

## Hintergrundinformationen zu per- und polyfluorierten Alkylsubstanzen (PFAS)

(Stand 27. Oktober 2020)

### Was sind PFAS?

Per- und polyfluorierte Alkylsubstanzen (PFAS) stellen eine breitgefächerte Gruppe von synthetischen fluorierten Verbindungen dar. Zu diesen Verbindungen gehören:

- a) Perfluoroalkylverbindungen, die als aliphatische Substanzen definiert werden, bei denen alle H-Atome, die mit C-Atomen verbunden sind, durch F-Atome ersetzt wurden, mit Ausnahme derjenigen in den funktionellen Gruppen. Dieser Begriffsgebrauch steht im Einklang mit der Definition von „Perfluor-“ und „perfluoriert“. Basierend auf der Länge der fluorierten Kohlenstoffkette lassen sich kurz- und langkettige PFAS unterscheiden. „Langkettig“ bezieht sich auf:
  - Perfluorcarbonsäuren (PFCAs) mit Kohlenstoffketten der Länge C8 (gemäß Buck et al. allgemein anerkannt) und höher, einschließlich Perfluoroctancarbonsäure (PFOA);
  - Perfluoralkansulfonsäuren (PFSA) mit Kohlenstoffketten der Länge C6 und höher, einschließlich Perfluorhexansulfonsäure (PFHxS) und Perfluoroctansulfonsäure (PFOS) und
  - Vorstufen dieser Substanzen, die hergestellt oder in Produkten enthalten sein können.
- b) Polyfluoralkylverbindungen (aliphatische Substanzen), bei denen alle H-Atome, die mit wenigstens einem (aber nicht allen) C-Atomen verbunden sind, in solcher Weise durch F-Atome ersetzt wurden, dass sie den Perfluoralkylanteil  $C_nF_{2n+1}$  enthalten. Während also das allgemeine Konzept der „Polyfluorierung“ sowohl Verbindungen mit mehreren „unregelmäßig verteilten“ F-Atomen als auch „gruppierte“ F-Atome umfasst, betrachtet man lediglich diejenigen polyfluorierten Substanzen, die wenigstens einen Perfluoralkylanteil  $C_nF_{2n+1}$  aufweisen als zur PFAS-Familie zugehörig. Polyfluoralkylsubstanzen haben das Potenzial, abiotisch oder biotisch in Perfluoralkylsubstanzen umgewandelt zu werden.

Nach Angaben der Organisation für wirtschaftliche Zusammenarbeit und Entwicklung gibt es heute ca. 4.730 bekannte PFAS-Substanzen (OECD, 2018).

Viele Autoren verwenden auch das Akronym „PFC“ und haben es auf unterschiedliche Arten definiert. Infolgedessen ist die Bedeutung des PFC unklar und nicht eindeutig definiert. Sowohl PFC als auch PFAS gehören jedoch zur übergreifenden Familie der fluorierten Chemikalien. Die wissenschaftliche Gemeinschaft hat den Gebrauch des Begriffs PFAS als Akronym für „Perfluoralkyl- und Polyfluoralkylsubstanzen“ eingeführt und verwendet den Begriff PFC ausschließlich für „Perfluorkohlenwasserstoffe“. PFC leiten sich theoretisch von Kohlenwasserstoffen ab, in denen alle H-Atome durch F-Atome ersetzt werden, so dass sie nur die Elemente C und F enthalten und keine funktionellen Gruppen vorhanden sind (OECD, 2013; Buck et al., 2011).

### Welche Eigenschaften haben PFAS?

PFAS umfassen sowohl einen wasserlöslichen, wasserbindenden Teil (funktionelle Gruppe), als auch einen wasserunlöslichen, wasserabweisenden Teil (fluorierte Kohlenstoffkette). Letztere weist entweder einen linearen oder verzweigten Aufbau auf (Bhatarai und Gramatica, 2010; Buck et al., 2011).

Mit wachsender Länge der Kohlenstoffkette nimmt die Wasserlöslichkeit der PFAS ab (Bhatarai und Gramatica, 2010). Abhängig vom pH-Wert der umgebenden Matrix und der Säuredissoziationskonstante können PFAS mit sauren Eigenschaften in einer protonierten oder anionischen Form vorliegen oder aber in einer Mischung von beiden (Buck et al., 2011). In

natürlichen Gewässern sind alle Perfluoralkylcarbonsäuren (PFCA) und auch telomere Säuren dissoziiert und treten in Form des entsprechenden Anions auf.

In einer Sorptionsstudie untersuchten Ahrens et al. (2010) die Verteilung von PFAS in Wasser, Schwebstaub und Sedimenten. Kurzkettige perfluorierte Carbonsäuren (PFCA, C <7) wurden ausschließlich in der gelösten Phase nachgewiesen, während langkettige PFCA (C7-11), PFOS, FOSA und Perfluorhexansulfonat (PFHxS) sowohl in der gelösten Phase als auch an Schwebstoffe gebunden nachgewiesen wurden. Langkettige PFCA (C >11) und Perfluordekansulfonat (PFDS) wurden ausschließlich in Sedimenten nachgewiesen (Ahrens et al., 2010). Ähnliche Ergebnisse wurden in einer von Higgins und Luthy (2006) durchgeführten Studie beobachtet, in der nachgewiesen werden konnte, dass eine größere Länge der Kohlenstoffkette zu erhöhten log K<sub>oc</sub>-Werten führt, d.h. zu einem höheren Sorptionspotenzial von PFAS mit längeren Ketten als in ihren kurzkettigen Entsprechungen.

### **Wo werden PFAS eingesetzt?**

Aufgrund der einzigartigen oberflächenaktiven Eigenschaften und der sehr hohen chemischen und thermischen Stabilität, die diese C-F-Bindungen verleihen, sind PFAS in vielen Anwendungen in der Industrie und in Produkten, die wir in unserem täglichen Leben verwenden, verbreitet. In der verarbeitenden Industrie werden PFAS wegen ihrer Widerstandsfähigkeit und funktionellen Eigenschaften bevorzugt, denn sie verleihen vielen Arten von Produkten im häuslichen Gebrauch, einschließlich Hautcremes und Kosmetika, Auto- und Fußbodenpolitur, Klarspülern für Geschirrspülmaschinen, Mitteln zur Behandlung von Textilien und Stoffen, Lebensmittelverpackungen und Popcornmägen für die Mikrowelle, Backformen, Bratpfannen, Outdoor-Ausrüstung und Schuhen haftabweisende, wasserabweisende und fettlösende Eigenschaften. In ähnlicher Weise finden sich sehr viele und weit verbreitete Einsatzmöglichkeiten in der Industrie, insbesondere auch in Feuerlöschschaum.

### **Wo kommen PFAS in der Umwelt vor?**

Aufgrund ihres biologischen Anreicherungspotenzials, ihrer Persistenz in der Umwelt, ihrer möglichen Toxizität und wegen ihrer hohen Wasserlöslichkeit sind PFAS heute in der Umwelt allgegenwärtig. Die persistente Natur dieser Substanzen besagt, dass sie eine große Widerstandsfähigkeit gegen einen biologischen Abbau aufweisen. PFAS werden weltweit in oberirdischen Gewässern, in Sedimenten, in der Luft, im Erdboden, in Schlick und in Eiskappen, aber auch in der Tier- und Pflanzenwelt sowie im Menschen nachgewiesen.

Seit dem Jahr 2000 finden langkettige Perfluorcarbonsäuren (PFCA), perfluorierte Sulfonsäuren (PFSA) und ihre möglichen Vorstufen (Buck et al. 2011) als weltweit auftretende Schadstoffe Beachtung. Langkettige PFAS sind problematisch aufgrund ihrer Persistenz (Frömel und Knepper, 2010; Parsons et al., 2008) und bioakkumulativen Natur (Conder et al., 2008) und wurden ubiquitär in Boden, Wasser, Luft (Rayne und Forest, 2009), Flora und Fauna (Giesy et al., 2001), Nahrungsmitteln (Clarke und Smith, 2011) und Menschen (Vestergren und Cousins, 2009) nachgewiesen.

Die in den verschiedenen Industriesektoren am meisten untersuchten und in der Vergangenheit häufig verwendeten Substanzen sind Perfluoroctancarbonsäure PFOA (CAS-Nr. 335-67-1) und Perfluoroctansulfonsäure PFOS (CAS-Nr. 1763-23-1).

Laut EFSA (2018)<sup>1</sup> trugen Nahrungsmittel zu 67 % bis 84 % der mittleren Gesamtaufnahme für PFOA und 88 % bis 99 % für PFOS bei, wobei verschiedene Expositionsfaktoren wie die Staubaufnahme berücksichtigt wurden. In ähnlicher Weise schwankte der mittlere relative Beitrag des Trinkwassers zwischen 0,57 % und 0,68 % für PFOS und 9,1 % und 11 % für PFOA.

### **Wie ist die Toxizität von PFAS einzustufen?**

<sup>1</sup> EFSA Journal 2018; 16(12):5194, S. 42

Die Toxizität von PFAS, insbesondere von PFOA und PFOS, wurde umfassend an Menschen und Labortieren studiert. Aufgrund von Unterschieden in den Eliminationshalbwertszeiten, einem Mangel an adäquaten Daten zum Wirkmechanismus, Speziesunterschieden in der Toxizität für einige Endpunkte und Unterschieden in der Messung der Belastungsrate zwischen epidemiologischen und experimentellen Studien stellt sich ein speziesübergreifender Vergleich der Toxizität von PFAS jedoch als problematisch dar. Zwischen den einzelnen Spezies bestehen erhebliche Unterschiede in der Eliminationsrate von PFAS, z.B. schwankt die geschätzte Eliminationshalbwertszeit für PFOA zwischen 8 Jahren bei Menschen und 1,9 Stunden bei weiblichen Ratten. Der Mechanismus der Toxizität von PFAS lässt sich noch nicht vollständig erklären.

Obwohl das Potenzial von Perfluoralkylverbindungen gesundheitsschädliche Wirkungen herbeizuführen in einer Vielzahl von epidemiologischen Studien untersucht wurde, sind die meisten dieser Studien als Querschnittsstudien konzipiert und dienen nicht dem Nachweis der Kausalität. Basierend auf einer Reihe von Faktoren, einschließlich der Widerspruchsfreiheit der Ergebnisse verschiedener Studien, deuten die verfügbaren epidemiologischen Studien auf Zusammenhänge zwischen der Exposition des Menschen gegenüber PFAS und verschiedenen gesundheitlichen Auswirkungen hin:

- schwangerschafts-induzierte Hypertonie/Präeklampsie (PFOA, PFOS)
- durch eine Zunahme der Serum-Enzyme und eine Abnahme des Serum-Bilirubinspiegels erkennbare Leberschäden (PFOA, PFOS, PFHxS)
- Zunahmen der Serumlipide, insbesondere des Gesamtcholesterins und des LDL-Cholesterins (Lipoprotein niedriger Dichte) (PFOA, PFOS, PFNA, PFDeA)
- erhöhtes Risiko für Schilddrüsenerkrankungen (PFOA, PFOS)
- verminderte Antikörper-Reaktion auf Impfstoffe (PFOA, PFOS, PFHxS, PFDeA)
- erhöhtes Risiko einer Asthmadiagnose (PFOA)
- erhöhtes Risiko einer verminderten Fruchtbarkeit (PFOA, PFOS)
- geringe (<20 g oder 0,7 Unzen pro 1 ng/ml Anstieg des PFAS-Spiegels im Blut) Abnahmen des Geburtsgewichts (PFOA, PFOS).

Die Internationale Agentur für Krebsforschung (IARC) kam 2017 zu dem Schluss, dass PFOA möglicherweise krebserregend beim Menschen ist (Gruppe 2B). Die US-Umweltbehörde EPA zog den Schluss, dass es Beweise für das karzinogene Potenzial von PFOA und PFOS beim Menschen gäbe (EPA, 2016a; EPA, 2016b). Bei stark exponierten Menschen wurden Zunahmen von Hoden- und Nierenkrebs beobachtet (ATSDR, 2018).

### **Welche europäischen und internationalen Regelungen gibt es zu PFAS?**

Infolge des weltweiten Auftretens von PFAS in der Umwelt wurden im Jahr 2009 Perfluoroktansulfonat (PFOS) und verwandte Substanzen auf der Basis von Perfluoroktansulfonylfluorid (POSF) unter Anhang B (Einschränkung der Herstellung und der Anwendung) der Stockholmer Konvention aufgeführt.

2012 wurden C11 bis C14 PFCA als vPvB-Chemikalien (hoch persistent, hoch bioakkumulierbar) ausgewiesen und in die Kandidatenliste besonders besorgniserregender Stoffe im Rahmen der europäischen Chemikalienverordnung REACH aufgenommen (ECHA, 2013a). Im Jahr 2013 wurden auch Perfluoroktancarbonsäure (PFOA) und Ammoniumperfluoroktanoat (APFO) in der Kandidatenliste besonders besorgniserregender Stoffe aufgeführt (ECHA, 2013).

Seit 2013 wurden PFOS und ihre Derivate als prioritäre Stoffe im Sinne der EU-Wasserrahmenrichtlinie<sup>2</sup> ausgewiesen.

Im Mai 2016 veröffentlichte die US-Umweltbehörde EPA Gesundheitsempfehlungen hinsichtlich der lebenslangen Aufnahme von 0,07 µg/l für PFOA und PFOS (einzeln oder als Mischung) für eine Exposition über das Trinkwasser.

<sup>2</sup> Richtlinie 2013/39/EU des Europäischen Parlaments und des Rates vom 12. August 2013 zur Änderung der Richtlinien 2000/60/EG und 2008/105/EG im Hinblick auf prioritäre Stoffe im Bereich der Wasserpolitik

Die neue EU-Trinkwasserrichtlinie (2020) wird einen neuen Parameterwert für „Gesamt-PFAS“ von 0,5 µg/l und einen Parameterwert für die „Summe von 20 einzeln aufgeführten PFAS“ von 0,1 µg/l im Trinkwasser festlegen.

Aktuell engagieren sich die zuständigen Behörden in Dänemark, Deutschland, Schweden und Norwegen, um ein sogenanntes Beschränkungsossier („restriction dossier“) unter der REACH-Verordnung für die gesamte PFAS-Familie zu erwirken. Die Beschränkung betreffe alle Anwendungen und Produkte, sofern diese nicht unverzichtbar sind. Nach Informationen des Umweltbundesamtes kann jedoch, vorausgesetzt alle Instanzen bei der Europäischen Chemikalienagentur (ECHA) werden zügig und erfolgreich absolviert, frühestens im Jahr 2025 mit der Beschränkung gerechnet werden.

Am 14. Oktober 2020 hat die Europäische Kommission die EU-Chemikalienstrategie für Nachhaltigkeit vorgelegt. Die Strategie steht im Kontext des „European Green Deal“ und ist der erste Schritt für das angekündigte „Null-Schadstoff-Ziel“, d.h. eine schadstofffreie Umwelt. Die Substanzgruppe PFAS, sofern die dazu zählenden Substanzen nicht nachweislich für das Allgemeinwohl unverzichtbar sind, werden adressiert und in einem weiteren Arbeitspapier der Kommission („Staff Working Document“) werden Wege zur Regulierung (als Substanzgruppe, nachweislich zum Allgemeinwohl) in der REACH-Verordnung und sektorspezifischen Rechtsakten, wie u.a. der Pestizidzulassungsverordnung (1107/2009) und der Verordnung über Materialien und Gegenstände, die mit Lebensmitteln in Berührung kommen (1935/2004) beschrieben.

### **Können PFAS in der Trinkwasseraufbereitung wirksam entfernt werden?**

PFAS sollten grundsätzlich nicht in die aquatische Umwelt gelangen. In Ermangelung wirksamer Maßnahmen zur Kontrolle an der Quelle werden PFAS jedoch über vielfache Wege in die Umwelt freigesetzt und können lokal ggf. auch die Trinkwasserressourcen erreichen. Aufgrund ihrer Persistenz werden die PFAS-Konzentrationen in den kommenden Jahren wahrscheinlich zunehmen und die Wasserversorgung wird dann gezwungen sein, auf kostspielige zusätzliche Aufbereitungsmaßnahmen zurückzugreifen, um die zukünftig gesetzlich festgelegten Parameterwerte einhalten zu können.

### **Aktivkohle**

Aktivkohle wird häufig zur Adsorption von im Wasser vorkommenden Schadstoffen eingesetzt. Sie wird verwendet, um synthetische organische Chemikalien, natürliche organische Verbindungen und andere geschmacks- und geruchsbeeinflussende Verbindungen bei der Trinkwasseraufbereitung zu entfernen. Adsorption ist ein physikalischer und chemischer Prozess der Anreicherung einer Substanz an der Grenzfläche zwischen flüssiger und fester Phase. Aktivkohle, die in körniger oder pulverförmiger Form verwendet wird, ist ein wirksames Adsorptionsmittel, da sie hochporös ist und eine große Oberfläche bietet, an der Schadstoffe adsorbiert werden können. Aktivkohle wird aus organischen Materialien (z.B. Kokosnussschale, Kohle, Holz) mit hohem Kohlenstoffgehalt hergestellt (Cummings et al., 2015).

Vorteile:

- + hält PFAS und andere Mikroverunreinigungen (Pestizide, Lösungsmittel) zurück
- + ist leicht skalierbar
- + erfordert keine komplexen technischen Vorrichtungen

Nachteile:

- beträchtliche Unterschiede bei der Verringerung der Konzentrationen der Verunreinigungen für die verschiedenen Arten von Kohle (mineralisch oder pflanzlich)
- schnelle Sättigung (vier bis acht Monate) bei kurzkettingen PFAS, z.B. PFBA, aber bessere Leistung bei längeren Kohlenstoffketten, z.B. PFOA (13 Monate)
- ggf. Vorfiltration erforderlich
- kein Hinweis auf die Sättigung/Erschöpfung (regelmäßige Analysen sind erforderlich, diese sind schwierig und kostspielig)

- nicht unerhebliche Auswirkungen auf die Betriebskosten, etwaige Investitionsausgaben und/oder Transportkosten für gekörnte Aktivkohle (GAC)

### **Anionenaustausch**

Beim Ionenaustausch werden Harze (d.h. sehr kleine poröse Kunststoffperlen mit geladenen funktionellen Gruppen) verwendet, die in der Trinkwasseraufbereitung zum Austausch unerwünschter Ionen mit Wasserstoffkationen oder Hydroxylanionen eingesetzt werden. Die Entfernungsrates ist abhängig von der Anfangskonzentration des Schadstoffs, der Konzentration der konkurrierenden Ionen, der Gestaltung der Aufbereitung (d.h. Durchflussrate, Größe der Harzperlen) und der Art der Ionen innerhalb der Perlen (ITRC, 2008). Der Anionenaustausch wurde auf seine Fähigkeit zur Entfernung von PFOA, PFNA und PFOS untersucht (Cummings et al., 2015).

Die Entfernung erfolgt hier nicht primär per Ionenaustausch, sondern wie bei der Aktivkohle über unpolare Wechselwirkungen. Daher werden auch beim Ionenaustauscher die langkettigen PFAS besser entfernt als die kurzkettigen.

Vorteile:

- + hält PFAS und andere Schadstoffe (Nitrat) zurück
- + vor Ort Regenerierung des Materials möglich (allerdings mehr theoretische Vorteile als praktische, siehe Nachteile)
- + einfache Anwendung im kleinen Maßstab (Einweggebrauch), mittleren und großen Maßstab (Regeneration)

Nachteile:

- wirksame Voraufbereitung erforderlich (Sandfiltration)
- keine Anzeichen für die Sättigung/Erschöpfung (regelmäßige Analysen sind erforderlich, diese sind schwierig und kostspielig)
- begrenzte Regenerationsfähigkeit (lediglich partielle Regeneration von PFAS); die Regeneration nach 30-minütiger Harzexposition mit 10 Gew.-% NaCl hat die PFAS-Adsorptionskapazität von MIEX fast vollständig wiederhergestellt
- Entsorgung von Regenerationslösungen ist äußerst problematisch
- Entfernung von konkurrierenden Ionen (Nitrat, Sulfat)

### **Umkehrosmose**

Die Umkehrosmose (UO) kann viele Arten von Molekülen und Ionen aus Lösungen entfernen und wird sowohl in industriellen Prozessen als auch bei der Aufbereitung von Trinkwasser eingesetzt. Die UO-Behandlung von PFAS in Trinkwasser bewirkt, dass das Konzentrat auf der unter Druck stehenden Seite der Membran zurückgehalten wird und das reine Lösungsmittel (d.h. Wasser) auf die andere Seite gelangen kann.

Vorteile:

- + hält alle PFAS und andere Schadstoffe gleichermaßen zurück (Pestizide, Lösungsmittel, Metalle, Ammoniumionen, Arsen)
- + einfache Anwendung im kleinen und mittleren Maßstab
- + unterliegt keiner Sättigung
- + einfache Überwachung auf Verstopfung der Membran

Nachteile:

- hoher Wasserverbrauch (ca. 15 % der behandelten Durchflussmenge)
- starke Voraufbereitung erforderlich
- Mineralsalze und Spurenelemente werden entfernt (Re-Mineralisierung des Trinkwassers erforderlich)
- nicht unerhebliche Auswirkungen auf die Betriebskosten für die Wasseraufbereitung
- schwer zu handhabende/organisierende Entsorgung des Konzentrats
- Umkehrosmose ist nicht in der Lage, die kurzkettigen Verbindungen vollständig zu entfernen (z.B. C3)
- Energieverbrauch für Niederdruck-Umkehrosmose kann bis zu 1,0 kWh/m<sup>3</sup> betragen
- Umkehrosmoseanlage mit Ultrafiltrationsvoraufbereitung (UF/UO) erfordert



0,31 kWh/m<sup>3</sup> bis 0,36 kWh/m<sup>3</sup>

### Welche weiterführende Literatur gibt es zu PFAS?

- Anna Östlund (2015). Removal Efficiency of Perfluoroalkyl Substances (PFASs) in Drinking Water- Evaluation of granular activated carbon (GAC) and anion exchange (AE) using column tests, and the effect of dissolved organic carbon
- Ahrens, L., Taniyasu, S., Yeung, L. W. Y., Yamashita, N., Lam, P. K. S., & Ebinghaus, R. (2010). Distribution of polyfluoroalkyl compounds in water, suspended particulate matter and sediment from Tokyo Bay, Japan. *Chemosphere*, 79(3), 266–272.
- ANSES (2011), Rapport Campagne nationale d'occurrence des composés alkyls perfluorés dans les eaux destinées à la consommation humaine, Edition scientifique.
- ANSES, Note d'appui scientifique et technique de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relative aux composés perfluorés Présents dans le eaux destinées à la consommation humaine. Saisine n°2012-SA-0001.
- ANSES, Avis de l'Agence nationale de sécurité sanitaire de l'alimentation, de l'environnement et du travail relatif à l'évaluation des risques sanitaires d'alkyls per et polyfluorés dans les eaux destinées à la consommation humaine. Saisine n°2015-SA-0105.
- Appleman, T. D., Higgins, C. P., Quiñones, O., Vanderford, B. J., Kolstad, C., Zeigler-Holady, J. C., & Dickenson, E. R. (2014). Treatment of poly-and perfluoroalkyl substances in US full-scale water treatment systems. *Water research*, 51, 246-255.
- ATSDR Agency for Toxic Substances and Disease Registry (June 2018). Toxicological Profile for perfluoroalkyls, draft for public comment.
- Bhatarai, B. & Gramatica, P. (2010). Prediction of Aqueous Solubility, Vapor Pressure and Critical Micelle Concentration for Aquatic Partitioning of Perfluorinated Chemicals. *Environmental Science & Technology*, 45, 8120-8128.
- 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. J. Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: terminology, classification, and origins. *Integr Environ Assess Manag* 2011, 7, 513–541.
- Clarke BO, Smith SR. Review of “emerging” organic contaminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids. *Environ Int* 2011;37(1):226–47.
- Conder JM, Hoke RA, DeWolfW, Russell MH, Buck RC. Are PFCAs bioaccumulative? A critical review and comparison with regulatory criteria and persistent lipophilic compounds. *Environ Sci Tech* 2008;42(4):995–1003.
- Cousins, I. T., et al. (2019). The concept of essential use for determining when uses of PFASs can be phased out, *Environmental Science: Processes & Impacts* 21(11), pp. 1803-1815 (DOI: 10.1039/C9EM00163H).
- Cummings L., Matarazzo A., Nelson N., Sickels F., Storms C.T. (June 2015). Recommendation on Perfluorinated Compound Treatment Options for Drinking Water, New Jersey Drinking Water Quality Institute Treatment Subcommittee
- Deloitte (2019). Study on the feasibility of applying extended producer responsibility to micropollutants and microplastics emitted in the aquatic environment from products during their life cycle.
- EC (2019). Towards a Sustainable Chemicals Policy Strategy of the Union - Council conclusions (10713/19).
- ECHA, European Chemical Agency. Candidate list of substances of very high concern for authorisation. <http://echa.europa.eu/web/guest/candidate-list-table>, 2013a. [accessed

September 14, 2013].

- EPA (2016a). Drinking water health advisory for perfluorooctanoic acid (PFOA). U.S. Environmental Protection Agency. March 3, 2017.
- EPA (2016b). Drinking water health advisory for perfluorooctane sulfonate (PFOS). U.S. Environmental Protection Agency. March 3, 2017.
- EurEau. "PFAS in the urban water cycle" position paper, May 2020.
- Frömel T, Knepper TP. Biodegradation of fluorinated alkyl substances. *Rev Environ Contam Toxicol* 2010;208:161-77.
- Gagliano, E. et al. Removal of poly- and perfluoroalkyl substances (PFAS) from water by adsorption: Role of PFAS chain length, effect of organic matter and challenges in adsorbent regeneration, *Water Research*, Volume 171,2020,115381,ISSN 0043-1354.
- Giesy JP, Kannan K. Global distribution of perfluorooctane sulfonate in wildlife. *Environ Sci Technol* 2001;35:1339-42.
- Higgins, C. P. & Luthy, R. G. (2006). Sorption of Perfluorinated Surfactants on Sediments†. *Environmental Science & Technology*, 40, 7251-7256.
- Interstate Technology & Regulatory Council (ITRC) Perchlorate Team (2008). *Remediation Technologies for Perchlorate Contamination in Water a Soil. PERC-2.*
- OECD (2013). OECD/UNEP Global PFC Group, Synthesis paper on per- and polyfluorinated chemicals (PFCs), Environment, Health and Safety Directorate, OECD. Paris, 2013.
- OECD (2018). Toward a new comprehensive global database of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs): summary report on updating the OECD 2007 list of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs). *ENV/JM/MONO(2018)*. Paris, 2018.
- Minkyu Park et al, Magnetic ion-exchange (MIEX) resin for perfluorinated alkylsubstance (PFAS) removal in groundwater: Roles of atomic charges for adsorption. *Water Research*, Volume 181,2020,115897,ISSN 0043-1354.
- Parsons JR, Sáez M, Dolfing J, de Voogt P. Biodegradation of perfluorinated compounds. *Rev Environ Contam Toxicol* 2008;196:53-71.
- Quiñones, O. & Snyder, S. A. (2009). Occurrence of Perfluoroalkyl Carboxylates and Sulfonates in Drinking Water Utilities and Related Waters from the United States. *Environmental Science & Technology*, 43, 9089-9095.
- Rayne S, Forest K. Perfluoroalkyl sulfonic and carboxylic acids: a critical review of physico-chemical properties, levels and patterns in waters and wastewaters, and treatment methods. *J Environ Sci Health A Toxicol* 2009;44(12):1145-99.
- Vestergren R, Cousins IT. Tracking the pathways of human exposure to perfluorocarboxylates. *Environ Sci Tech* 2009;43(15):5565-75.