* .
116. Liddie, J. M., Schaidler, L. A., & Sunderland, E. M. (2023). Sociodemographic factors are associated with the abundance of PFAS sources and detection in US community water systems. *Environmental science & technology*, 57 (21), 7902-7912 .

117. Link, G. W., Reeves, D. M., Cassidy, D. P., & Coffin, E. S. (2024). Per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in final treated solids (biosolids) from 190 Michigan wastewater treatment plants. *Journal of Hazardous Materials*, 463 (132734).
118. Liu, T., Hu, L.-X., Han, Y., Dong, L.-L., Wang, Y.-Q., Zhao, J.-H., Liu, Y.-S., Zhao, J.-L., & Ying, G.-G. (2022). Non-target and target screening of per-and polyfluoroalkyl substances in landfill leachate and impact on groundwater in Guangzhou, China. *Science of the total environment*, 844, 157021 .
119. Liu, Y., Robey, N. M., Bowden, J. A., Tolaymat, T. M., da Silva, B. F., Solo-Gabriele, H. M., & Townsend, T. G. (2020). From waste collection vehicles to landfills: Indication of per-and polyfluoroalkyl substance (PFAS) transformation. *Environmental Science & Technology Letters*, 8 (1), 66-72 .
120. Liu, Z., Lu, Y., Shi, Y., Wang, P., Jones, K., Sweetman, A. J., Johnson, A. C., Zhang, M., Zhou, Y., Lu, X., Su, C., Sarvajayakesavaluc, S., & Khan, K. (2017). Crop bioaccumulation and human exposure of perfluoroalkyl acids through multi-media transport from a mega fluorochemical industrial park, China. *Environment international*, 106, 37-47.
121. Lotlikar, O. (2022). PFAS Degradation Techniques – A Road Towards Alleviating Organic Pollution. *International Journal of Current Science Research and Review*, 05 (10).
122. Ma, R., & Shih, K. (2010). Perfluorochemicals in wastewater treatment plants and sediments in Hong Kong. *Environmental Pollution*, 158 (5), 1354-1362 .
123. Marchetto, F., Roverso, M., Righetti, D., Bogialli, S., Filippini, F., Bergantino, E., & Sforza, E. (2021). Bioremediation of per-and poly-fluoroalkyl substances (PFAS) by *Synechocystis* sp. PCC 6803: A chassis for a synthetic biology approach. *Life*, 11 (12), 1300 .
124. Meng, J., Wang, T., Song, S., Wang, P., Li, Q., Zhou, Y., & Lu, Y. (2018). Tracing perfluoroalkyl substances (PFASs) in soils along the urbanizing coastal area of Bohai and Yellow Seas, China. *Environmental Pollution*, 238, 404-412.
125. Meng, J., Wang, T., Wang, P., Giesy, J. P., & Lu, Y. (2013). Perfluorinated compounds and organochlorine pesticides in soils around Huaihe River: a heavily contaminated watershed in Central China. *Environmental Science and Pollution Research*, 20 (6), 3965-3974.
126. Meng, J., Wang, T., Wang, P., Zhang, Y., Li, Q., Lu, Y., & Giesy, J. P. (2015). Are levels of perfluoroalkyl substances in soil related to urbanization in rapidly developing coastal areas in North China? *Environmental Pollution*, 199, 102-109.
127. Michigan Department of Environment, G. L., and Energy. (2020). Initiatives to Evaluate the Prese of PFAS in Municipal Wastewater and Associated Residuals (Sludge/Biosolids) in Michigan.
128. Michigan Department of Environment, G. L., and Energy (EGLE),. (2022). Biosolids and PFAS: quick facts for landowners/farmers. Available at: <https://www.mainepublic.org/environment-and-outdoors/2022-02-07/complete-crisis-as-pfas-discovery-upends-life-and-livelihood-of-young-maine-farming-family>
129. Moodie ,D., Coggan, T., Berry, K., Kolobaric, A., Fernandes, M., Lee, E., Reichman, S., Nuggeoda, D., & Clarke, B. O. (2021). Legacy and emerging per-and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in Australian biosolids. *Chemosphere*, 270, 129143 .
130. Morales-McDevitt, M ., Dunn, M., Habib, A., Vojta, Š., Bečanová, J., & Lohmann, R. (2021). Poly- And Perfluorinated Alkyl Substances in Air and Water From Dhaka, Bangladesh. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 41 (2), 334-342.
131. Munoz, G., Budzinski, H., Babut, M., Drouineau, H., Lauzent, M., Ménach, K. L., Lobry, J., Selleslagh, J., Simonnet-Laprade, C., & Labadie, P. (2017). Evidence for the Trophic Transfer of Perfluoroalkylated Substances in a Temperate Macrotidal Estuary. *Environmental science & technology*, 51 (15), 8450-8459.
132. Munoz, G., Michaud, A. M., Liu, M., Vo Duy, S., Montenach, D., Resseguier, C., Watteau, F., Sappin-Didier, V., Feder, F., & Morvan, T. (2021). Target and nontarget screening of PFAS in biosolids, composts, and other organic waste products for land application in France. *Environmental science & technology*, 56 (10), 6056-6068 .
133. MWRA, M. (2019). *waste & recycling association statewide study on landfill leachate PFOA and PFOS impact on water resource recovery facility influent* .
134. Naile, J. E., Khim, J. S., Hong, S., Park, J., Kwon, B.-O., Ryu, J. S., Hwang, J. H., Jones, P. D., & Giesy, J. P. (2013). Distributions and bioconcentration characteristics of perfluorinated compounds in environmental samples collected from the west coast of Korea. *Chemosphere*, 90 (2), 387-394.
135. Naile, J. E., Khim, J. S., Wang, T., Chen, C., Luo, W., Kwon, B.-O., Park, J., Koh, C.-H., Jones ,P. D., Lu, Y., & Giesy, J. P. (2010). Perfluorinated compounds in water, sediment, soil and biota from estuarine and coastal areas of Korea. *Environmental Pollution*, 158 (5), 1237-1244.
136. Nakayama, S. F., Yoshikane, M., Onoda, Y., Nishihama, Y., Iwai-Shimada, M., Takagi, M., Kobayashi, Y., & Isobe, T. (2019). Worldwide trends in tracing poly-and perfluoroalkyl substances (PFAS) in the environment. *TrAC Trends in Analytical Chemistry*, 121, 115410 .

137. Nason, S. L., Stanley, C., PeterPaul, C. E., Blumenthal, M. F., Zuverza-Mena, N., & Silliboy, R. J. (2021). A Community Based PFAS Phytoremediation Project at the Former Loring Airforce Base. *Isience*, 24(7), 102777.
138. Nason, S. L., Thomas, S., Stanley, C., Silliboy, R., Blumenthal, M., Zhang, W., Liang, Y., Jones, J. P., Zuverza-Mena, N., & White, J. C. (2024). A comprehensive trial on PFAS remediation: hemp phytoextraction and PFAS degradation in harvested plants. *Environmental Science: Advances*, 3 (2), 304-313 .
139. Nason, S. L., Thomas, S., Stanley, C., Silliboy, R., Blumenthal, M., Zhang, W., Liang, Y., Jones, J. P., Zuverza-Mena, N., White, J. C., Haynes, C. L., Vasilou, V., Timko, M. P., & Berger, B. W. (2024). A comprehensive trial on PFAS remediation: hemp phytoextraction and PFAS degradation in harvested plants [10.1039/D3VA00340J]. *Environmental Science: Advances*, 3 (2), 304-313.
140. Nassazzi, W. (2023). Phytoremediation of soil contaminated with per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS). *Acta Universitatis Agriculturae Sueciae*, (2023: 62).
141. Navarro, I., Sanz, P., & Martínez, M. Á. (2011). Analysis of perfluorinated alkyl substances in Spanish sewage sludge by liquid chromatography–tandem mass spectrometry. *Analytical and Bioanalytical Chemistry*, 400, 1277-1286 .
142. Nelson, M. B., Martiny, A. C., & Martiny, J. B. (2016). Global biogeography of microbial nitrogen-cycling traits in soil. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113 (29), 8033-8040.
143. NEMP. (2020). *PFAS national environmental management plan*, Australia. Department of Climate Change, Energy, the Environment and Water. <https://www.dcceew.gov.au/environment/protection/publications/pfas-nemp-2>
144. Newland, A., Khyum, M., Halamek, J., & Ramkumar, S. (2023). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFAS)—Fibrous substrates. *TAPPI J*, 22 (9), 559-572 .
145. Niarchos, G., Ahrens, L., Kleja, D. B., Leonard, G., Forde, J., Bergman, J., Ribeli, E., Schutz, M., & Fagerlund, F. (2023). In-situ application of colloidal activated carbon for PFAS-contaminated soil and groundwater: A Swedish case study. *Remediation Journal*, 33 (2), 101-110 .
146. Nicole. (2016). Environmental fate and effects of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS). Available at : . ARCADIS. https://www.concawe.eu/wp-content/uploads/2016/06/Bpt_16-8.pdf
147. Nihemaiti, M., Huynh, N., Mailler, R., Mèche-Ananit, P., Rocher, V., Barhdadi, R., Moilleron, R., & Roux, J. L. (2022). High-Resolution Mass Spectrometry Screening of Wastewater Effluent for Micropollutants and Their Transformation Products During Disinfection With Performic Acid. *Acs Es&T Water*, 2 (7), 1225-1233.
148. Ofoegbu, P. C., Wagner, D. C., Abolade, O., Clubb, P., Dobbs, Z., Sayers, I., Zenobio, J. E., Adeleye, A. S., & Rico, C. M. (2022). Impacts of perfluorooctanesulfonic acid on plant biometrics and grain metabolomics of wheat (*Triticum aestivum* L.). *Journal of Hazardous Materials Advances*, 7, 100131 .
149. Olshansky, Y., Gomeniuc, A., Chorover, J., Abrell, L., Field, J. A., Hatton, J., He, J., & Sierra-Alvarez, R. (2022). Tailored polyanilines are high-affinity adsorbents for per-and polyfluoroalkyl substances. *Acs Es&T Water*, 2 (8), 1402-1410 .
150. Ordonez, D., Valencia, A., Sadmani, A. A., & Chang, N.-B. (2022). Green sorption media for the removal of perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) from water. *Science of the total environment*, 819, 152886 .
151. Palmer, K., Bangma, J. T., Reimer, J. L., Bonde, R. K., Korte, J. E., Boggs, A. S. P., & Bowden, J. A. (2019). Per- And Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) in Plasma of the West Indian Manatee (*Trichechus Manatus*). *Marine Pollution Bulletin*, 140, 610-615.
152. Panieri, E., Baralić, K., Djukic-Cosic, D., Buha Djordjevic, A., & Saso, L. (2022). PFAS molecules: a major concern for the human health and the environment. *Toxics*, 10 (2), 44 .
153. Panieri, E., Baralić, K., Đukić-Ćosić, D., Đorđević, A., & Saso, L. (2022). PFAS Molecules: A Major Concern for the Human Health and the Environment. *Toxics*, 10 (2), 44.
154. Perkola, N., & Sainio, P. (2013). Survey of perfluorinated alkyl acids in Finnish effluents, storm water, landfill leachate and sludge. *Environmental Science and Pollution Research*, 20, 7979-7987 .
155. Pitter, G., Zare Jeddi, M., Barbieri, G., Gion, M., Fabricio, A. S., Daprà, F., Russo, F., Fletcher, T., & Canova, C. (2020). Perfluoroalkyl substances are associated with elevated blood pressure and hypertension in highly exposed young adults. *Environmental health*, 19, 1-11 .
156. Ramírez Carnero, A., Lestido-Cardama, A., Vazquez Loureiro, P., Barbosa-Pereira, L., Rodríguez Bernaldo de Quirós, A., & Sendón, R. (2021). Presence of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in food contact materials (FCM) and its migration to food. *Foods*, 10 (7), 1443 .
157. Rankin, K., Mabury, S. A., Jenkins, T. M., & Washington, J. W. (2016). A North American and global survey of perfluoroalkyl substances in surface soils: Distribution patterns and mode of occurrence. *Chemosphere*, 161, 333-341.

158. Riva, F., Zuccato, E., Pacciani, C., Colombo, A., & Castiglioni, S. (2021). A multi-residue analytical method for extraction and analysis of pharmaceuticals and other selected emerging contaminants in sewage sludge. *Analytical Methods*, 13 (4), 526-535 .
159. Robarts, D. R., Dai, J., Lau, C., Apte, U., & Corton, J. C. (2023). Hepatic Transcriptome Comparative in Silico Analysis Reveals Similar Pathways and Targets Altered by Legacy and Alternative Per- And Polyfluoroalkyl Substances in Mice. *Toxics*, 11 (12), 963. <https://doi.org/10.3390/toxics11120963>
160. Robey, N. M., da Silva, B. F., Annable, M. D., Townsend, T. G., & Bowden, J. A. (2020). Concentrating per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in municipal solid waste landfill leachate using foam separation. *Environmental science & technology*, 54 (19), 12550-12559 .
161. Ruan, T., Lin, Y., Wang, T., Liu, R., & Jiang, G. (2015). Identification of novel polyfluorinated ether sulfonates as PFOS alternatives in municipal sewage sludge in China. *Environmental science & technology*, 49 (11), 6519-6527 .
162. Saliu, T. D., & Sauvé, S. (2024). A review of per- and polyfluoroalkyl substances in biosolids: geographical distribution and regulations. *Frontiers in Environmental Chemistry*, 5, 1383185 .
163. Salvatore, D., Mok, K., Garrett, K. K., Poudrier, G., Brown, P., Birnbaum, L. S., Goldenman, G., Müller, M. F., Patton, S., & Poehlein, M. (2022). Presumptive contamination: a new approach to PFAS contamination based on likely sources. *Environmental Science & Technology Letters*, 9 (11), 983-990 .
164. Schaefer, C. E., Hooper, J. L., Strom, L. E., Abusallout, I., Dickenson, E. R., Thompson, K. A., Mohan, G. R., Drennan, D., Wu, K., & Guelfo, J. L. (2023). Occurrence of quantifiable and semi-quantifiable poly- and perfluoroalkyl substances in united states wastewater treatment plants. *Water research*, 233, 119724 .
165. Scher, D. P., Kelly, J. E., Huset, C. A., Barry, K. M., Hoffbeck, R. W., Yingling, V. L., & Messing, R. B. (2018). Occurrence of perfluoroalkyl substances (PFAS) in garden produce at homes with a history of PFAS-contaminated drinking water. *Chemosphere*, 196, 548-555 .
166. Schumm, C. E., Loganathan, N., & Wilson, A. K. (2023). Influence of Soil Minerals on the Adsorption, Structure, and Dynamics of GenX. *Acs Es&T Water*, 3 (12), 2659-2670 .
167. Sen, P., Qadri, S., Luukkonen, P. K., Ragnarsdottir, O., McGlinchey, A., Jäntti, S., Juuti, A., Arola, J., Schlezinger, J. J., & Webster, T. F. (2022). Exposure to environmental contaminants is associated with altered hepatic lipid metabolism in non-alcoholic fatty liver disease. *Journal of hepatology*, 76 (2), 283-293 .
168. Seo, S.-H., Son, M.-H., Shin, E.-S., Choi, S.-D., & Chang, Y.-S. (2019). Matrix-specific distribution and compositional profiles of perfluoroalkyl substances (PFASs) in multimedia environments. *Journal of Hazardous Materials*, 364, 19-27.
169. Shahsavari, E., Rouch, D., Khudur, L. S., Thomas, D., Aburto-Medina, A., & Ball, A. S. (2021). Challenges and current status of the biological treatment of PFAS-contaminated soils. *Frontiers in Bioengineering and Biotechnology*, 8, 602040 .
170. Shan, G., Wei, M., Zhu, L., Liu, Z., & Zhang, Y. (2014). Concentration profiles and spatial distribution of perfluoroalkyl substances in an industrial center with condensed fluorocarbon facilities. *Science of the total environment*, 490, 351-359.
171. Shaw, D. M., Munoz, G., Bottos, E. M., Duy, S. V., Sauvé, S., Liu, J., & Van Hamme, J. D. (2019). Degradation and defluorination of 6:2 fluorotelomer sulfonamidoalkyl betaine and 6:2 fluorotelomer sulfonate by *Gordonia* sp. strain NB4-1Y under sulfur-limiting conditions. *Science of the total environment*, 647, 690-698 .
172. Shittu, A. (2021). Toxicity Studies Of Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS). Bowling Green State University .
173. Shittu, A. R., Iwaloye, O. F., Ojewole, A. E., Rabiou, A. G., Amechi, M. O., & Herve, O. F. (2023). The effects of per- and polyfluoroalkyl substances on environmental and human microorganisms and their potential for bioremediation. *Archives of Industrial Hygiene and Toxicology*, 74 (3), 167-178 .
174. Simmons, N. (2019, September). PFAS concentrations of landfill leachates in Victoria, Australia-implications for discharge of leachate to sewer. In *Sardinia Symposium*.
175. Sindiku, O., Orata, F., Weber, R., & Osibanjo, O. (2013). Per- and polyfluoroalkyl substances in selected sewage sludge in Nigeria. *Chemosphere*, 92 (3), 329-335 .
176. Sinha, S., Chaturvedi, A., Gautam, R. K., & Jiang, J. J. (2023). Molecular Cu electrocatalyst escalates ambient perfluorooctanoic acid degradation. *Journal of the American Chemical Society*, 145 (50), 27390-27396.
177. Skaar, J. S., Ræder, E. M., Lyche, J. L., Ahrens, L., & Kallenborn, R. (2019). Elucidation of contamination sources for poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) on Svalbard (Norwegian Arctic). *Environmental Science and Pollution Research*, 26 (8), 7356-7363.
178. Smallwood, T. J., Robey, N. M., Liu, Y., Bowden, J. A., Tolaymat, T. M., Solo-Gabriele, H. M., & Townsend, T. G. (2023). Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) distribution in landfill gas collection systems: leachate and gas condensate partitioning. *Journal of Hazardous Materials*, 448, 130936 .

179. Solo-Gabriele, H. M., Jones, A. S., Lindstrom, A. B., & Lang, J. R. (2020). Waste type, incineration, and aeration are associated with per-and polyfluoroalkyl levels in landfill leachates. *Waste Management*, 107, 191-200 .
180. Söregård, M., Lindh, A & ., Ahrens, L. (2020). Thermal desorption as a high removal remediation technique for soils contaminated with per-and polyfluoroalkyl substances (PFASs). *PloS one*, 15 (6), e0234476 .
181. Stahl, T., Gassmann, M., Falk, S., & Brunn, H. (2018). Concentrations and distribution patterns of perfluoroalkyl acids in sewage sludge and in biowaste in Hesse, Germany. *Journal of agricultural and food chemistry*, 66 (39), 10147-10153 .
182. Steenland, K., Fletcher, T., & Savitz, D. A. (2010). Epidemiologic evidence on the health effects of perfluorooctanoic acid (PFOA). *Environmental health perspectives*, 118 (8), 1100-1108 .
183. Steindal, E. H., & Grung, M. (2020). Management of PFAS with the aid of chemical product registries—an indispensable tool for future control of hazardous substances. *Integrated environmental assessment and management*, 17 (4), 835-851 .
184. Su, H., Lu, Y., Wang, P., Shi, Y., Li, Q., Zhou, Y., & Johnson, A. C. (2016). Perfluoroalkyl acids (PFAAs) in indoor and outdoor dusts around a mega fluorochemical industrial park in China: implications for human exposure. *Environment international*, 94, 667-673 .
185. Sun, Y., Wang, T., Peng, X., Wang, P., & Lu, Y. (2016). Bacterial community compositions in sediment polluted by perfluoroalkyl acids (PFAAs) using Illumina high-throughput sequencing. *Environmental Science and Pollution Research*, 23, 10556-10565 .
186. Suski, J. G., Chanov, M. K., Heron, C., Field, J. A., & Salice, C. J. (2023). Ecotoxicity and Accumulation of Perfluorononanoic Acid in the Fathead Minnow (<i>Pimephales Promelas</i>) and an Approach to Developing Protective Thresholds in the Aquatic Environment Through Species Sensitivity Distribution. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 42 (10), 2229-2236.
187. Swedishepa. (2017). Sahlin Available at: <http://www.swedishepa.se/hazards>
188. Tan, B., Wang, T., Wang, P., Luo, W., Lu, Y., Romesh, K. Y., & Giesy, J. P. (2014). Perfluoroalkyl substances in soils around the Nepali Koshi River: levels, distribution, and mass balance. *Environmental Science and Pollution Research*, 21 (15), 9201-9211.
189. Tavasoli, E., Luek, J. L., Malley, J. P., & Mouser, P. J. (2021). Distribution and fate of per-and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in wastewater treatment facilities. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 23 (6), 903-913 .
190. The Dutch National Institute for Public Health and the Environment. (2019). Nitrogen and PFAS suddenly big societal issues in The Netherlands. Available at: <https://www.rivm.nl/en/newsletter/content/2020/issue1/nitrogen-pfas-in-NL>
191. Thompson, K. A., Mortazavian, S., Gonzalez, D. J., Bott, C., Hooper, J., Schaefer, C. E., & Dickenson, E. R. (2022). Poly-and perfluoroalkyl substances in municipal wastewater treatment plants in the United States: seasonal patterns and meta-analysis of long-term trends and average concentrations. *Acs Es&T Water*, 2 (5), 690-700 .
192. Tolaymat, T., Robey, N., Krause, M., Larson, J., Weitz, K., Parvathikar, S., Phelps, L., Linak, W., Burden, S., & Speth, T. (2023). A critical review of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFAS) landfill disposal in the United States. *Science of the total environment*, 167185 .
193. Toms, L.-M., Thompson, J., Rotander, A., Hobson, P., Calafat, A., Kato, K., Ye, X., Broomhall, S., Harden, F., & Mueller, J. (2014). Decline in perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoate serum concentrations in an Australian population from 2002 to 2011. *Environment international*, 71, 74-80 .
194. Ulrich, H., Freier, K. P & ., Gierig, M. (2016). Getting on with persistent pollutants: Decreasing trends of perfluoroalkyl acids (PFAAs) in sewage sludge. *Chemosphere*, 161, 527-535 .
195. Venkatesan, A. K., & Halden, R. U. (2013). National inventory of perfluoroalkyl substances in archived US biosolids from the 2001 EPA National Sewage Sludge Survey. *Journal of Hazardous Materials*, 252, 413-418 .
196. Verner, M.-A., Loccisano, A. E., Morken, N.-H., Yoon, M., Wu, H., McDougall, R., Maisonet, M., Marcus, M., Kishi, R., & Miyashita, C. (2015). Associations of perfluoroalkyl substances (PFAS) with lower birth weight: an evaluation of potential confounding by glomerular filtration rate using a physiologically based pharmacokinetic model (PBPK). *Environmental health perspectives*, 123 (12), 1317-1324 .
197. Wang, P., Wang, T., Giesy, J. P., & Lu, Y. (2013). Perfluorinated compounds in soils from Liaodong Bay with concentrated fluorine industry parks in China. *Chemosphere*, 91 (6), 751-757.
198. Wang, Q., Zhao, Z., Ruan, Y., Li, J., Sun, H., & Zhang, G. (2018). Occurrence and distribution of perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) in natural forest soils: A nationwide study in China. *Science of the total environment*, 6 (45), 596-602.
199. Wang, W., Rhodes, G., Ge, J., Yu, X., & Li, H. (2020). Uptake and accumulation of per-and polyfluoroalkyl substances in plants. *Chemosphere*, 261, 127584 .

200. Wang, Y., Fu, J., Wang, T., Liang, Y., Pan, Y., Cai, Y., & Jiang, G. (2010). Distribution of Perfluorooctane Sulfonate and Other Perfluorochemicals in the Ambient Environment around a Manufacturing Facility in China. *Environmental science & technology*, 44 (21), 8062-8067.
201. Wang, Y., Munir, U., & Huang, Q. (2023). Occurrence of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in soil: Sources, fate, and remediation. *Soil & Environmental Health*, 1 (1), 100004.
202. Wang, Z., DeWitt, J. C., Higgins, C. P., & Cousins, I. T. (2017). A never-ending story of per-and polyfluoroalkyl substances (PFASs)? In: ACS Publications. 2508-2518.
203. Weatherly, L. M., Shane, H. L., Jackson, L. G., Lukomska, E., Baur, R., Cooper, M. P & ,Anderson, S. E. (2024). Systemic and Immunotoxicity Induced by Topical Application of Perfluoroheptane Sulfonic Acid (PFHpS) or Perfluorooctane Sulfonic Acid (PFOS) in a Murine Model. *Journal of immunotoxicology*, 21 (1).
204. WHO. (2024). World Health Organization. Per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS). Water Sanitation and Health. Retrieved December 25, 2024, from <https://www.who.int/teams/environment-climate-change-and-health/water-sanitation-and-health/chemical-hazards-in-drinking-water/per-and-polyfluoroalkyl-substances>
205. Wu, E., Wang, K., Liu, Z., Wang, J., Yan, H., Zhu, X., Zhu, X., & Chen, B. (2023). Metabolic and Microbial Profiling of Soil Microbial Community under Per-and Polyfluoroalkyl Substance (PFAS) Stress. *Environmental science & technology*, 57 (51), 21855-21865 .
206. Xia, C., Capozzi, S. L., Romanak, K. A., Lehman, D. C., Dove, A., Richardson, V., Greenberg, T., McGoldrick, D., & Venier, M. (2024). The Ins and Outs of Per- And Polyfluoroalkyl Substances in the Great Lakes: The Role of Atmospheric Deposition. *Environmental science & technology*, 58 (21), 9303-9313.
207. Xiao, F., Simcik, M. F., Halbach, T. R., & Gulliver, J. S. (2015). Perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) in soils and groundwater of a U.S. metropolitan area: Migration and implications for human exposure. *Water research*, 72, 64-74.
208. Xie, Y., Ramirez, D., Chen, G., He, G., Sun, Y., Murdoch, F. K., & Löffler, F. E. (2023). Genome-wide expression analysis unravels fluoroalkane metabolism in *Pseudomonas* sp. Strain 273. *Environmental science & technology*, 57 (42), 15925-15935 .
209. Xu, B., Yang, G., Lehmann, A., Riedel, S., & Rillig, M. C. (2023). Effects of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFAS) on soil structure and function. *Soil Ecology Letters*, 5 (1), 108-117 .
210. Yan, H., Cousins, I. T., Zhang, C., & Zhou, Q. (2015). Perfluoroalkyl acids in municipal landfill leachates from China: Occurrence, fate during leachate treatment and potential impact on groundwater. *Science of the total environment*, 524, 23-31 .
211. Yan, N., Ji, Y., Zhang, B., Zheng, X., & Brusseau, M. A. (2020). Transport of GenX in saturated and unsaturated porous media. *Environmental science & technology*, 54 (19), 11876-11885.
212. Yi, L., Chai, L., Xie, Y., Peng, Q., & Peng, Q. (2016). Isolation, identification, and degradation performance of a PFOA-degrading strain. *Genet. Mol. Res.*, 15 (2), 235-246 .
213. Yin, T., Chen, H., Reinhard, M., Yi, X., He, Y., & Gin, K. Y.-H. (2017). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances removal in a full-scale tropical constructed wetland system treating landfill leachate. *Water research*, 125, 418-426 .
214. Yu, Y., Che, S., Ran, C., Jin, B., Tian, Z., Liu, J., & Men, Y. (2022). Microbial defluorination of unsaturated per-and polyfluorinated carboxylic acids under anaerobic and aerobic conditions: a structure specificity study. *Environmental science & technology*, 56 (8), 4894-4904 .
215. Zhang, G., Zhaoke, P., Yaomin, W., Ran, S., Xiaoyan, Z., & Fan, Y. (2019). Distribution of Perfluorinated Compounds in Surface Water and Soil in Partial Areas of Shandong Province, China. *Soil and Sediment Contamination: An International Journal*, 28 (5), 502-512.
216. Zhang, L., Wang, Q., Chen, H., Yao, Y & ,Sun, H. (2021). Uptake and translocation of perfluoroalkyl acids with different carbon chain lengths (C2–C8) in wheat (*Triticum aestivum* L.) under the effect of copper exposure. *Environmental Pollution*, 274, 116550 .
217. Zhang, W., Cao, H., Mahadevan Subramanya, S., Savage, P., & Liang, Y. (2020). Destruction of perfluoroalkyl acids accumulated in *Typha latifolia* through hydrothermal liquefaction. *ACS Sustainable Chemistry & Engineering*, 8 (25), 9257-9262.
218. Zhang, Q. Y., Xu, L. L., Zhong, M. T., Chen, Y. K., Lai, M. Q., Wang, Q., & Xie, X. L. (2024). Gestational GenX and PFOA exposures induce hepatotoxicity, metabolic pathway, and microbiome shifts in weanling mice. *Sci Total Environ*, 907, 168059.
219. Zhang, Y., Tan, D., Geng, Y., Wang, L., Peng, Y., He, Z., Xu, Y., & Liu, X. (2016). Perfluorinated Compounds in Greenhouse and Open Agricultural Producing Areas of Three Provinces of China: Levels, Sources and Risk Assessment. *Int J Environ Res Public Health*, 13 (12).
220. Zhou, L., Xia, M., Wang, L., & Mao, H. (2016). Toxic effect of perfluorooctanoic acid (PFOA) on germination and seedling growth of wheat (*Triticum aestivum* L.). *Chemosphere*, 159, 420-425 .
221. Zhu, H., & Kannan, K. (2019). Distribution and partitioning of perfluoroalkyl carboxylic acids in surface soil, plants, and earthworms at a contaminated site. *Science of the total environment*, 647, 954-961.

222. Zodrow, J., Frenchmeyer, M., Dally, K., Osborn, E., Anderson, P. N., & Divine, C. (2020). Development of Per and Polyfluoroalkyl Substances Ecological Risk-Based Screening Levels. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40 (3), 921-936.
223. Zodrow, J. M., Frenchmeyer, M., Dally, K., Osborn, E., Anderson, P., & Divine, C. (2021). Development of per and polyfluoroalkyl substances ecological risk-based screening levels. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 40 (3), 921-936 .

فیزیک استاتیسی