

**Univerzita Karlova v Praze**  
**Přírodovědecká fakulta**  
**Ústav pro životní prostředí**

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí

Studijní obor: Ochrana životního prostředí



**Daniel Skalický**

Per- a polyfluoroalkylované sloučeniny v pitné vodě  
Per- and polyfluoroalkyl substances in drinking water

Bakalářská práce

Školitelka: RNDr. Jana Načeradská, Ph.D.

Praha, 2022



## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem závěrečnou bakalářskou práci vypracoval samostatně dle informací a literatury, na které odkazuji, pod vedením RNDr. Jany Načeradské, Ph.D. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne

## **Poděkování**

Mé vřelé poděkování patří RNDr. Janě Načeradské, Ph.D. za veškeré informace, trpělivost, ochotu a cenné připomínky, které mi v průběhu práce poskytovala.

## Abstrakt

Per- a polyfluoroalkylované sloučeniny jsou syntetické organické látky, které mají kvůli jejich fyzikálně-chemickým vlastnostem vysoké uplatnění v mnoha spotřebitelských výrobcích, jako jakou hasící pěny nebo čisticí prostředky. V souvislosti s celosvětovým použitím a jejich dlouhé době setrvání v životním prostředí, byly nalezeny jejich koncentrace i v odlehlých oblastech bez přímých okolních zdrojů, včetně rostlin, živočichů a lidí. Koncentrace PFAS v povrchových vodách a podzemních vodách se pohybují v jednotkách až desítkách ng/l, v případě silných bodových zdrojů až stovkách ng/l. V mořích a oceánech jsou koncentrace PFAS kvůli ředění nejčastěji v řádu jednotek až desítek pg/l. Kvůli jejich negativním účinkům na lidské zdraví byly 2 nejčastěji diskutované sloučeniny perfluorooktanová kyselina a perfluorooktansulfonát zařazeny mezi perzistentní organické polutanty. Na základě toxikologických studií se však jeví jako toxických i mnoho dalších sloučenin z této skupiny, proto jsou některými státy zavedeny doporučené limity pro jejich omezení. Pitné vody mají koncentrace v řádech jednotek až desítek ng/l, a tak obecně nepřekračují doporučující hodnoty. V oblastech bodových znečišťujících zdrojů jsou však hladiny PFAS silně zvýšené, a proto by se měl brát zřetel na jejich identifikaci a následné zamezení vstupu do prostředí. Konvenční procesy úpravy pitné vody jsou při jejich odstraňování neúčinné, ale metody na bázi aktivního uhlí, iontové výměny nebo membránových procesů dosahovaly vysokých účinností pro odstraňování per- a polyfluorovaných sloučenin. Jelikož byl nastavený limit EU pro pitnou vodu, který vzejde v platnost roku 2026, bude v nejbližší době pravděpodobně předmětem zkoumání nalézt ekonomicky a technicky nejvýhodnější metody pro úspěšné odstraňování PFAS.

**Klíčová slova:** Per- a polyfluoroalkylované sloučeniny, kyselina perfluorooktanová, aktivní uhlí, úprava pitné vody, legislativa pro per- a polyfluoroalkylované sloučeniny

## **Abstract**

Per- and polyfluoroalkyl substances are synthetic organic compounds which, due to their physicochemical properties, have a high application in many consumer products such as aqueous film forming foams or detergents. In the context with their worldwide use and their long persistence in the environment their concentrations also have been detected in remote areas without direct surrounding sources including plants, animals and humans. PFAS concentrations in surface water and groundwater range from tens of ng/l, in the case of strong point sources to hundreds of ng/l. In the seas and oceans, PFAS concentrations are most often in the tens of pg/l due to dilution. The 2 most frequently discussed substances, perfluorooctanoic acid and perfluorooctanesulfonate, have been classified as a persistent organic pollutants because of their negative effects on human health. However, based on toxicological studies, many other substances in this group also appear to be toxic so some countries have set recommended limits for their reduction. Drinking waters have concentrations in the order of units up to tens of ng/l and therefore generally do not exceed the recommended values. However, in the area of point source of pollution, PFASs values are strongly elevated and therefore their identification and subsequent environmental prevention should be taken into account. Conventional drinking water treatment processes are inefficient in removing them, but activated carbon, ion exchanges or membrane processes have achieved high efficiency in removing per- and polyfluoroalkyl substances. As the EU drinking water limit has been set and will enter into force in 2026, it will probably be examined in the near future to find the most economically and technically advantageous methods for the successful disposal of PFAS.

**Keywords:** Per- and polyfluoroalkyl substances, perfluorooctanoic acid, activated carbon, drinking water treatment, legislation for per- and polyfluoroalkyl substances

## Seznam použitých zkratek

PFC – perfluorované sloučeniny

PFAS – per- a polyfluoroalkylované sloučeniny

PFOS – perfluoroktansulfonát

PFOA – perfluoroktanová kyselina

FOSA – perfluoroktansulfonamid

PFHxA – perfluorhexanová kyselina

POPs – perzistentní organické polutanty

APFO – perfluorooktanát amonný

PFO<sup>-</sup> - perfluorooktanový aniont

AFFF – vodní pěny vytvářející film, z anglického aqueous film forming foams

PFAA – perfluoroalkylové kyseliny

PFCA – perfluoroalkyl karboxylové kyseliny

PFSA – perfluoroalkyl sulfonové kyseliny

ECF – elektrochemická fluorace

PFEI – pentafluorethyl jodid

TFE – tetrafluorethylen

PTFE – polytetrafluorethylen

EPA – Agentura pro ochranu životního prostředí

POSF – perfluoroktan sulfonyl fluorid

WW – Washington Works

ČOV – čistírna odpadních vod

TOC – celkový organický uhlík

PFOSA – perfluoroktansulfonamid

PFBS – perfluorbutansulfonová kyselina

PFBA – perfluorbutanová kyselina

EFSA – Evropský úřad pro bezpečnost potravin

TDI – tolerovaný denní příjem, z anglického tolerable daily intake

SVHC – látky vzbuzující mimořádné obavy, z anglického substances of very high concern

PFNA – perfluornonanová kyselina

RfD – referenční dávka

AC – aktivní uhlí, z anglického activated carbon

GAC – granulované aktivní uhlí, z anglického granular activated carbon

PAC – práškové aktivní uhlí, z anglického powder activated carbon

AIX – aniontová výměna, z anglického anion exchange

NF – nanofiltrace, z anglického nanofiltration

RO – reverzní osmóza, z anglického reverse osmosis

PFOSF – perfluoroktansulfonylfluorid

PPAR $\alpha$  – receptor aktivovaný peroxisomovým proliferátorem, z anglického peroxisome proliferator-activated receptor alpha

UNEP – Program OSN pro životní prostředí

LOAEL – nejnižší pozorovaná koncentrace pozorovaného nepříznivého účinku, z anglického lowest observed adverse effect level

PFDA – perfluordekanová kyselina



## Obsah

1 Úvod.....	10
1.1 Definice PFAS.....	10
1.2 Popis PFAS.....	11
1.3 Charakteristika PFAS v závislosti na délce řetězce .....	11
1.4 Výroba.....	13
1.5 Historie výroby a použití.....	13
2 Vstup do životního prostředí.....	14
2.1 Sorpce a desorpce.....	16
2.2 Transport.....	17
3 Toxicita.....	18
3.1 Bioakumulace a biomagnifikace .....	18
4 Výskyt PFAS ve vodách.....	19
4.1 Výskyt PFAS v povrchových vodách.....	19
4.2 Výskyt PFAS v pitné a balené vodě .....	22
5 Legislativa a limity.....	24
5.1 Podklady pro standardy pitné vody.....	24
5.2 Limity pro pitnou vodu.....	26
5.3 Aktuální směrnice EU.....	27
6 Odstraňování PFAS při úpravě pitné vody.....	27
6.1 Úprava vody pomocí aktivního uhlí.....	28
6.1.1 Granulované aktivní uhlí (GAC).....	29
6.1.2 Práškové aktivní uhlí (PAC).....	30
6.2 Úprava pomocí aniontové výměny (AIX).....	31
6.3 Membránové procesy.....	32
6.3.1 Reverzní osmóza (RO).....	33
6.3.2 Nanofiltrace (NF).....	34
7 Závěr.....	35
8 Seznam použité literatury.....	38

# 1 Úvod

Perfluoralkylové a polyfluoroalkylované sloučeniny (PFAS) jsou syntetické organické sloučeniny, které byly celosvětově detekovány v životním prostředí včetně bioty. Kvůli jejich chemické stabilitě téměř nedochází k jejich odbourávání z přírody. K jejich akumulaci a těžké biodegradabilitě u organismů jsou některé sloučeniny, jako je kyselina perfluoroktanová (PFOA) nebo perfluoroktansulfonát (PFOS), řazeny mezi perzistentní organické polutanty. Funkční skupiny, délka uhlíkového řetězce a hydrofilnost/hydrofobicita jsou některé z důležitých vlastností PFAS, které ovlivňují jejich osud během úpravy pitné vody. Poznatky z čistíren pitné vody ukazují, že PFAS, pokud jsou přítomny v surové vodě, nejsou podstatně odstraněny konvenčními procesy úpravy pitné vody, například koagulace, sedimentace anebo filtrace. Pokročilejšími metodami čištění, jako je adsorpce na aktivním uhlí, iontová výměna a membránová filtrace jsou účinné při odstraňování těchto kontaminantů. Cílem této práce je podat ucelený přehled o zdrojích a výskytu PFAS se zaměřením na přírodní vody a o koncentracích ve vodách pitných. Představit rizika výskytu PFAS v pitných vodách a zhodnotit stávající a připravované limity pro koncentrace PFAS. Následně podá možné metody pro účinné odstraňování PFAS v úpravách pitné vody.

## 1.1 Definice PFAS

Perfluorované sloučeniny (PFC) jsou některými vědci a společnostmi souhrnně označovány 2 typy látek: perfluorované sloučeniny a perfluorované uhlovodíky. Tyto skupiny látek mají hodně společných vlastností, jako je dlouhá doba setrvání v životním prostředí nebo jejich nepřírodní výskyt (až na výjimky, např. tetrafluorid uhličitý). V mnoha ohledech se však liší, například strukturou chemické vazby nebo materiálovým využitím. V této studii se budu věnovat pouze perfluorovaným sloučeninám, správněji označovány jako per- a polyfluoroalkylované sloučeniny (PFAS). Existuje více než 4700 PFAS. Mezi nejvíce diskutované patří kyselina perfluoroktanová (PFOA), perfluoroktansulfonát (PFOS), perfluoroktansulfonamid (FOSA) a kyselina perfluorhexanová (PFHxA) (Clara a kol., 2008).

## 1.2 Popis PFAS

Perfluoralkylové a polyfluoroalkylované sloučeniny (PFAS) jsou rozsáhlou skupinou syntetických chemických látek, které mají alifatický hlavní řetězec, ve kterém byly atomy vodíku zcela (předpona per-) nebo částečně (předpona poly-) substituovány fluorem (Rahman a kol., 2014). Díky vysoké elektronegativitě fluoru obsahují silnou a stabilní chemickou vazbu C-F. Mají jedinečné fyzikálně-chemické vlastnosti, jako je vysoká tepelná a chemická stabilita, hydrofobní a oleofobní nebo amfifilní povaha (Buck a kol., 2011). Jejich vlastnosti se mohou lišit na základě toho, jestli jsou ve formě kyseliny, soli nebo disociovaného iontu. Například téměř nerozpustná kyselina perfluorooktanová (PFOA) může vytvořit vysoce těkavý a vysoce rozpustný perfluoroktanát amonný (APFO) nebo vysoce rozpustný disociovaný perfluorooktanový aniont  $\text{PFO}^-$  (Barton a kol., 2007).

PFAS mají široké průmyslové využití a přidávají se například do povrchově aktivních látek a polymerů, jako jsou hasící pěny (AFFF – aqueous film forming foams), které se hodí k hašení požárů nepolárních a vysoce hořlavých kapalin (Buck a kol., 2011). Povrchově aktivní látky snižují povrchové napětí vody a mají tendenci se koncentrovat na fázovém rozhraní 2 nemísitelných látek (Kucharzyk a kol., 2017; Buck a kol., 2011). Jsou také součástí alkalických čisticích prostředků, barev a laků, přípravků proti skvrnám na čalounění a kobercích, kosmetických přípravků, pesticidů, kuchyňských potřeb i obalů na potraviny (Park a kol., 2020; Kissa, 2001; Brooke a kol., 2004). Díky těmto chemickým vlastnostem jsou odolné vůči chemickému a biologickému rozkladu (Rahman a kol., 2014), čímž jsou sice komerčně atraktivní, ale pro životní prostředí však nežádoucí, neboť dochází k jejich akumulaci v prostředí (Park a kol., 2020).

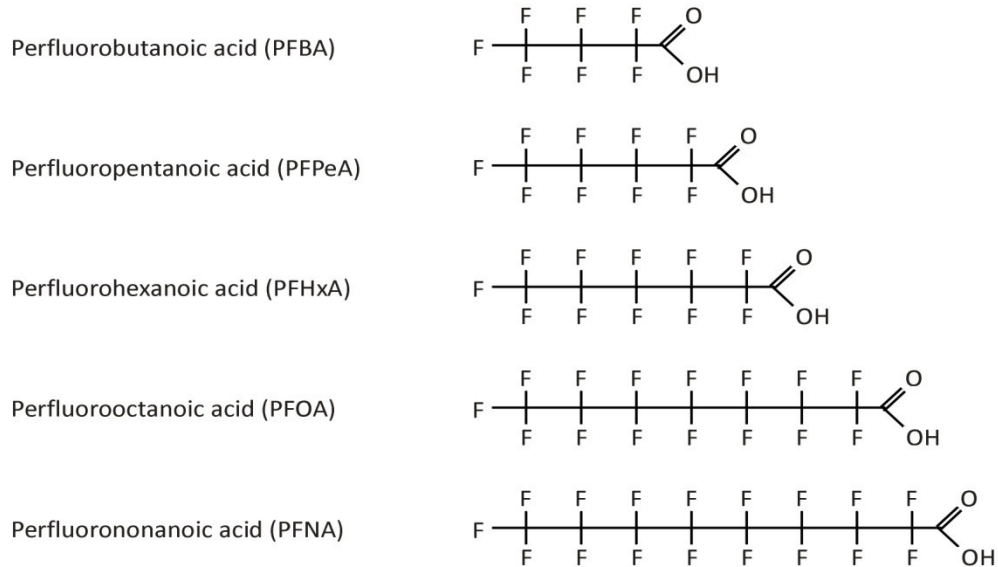
## 1.3 Charakteristika PFAS v závislosti na délce řetězce

Buck a kol. (2011) navrhli a vyzývají vědce, aby přijali definici stanovenou Organizací pro hospodářskou spolupráci a rozvoj (OECD, 2011), která stanovuje, že sloučeniny s dlouhým řetězcem jsou: perfluoralkyl karboxylové kyseliny (PFCA) s 8 a více uhlíky (tj. se 7 a více perfluorovanými uhlíky) a perfluoralkyl sulfonové kyseliny (PFSA) se 6 a více uhlíky (tj. se 6 a více perfluorovanými uhlíky). Definice dlouhého řetězce pro PFCA a PFSA se liší, neboť PFSA s 6 uhlíky má větší tendenci k bioakumulaci než PFCA se stejným počtem uhlíků. Perfluorooktansulfonát (PFOS) a perfluorooktanová kyselina (PFOA) jsou 2 nejčastěji diskutované perfluoroalkylové kyseliny s dlouhým řetězcem. Tato charakteristika platí i pro jejich anionty. Pro takto definované PFCA a PFSA platí, že sloučeniny s dlouhým řetězcem jsou bioakumulativnější než látky s krátkým řetězcem (Buck a

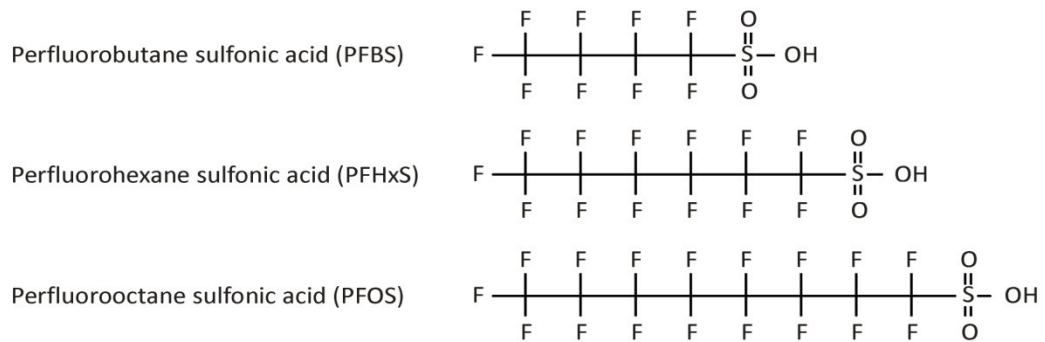
kol., 2011). Na obrázku č. 1 jsou ilustrovány nejvíce diskutované PFAS. Hlavní skupinou jsou perfluoralkylové kyseliny (PFAA), do kterých spadají 2 skupiny látek: perfluoralkyl karboxylové kyseliny (PFCA) a perfluoralkyl sulfonové kyseliny (PFSA).

Perfluoroalkyl acids (PFAAs)

Perfluoroalkyl carboxylic acids (PFCAs)



Perfluoroalkyl sulfonic acids (PFSAs)



Obrázek č. 1 – Přehled PFAS (upraveno dle Rahman a kol., 2014)

## 1.4 Výroba

Dvěma hlavními výrobními procesy PFAS jsou elektrochemická fluorace a telomerizace.

Elektrochemická fluorace (ECF) je metoda, při které vychází organická surovina (např. oktan sulfonylfluorid, ze kterého vzniká perfluorooktan sulfonyl fluorid (POSF), který je výchozím produktem pro PFOS) prochází elektrolýzou v bezvodé kyselině fluorovodíkové, což má za následek nahrazení všech vodíkových atomů za atomy fluoru. Díky radikálové povaze tohoto procesu dojde k rozbití uhlíkového řetězce a vzniká směs lineárních a rozvětvených perfluorovaných izomerů. V případě syntézy PFOS a PFOA je poměr perfluorovaných uhlíkatých řetězců zhruba 70-80 % lineárních a 20-30 % rozvětvených. Společnost 3M roku 2001 slíbila, že nebude vyrábět sloučeniny, které mají 6, 8 nebo 10 uhlíků. Nyní vyrábí alternativní produkty pomocí procesu ECF založeného spíše na perfluorobutanu než na perfluorooktanu (Buck a kol., 2011).

Druhým procesem je telomerizace, při které reagují perfluoroalkyljodidy (nejčastěji komerčně používaným je pentafluorethyl jodid, PFEI) s tetrafluorethylenem (TFE) za vzniku směsi perfluoroalkyljodidů s delšími perfluorovanými řetězci. Výchozí jodid se označuje jako „telogen“ a TFE jako „taxogen“. Proces telomerizace typicky generuje lineární perfluorované sloučeniny se sudým počtem atomů uhlíku a bez rozvětvených izomerů, to však pouze tehdy, pokud se použije lineární telogen a taxogen. Pokud se použijí telogeny a taxogeny rozvětvené nebo s lichým počtem uhlíku, výsledná produktová směs bude obsahovat rozvětvené sloučeniny nebo bude obsahovat lichý počet atomů uhlíku (Baabish a kol., 2021; Buck a kol., 2011).

## 1.5 Historie výroby a použití

Jedním z hlavních výrobců per- a polyfluoroalkylovaných sloučenin (PFAS) je americká chemická společnost DuPont, která se soustředila na výrobu fluoropolymerů v Parkersburgu. Její první syntetizovanou perfluorovanou sloučeninou byl polytetrafluorethylen (PTFE) v roce 1938 a od roku 1945 si registrovala název pod ochranou známkou Teflon. V tomto roce vyráběla více než 900 tun PTFE ročně. Další známou americkou chemickou firmou je společnost 3M se svým závodem v Minnesotě (Blake a Fenton, 2020). Výroba PFAS kromě Spojených států amerických probíhala i v Japonsku, Číně, některých státech západní Evropy nebo tehdejším Sovětském svazu (konzultanti Witteveen+Bos a TTE, 2019; OECD, 2006). Kvůli svým vynikajícím vlastnostem, jako je odpuzování vody či mastnoty byly PFAS (včetně PFOS a PFOA) od poloviny 20. století přidávány do mnoha

spotřebních a průmyslových výrobků. Byly součástí obalů potravin, ochranných nátěrů a laků, kuchyňského nádobí nebo vodních pěn vytvářejících film (AFFF) (Blake a Fenton, 2020).

Roku 1961 byla první zdokumentovaná zmínka o toxicitě toxikoložkou společnosti DuPont ve studii, ve které byly zjištěny zvětšující se játra u hlodavců. Od roku 1975 je společnost 3M obeznámena s faktem, že se PFAS hromadí ve vzorcích lidské krve, proto začala s testováním nejen zvířat, ale i pracovníků společnosti. I přesto, že DuPont detekoval PFAS roku 1984 ve vodě z vodovodu v Little Hocking, v oblasti fluorovýroby ve státě Ohio, neupozornil na to místní vodárenskou společnost a teprve až o 14 let později začali obyvatelé USA vznášet obavy o zdraví spojené s PFAS (EWG, 2019). Vše začalo chovatelem dobytka W. Tennantem, který pozoroval zvláštní chování a následné pomírání jeho krav. V blízkosti byla skládka závodu DuPont Washington Works a zároveň byla do místní vody vypouštěna voda odpadní. Ovšem veterináři ani právníci se tím nechtěli zabývat (Rich, 2016). Ve stejném roce (1998) společnost 3M poskytla důkazy Agentuře pro ochranu životního prostředí (EPA = U.S. Environmental Protection Agency), že se PFAS hromadí v krvi ve studovaných zvířat i lidí. (EWG, 2019). Mezi lety 2001-2002 byla na DuPont podaná tzv. hromadná žaloba (Civil Action No. 01-C-608), na jejímž základě byl roku 2005 vytvořen vědecký panel C8, který měl určit soudem označenou „pravděpodobnou souvislost“ mezi expozicí PFOA a lidskými chorobami (Frisbee a kol, 2009). Byla jmenována skupina epidemiologů, kteří prováděli průřezovou studii přibližně 69 000 jedinců žijících v postižené oblasti Washington Works (C8 Science Panel, 2009). Od jeho vzniku byly po celém světě provedeny četné epidemiologické studie na zdraví spojené s expozicí PFAS, tudíž tyto sloučeniny začaly být předmětem širšího výzkumu.

## 2 Vstup do životního prostředí

PFAS v přírodě samovolně nevznikají, tudíž se do prostředí dostávají pouze lidskou činností. V důsledku rozšířeného používání PFAS a jejich perzistentního charakteru se hromadí v životním prostředí včetně vody, vzduchu, sedimentů, půdy i rostlin (Kwiatkowski a kol., 2020). Díky jejich specifickým vlastnostem jsou přítomny ve všech vodních prostředích (Rahman a kol., 2014). Bylo zjištěno, že jsou značné koncentrace i v organismech včetně lidí (Buck a kol., 2011).

Celková historická celosvětová produkce perfluoroktan sulfonyl fluoridu (POSF) mezi lety 1970-2002 se odhadovala na 96 000 t a z toho bylo uvolněno až 45 250 t do životního prostředí (hlavně do vody a vzduchu). 3M byla dominantním výrobcem těchto látek a uvádí, že 85 % emisí je výsledkem používání spotřebitelem (Paul a kol., 2009). POSF je výchozím produktem PFOS při výrobním procesu

ECF (Kärrman a kol., 2007). Mezi lety 1951-2004 byla celosvětová produkce PFCA (C4-C14) odhadována na 44 000-80 000 t (Zhao a kol., 2012) a jejich emise na 2610- 21 400 t, přičemž nejvíce přispěly úniky z výroby fluoropolymerů (Wang a kol., 2014). Odůvodnění pro tento emisní rozsah je ten, že i přes limitní restriktce v Evropě a USA pravděpodobně nedojde k úplnému zamezení emisí, neboť se chemické průmyslové závody přesouvají do např. Číny nebo Indie. Zároveň i nadále dochází k uvolňování např. PFOA z používaných výrobků, proto se odhaduje, že v letech 2016-2030 bude emitováno 20-6420 t PFCA (Wang a kol., 2014).

Jedním z hlavních přímých bodových zdrojů ovlivňující zdroje pitné vody jsou chemické výrobní závody PFAS (Guelfo a kol., 2018). Steenland a kol. (2013) pozorovali významný dopad průmyslových emisí na povrchovou vodu používanou k výrobě pitné vody, což bylo dokázáno několikanásobným zvýšením PFOS a PFOA v krevním séru lidí. Byl pozorován vliv též na podzemní vodu, kde byly měřeny koncentrace v několika soukromých studnách, přičemž nejvyšší koncentrace PFOA (13,3 µg/l) byly nejbližší od zdroje emisí (Hoffman a kol., 2011). Obě studie byly z lokality zařízení Washington Works (WW) DuPontu (více viz. kapitola 3). V Číně jsou dle odhadů až z 80-90 % kontaminace prostředí PFOS a PFOA průmyslové odpadní vody (Liu a kol., 2017). Byly též pozorovány vysoké hladiny PFAS v povrchových i podzemních vodách, sedimentech a organismech v okolí švédských vojenských i komerčních letišť používáním AFFF (Filipovic a kol., 2015; Ahrens a kol., 2015). Dle Guelfa a kol. (2018) jsou používáním AFFF kontaminovány i zařízení ministerstva obrany. Yan a kol. (2015) sledovali výluh skládek z 5 různých lokalit na jaře 2013 v Číně a odhadli  $\Sigma$ PFAS na 3110 kg za rok, což naznačuje, že jsou tyto emise významným kontaminantem pro podzemní vody. Tyto zdroje sice představovaly největší lokální kontaminace, ale menší zdroje, jako jsou např. čistírny odpadních vod (ČOV), kterých je signifikantně více, též představují značné kumulativní příspěvky PFAS (Pistocchi a Loos, 2009; Guelfo a Adamson, 2018). Kromě těchto přímých zdrojů mohou kontaminaci povrchových vod ovlivnit i zdroje difúzní, jako je například přítok kontaminované vody (Banzhaf a kol., 2017). Například ve studii Velkých jezer byl jeden ze závěrů ten, že studované PFAS přitékající do jezera Ontario z ostatních jezer byly podstatně větší než přítok kontaminantů z okolních ČOV (Boulanger a kol., 2005).

S nepřímými zdroji, při kterých dochází k degradaci prekurzorových sloučenin PFAS, jsou spojeny mnohem větší nejistoty ohledně mapování a osudu těchto látek (Prevedouros a kol., 2006). Zároveň je shromažďování těchto dat o potenciálních zdrojích komplikované, protože informace o současných i historických umístěních zdrojů často chybí nebo jsou nekonsolidované (Guelfo a kol., 2018). Dalším problémem mapování může být to, že se objem a druh PFAS, který je emitován do prostředí bude značně lišit podle bodového zdroje (Blake a Fenton, 2020). Například fluorochemická výrobná v Decaturu v Alabamě vyráběla PFOS i PFOA, oproti tomu ve Washington Works v Parkersburgu bylo

vyráběno pouze PFOA (Hu a kol., 2016). Na daném místě se budou s největší pravděpodobností objevovat směsi PFAS, z důvodu více přítomných zdrojů emisí a též kvůli používání znečišťujících výrobků, které jsou tvořeny z různorodých směsí PFAS, navíc se v průběhu času tyto směsi mohou lišit (náhrada za méně studované alternativní sloučeniny s kratším řetězcem jako je např. GenX nebo ADONA) (Guelfo a Adamson, 2018; Blake a Fenton, 2020).

## 2.1 Sorpce a desorpce

Sorpční a desorpční chování jsou důležité procesy, které řídí distribuci, transport a osud chemických látek ve vodním prostředí (You a kol., 2010). Sorpce povrchově aktivní látky PFAS byla ovlivněna vlastnostmi sedimentu i vodního systému. Bylo zjištěno, že celkový organický uhlík (TOC) sedimentu je dominantním parametrem ovlivňujícím sorpci. Toto se dá očekávat u neutrálních hydrofobních organických kontaminantů, avšak pro aniontové povrchově aktivní látky, jako je PFOS to není jisté (Higgins a Luthy, 2006). Výsledky z úseku řeky Tennessee, kde nebyly ovlivněny adsorpcí do půdy nebo sedimentu (Hansen a kol., 2002) nebo velmi nízké koncentrace PFAS v říčních sedimentech z oblastí Kjóto a Ósaka, přičemž byly PFAS ve vodě ve značných koncentracích ukazují, že se sedimentace nejeví jako hlavní ztrátový mechanismus pro PFAS (Senthilkumar a kol., 2007).

Dle You a kol. (2010) sorpce PFOS rostla se zvyšující se salinitou vody. Předpokládá se, že hydrofobicita sedimentární organické hmoty je zvýšena kvůli interakci s ionty mořské vody, což zapříčiní snížení povrchového náboje částice. Tudíž rozpustnost organických polutantů nepřímo souvisí s obsahem rozpuštěných iontů (Turner a Rawling, 2001). Bylo zjištěno, že se sorpce zvyšovala s přidáním  $\text{Ca}^{2+}$  iontů a snižujícím se pH, což naznačuje roli elektrostatických interakcí (Higgins a Luthy, 2006).

PFOA může snadno desorbovat ze sedimentů s nízkým obsahem organického uhlíku do vodné fáze (Ahrens a kol., 2011). K předpovědi osudu PFAS je též důležitý distribuční neboli rozdělovací koeficient sediment – voda ( $K_D$ ). PFAS s nízkým  $K_D$  jsou primárně v rozpuštěné fázi a mohou být rychle rozptýleny ve vodním prostředí. Oproti tomu PFAS s vysokým  $K_D$  se sdružují s částicemi (sorbuji se), stávají se méně pohyblivými, což vede k vyšším koncentracím v sedimentu (Ahrens a kol., 2011). Distribuční koeficient PFOS a PFOSA významně koreluje s obsahem organického uhlíkem. PFAS se mohou například usazovat v ústí řek do moře, kde je sediment typicky bahnitý a bohatý na organické látky (Ahrens a kol., 2011).



## 2.2 Transport

Prevedouros a kol. (2006) popisují zdroje, osud a transport perfluoralkyl karboxylových kyselin (PFCA) v životním prostředí se zaměřením na disociovaný perfluorooktanový aniont ( $\text{PFO}^-$ ). Díky jeho fyzikálně-chemickým vlastnostem, jako je vysoká rozpustnost ve vodě nebo malá sorpce na pevné látky, se hromadí v povrchových vodách a následně transportuje do oceánů, kde byla naměřena většina historicky emitovaného  $\text{PFO}^-$  (Prevedouros a kol., 2006). Perfluorooktanát amonný (APFO) je vysoce rozpustný ve vodě, ale jelikož se jedná o sůl, bude ve vodě snadno disociovat a bude ve formě  $\text{PFO}^-$  a  $\text{NH}_4^+$ . K interpretaci pravděpodobného chování byla použita  $\text{pK}_a$  3,4 a jelikož jsou v přírodních vodách hodnoty pH obecně vyšší než 5, bude  $\text{PFO}^-$  dominovat v povrchových a podzemních vodách, ale i aerosolech (za extrémních podmínek nízkého pH by převládala kyselina perfluorooktanová (PFOA)). Jelikož je  $\text{PFO}^-$  oproti APFO a PFOA netěkavá forma, tudíž nebude v plynné fázi, tak pro něj nebude atmosféra významným rezervoárem (Barton a kol., 2007). Oproti tomu ve vodním prostředí, kvůli vysoké rozpustnosti a nízké těkavosti se  $\text{PFO}^-$  mohou dobře transportovat, ale mohou sloužit i jako konečný záchyt těchto látek (Barton a kol., 2007; Armitage a kol., 2006). PFOA, PFOS byly distribuovány hlavně v rozpuštěné fázi (Ahrens a kol., 2011), což svědčí o tom, že oproti většině perzistentních a bioakumulativních organických polutantů (např. polychlorované bifenoly nebo dioxiny) jsou rozpustné ve vodě (Appleman a kol., 2014). Což potvrzuje tvrzení, že se atmosférický transport společně s povrchovými i hlubinnými mořskými a oceánskými proudy jeví jako hlavní procesy pro globální transport PFAS do oblastí bez emisí (Zhao a kol., 2012).

Bylo zjištěno, že PFOA se v blízkosti bodových zdrojů emisí vyskytuje ve vzduchu a je zachycován kapkami vody. Byl tedy učiněn závěr, že jsou PFOA z atmosféry odstraňovány mokrou depozicí („washout“) a následně zachycovány půdou (Barton a kol., 2007). Tento mechanismus vymývání potvrzuje studie Davise a kol. (2007), kteří na základě dvou vrtů v blízkosti chemického závodu v Ohio zjistili koncentrace APFO v půdě od 0,17  $\mu\text{g}/\text{kg}$  až do 170  $\mu\text{g}/\text{kg}$ . Nejvyšší koncentrace byly na povrchu a klesaly s hloubkou vrtu, ovšem ve vrstvě jílu koncentrace stouply, pravděpodobně na základě různého charakteru propustnosti jednotlivých půdních profilů (Davis a kol., 2007). Atmosférická depozice je tedy také významným faktorem pro kontaminaci prostředí (Ahrens a Bundschuh, 2014).

Pro dálkový transport PFAS je tedy důležité pochopit, v jaké formě se PFAS v prostředí vyskytují a na základě toho lze predikovat, jaký bude jejich osud.

### 3 Toxicita

V důsledku několikaleté výroby a rozšířeného používání PFAS byla zjištěna široká škála těchto látek v životním prostředí, živočišných i lidech a kvůli rostoucím důkazům implikujícím nepříznivé zdravotní důsledky spojené s expozicí vzrůstají obavy z jejich toxicity. Studie na hlodavcích prokázaly nárůst jaterní hmoty (Cui a kol., 2009), imunotoxicitu (DeWitt a kol., 2009) nebo mateřskou a vývojovou toxicitu (např. předčasné ukončení těhotenství nebo snížení osifikace u potomků) (Lau a kol., 2006). V návaznosti na toxikologické studie na zvířatech se začaly dělat toxikologické studie i na lidech a na těchto podkladech byly postaveny regulace PFAS.

Kato a kol. (2011) uvedli, že se PFAS nachází v séru prakticky všech obyvatel USA. Ve dvou komunitách v Ohio (Lubeck a Little Hocking) bylo detekováno PFOA v krevním séru v letech 1999-2008. U lidí, kteří primárně konzumovali vodu z veřejných vodovodů byly zjištěny koncentrace vyšší (81+-424 ng/ml) než u těch, kteří primárně konzumují balenou vodu (36+-193 ng/ml) a to v případě obou lokalit (Bartell a kol., 2010). Hoffman a kol. (2011) uvedl, že pro 108 účastníků studie z let 2001-2005, kteří používají soukromé studny, byl medián koncentrací v séru 75,7 ng/ml pro PFOA. Steenland a kol. (2013) uvedli medián koncentrací v krevním séru PFOA pro zkoumanou populaci na 20 ng/ml. Všechny čtyři výše uvedené studie byly v oblasti ovlivněné fluorovýrobnou Washington Works v Parkesburgu. Odhadovaná průměrná koncentrace PFOA pro sérum populace USA byla 4 ng/ml (Steenland a kol., 2013). Eliminační poločas PFOS a PFOA v lidských sérech byl jako medián pro PFOS 4,6 let a pro PFOA 3,4 roku (Olsen a kol., 2007).

Výskyt PFAS v pupečnickovém séru naznačuje, že PFAS mohou procházet placentární bariérou a tou se dostat k plodu (Xu a kol., 2019). Expozice PFAS u lidí vede například k onemocnění štítné žlázy u dětí (většinou hypotyreóza) (Lopez-Espinosa a kol., 2012), rakovinám ledvin a varlat (Barry a kol., 2013), nižší koncentraci a kvalitě spermatu (Joensen a kol., 2009), zvýšeným hladinám cholesterolu (Frisbee a kol., 2010) nebo mohou přispívat k obezitě (Rahman a kol., 2014). Díky tomu, že byly nejvyšší koncentrace PFOA a PFOS naměřeny v játrech a ledvinách, tak cílovým místem pro hromadění PFAS jsou orgány (Cui a kol., 2009).

#### 3.1 Bioakumulace a biomagnifikace

PFAS jsou těžce rozložitelné látky, které se akumulují nejen v prostředí, ale společně s vodou nebo potravou vstupují i do organismů. Bylo zjištěno, že se zvyšující se trofickou úrovní se zvyšuje koncentrace těchto látek. Tento proces se nazývá biomagnifikace (Borgå a kol., 2004). Přítomnost

PFAS v biotě na vyšších trofických úrovních (lední medvědi, tuleni nebo draví ptáci) vyvolala obavy ohledně biomagnifikančního potenciálu v potravní pyramidě (Conder a kol., 2008). Stupeň bioakumulace opět záleží na řadě faktorů, jako je například délka uhlíkového řetězce nebo funkční skupiny. PFCA, které mají <7 fluorovaných uhlíků mají nejnižší bioakumulační potenciál ze všech PFAS (Conder a kol., 2008).

Maso hospodářských zvířat a jejich živočišné produkty obsahují PFAS, pokud přijímají potravu z kontaminovaných plodin nebo vody (Rahman a kol., 2014). Několik studií se zkoumalo rizika spojená s expozicí PFAS konzumací kontaminovaných potravin a vody (Herzke a kol., 2013; Gellrich a kol., 2013). Nejvyšší koncentrace PFAS byly zaznamenány v játrech divokých prasat (až 3480 µg/kg), ale jelikož je jejich konzumace celosvětově poměrně nízká, tak největší dopad na expozici PFAS představovaly ryby a mořské plody, maso a masné výrobky z hospodářských zvířat, mléko a mléčné výrobky a pitná voda. Toto vychází ze 7560 vzorků potravin ze 13 evropských zemí pro 27 PFAS mezi lety 2006-2012, přičemž nejvíce detekované byly PFOS a PFOA (Evropský úřad pro bezpečnost potravin, 2012). Bylo zjištěno, že PFAS s delším řetězcem jsou spíše koncentrovány v krevních bílkovinách, zatímco kratší řetězce se ochotněji absorbují do jater (DeWitt a kol., 2015).

PFAS jsou absorbovány vegetací, tudíž byly detekovány v některých typech obilovin, zeleniny a ovoce. Přítomnost PFAS v zemědělské půdě je především dána zavlažováním kontaminovanou vodou a používáním znečištěných kalů z čistíren odpadních vod jako půdních kondicionérů a hnojiv. Sloučeniny s větší délkou řetězce mají tendenci se spíše akumulovat v kořenech, oproti tomu C4-C6 sloučeniny se hromadí zejména v listech a plodech (Ghisi a kol., 2019).

## 4 Výskyt PFAS ve vodách

### 4.1 Výskyt PFAS v povrchových vodách

Dle McLachlana a kol. (2007) se řeky považují za hlavní vstupní cestu PFAS do mořského prostředí. Jejich výsledky naznačily, že koncentrace  $\Sigma$ PFAS byly 60 ng/L v řece Temži a 27 ng/L v Seině. Obě tyto řeky ústí do průlivu La Manche, takže by mohly být významnými zdroji PFAS. Další zkoumanou řekou byla Loira, kde byly naměřeny koncentrace  $\Sigma$ PFAS 8,1 ng/L. Ta by mohla být zdrojem PFAS pro Biskajský záliv. Všechny vzorky ze zkoumaných řek byly odebírány bezprostředně za potenciálními zdroji, pokud je bylo možné identifikovat. Ovšem v případě řeky Pád, kde byla naměřena nejvyšší koncentrace pro PFOA 200 ng/l, byly výsledky měření ovlivněny výrobními závody

fluoropolymerů v jeho povodí, které představovaly zdroj PFOA. Výsledky z evropských řek však naznačují kontaminaci s nízkou úrovní (McLachlan a kol., 2007).

Ve studii D'Agostino a Mabury (2017) byly v roce 2015 sbírány vzorky z kanadské řeky Welland, ve které jsou zvýšené koncentrace PFAS v důsledku dopadů AFFF z nedalekého letiště. Pozoruhodné ovšem bylo, že oproti roku 2010 byly v roce 2015 nižší koncentrace PFAA u letiště Hamilton a vyšší koncentrace směrem dál po proudu řeky (např. pro PFPeA byla blíže k letišti koncentrace roku 2010 270 ng/l a roku 2015  $150 \pm 40$  ng/l, a pro oblast vzorku dále od letiště v roce 2010 byla koncentrace 2,4 ng/l a o 5 let později  $140 \pm 30$  ng/l). To může být dáno setrvávajícím transportem PFAS po proudu od letiště, degradací prekurzorů nebo rozdílem v průtočnosti řeky mezi odběrem vzorků (D'Agostino a Mabury, 2017).

Shao a kol. (2016) zkoumali úroveň kontaminace pro 15 PFAS v ústí řeky Shuangtaizi v Číně. Vzorkování probíhalo v povrchové vodě (asi 0,5 m pod hladinou), kde byla celková koncentrace PFAS 66,2 – 185 ng/l, i ve spodní vrstvě řeky (kolem 0,5 m nad dnem), ve které byla naměřena  $\Sigma$ PFAS 44,8 – 209 ng/l. Ve spodních vrstvách byly koncentrace obecně vyšší než v těch povrchových, což je dáno větší ochotou PFAS s delším řetězcem k interakci se suspendovanými částicemi a následnou sedimentací. Jelikož jsou PFAS s krátkým řetězcem (např. PFBS či PFBA) v Číně stále vyráběny a používány, navrhuje se dlouhodobý monitoring kontaminace (Shao a kol., 2016). S tím koreluje studie Dinga a kol. (2018a), která shledala větší koncentrace PFBS a PFBA než PFOA v sedimentu Dalianského zálivu v Číně. Chen a kol. (2017) došly k závěru, že řeky a odpadní kanály jsou primárním zdrojem kontaminace 21 zkoumaných PFAS v Pochajském moři v Číně. Medián  $\Sigma$ PFAS byl 64,8 ng/l (Chen a kol., 2017).

Dle dostupných studií jsou primárními přispěvateli kontaminace povrchových vod průmyslové odpadní vody, úniky z AFFF nebo domácí odpadní vody (Liu a kol., 2017). Byly zjištěny koncentrace PFAS na úrovni pg/l i v oceánech. Zhao a kol. (2012) v letech 2009–2010 pozorovali hladiny  $\Sigma$ PFAS s koncentracemi 130 – 650 pg/l v severním Atlantickém oceánu. Yamashita a kol. (2005) naměřili koncentrace ve středním a východním Tichém oceánu pro PFOA 15-62 pg/l a pro PFOS 1,1-20 pg/l. Konkrétní naměřené koncentrace některých PFAS v jednotlivých povrchových vodách jsou uvedeny v tabulce č. 1.

Tabulka č. 1: Naměřené koncentrace PFAS v povrchových vodách

Lokace	PFOA [ng/l]	PFOS [ng/l]	PFNA [ng/l]	PFPeA [ng/l]	PFHxA [ng/l]	citace
Labe-sever Německa	7,6	N/A	0,27	N/A	15,4	McLachlan a kol., 2007
Odra-sever Polska	3,8	N/A	0,73	N/A	2,2	McLachlan a kol., 2007
Seina-sever Francie	8,9	N/A	1,26	N/A	13,3	McLachlan a kol., 2007
Loira-západ Francie	3,4	N/A	0,43	N/A	3,4	McLachlan a kol., 2007
Temže- Anglie u Londýna	23	N/A	0,79	N/A	32	McLachlan a kol., 2007
Rýn-sever Německa	11,95 <sup>Ap</sup>	N/A	1,025 <sup>Ap</sup>	N/A	10,75 <sup>Ap</sup>	McLachlan a kol., 2007
Pád-u Benátek (Itálie)	200	N/A	1,46	N/A	19	McLachlan a kol., 2007
Pochajské moře (Čína)	7,06 <sup>Me</sup>	0,20 <sup>Me</sup>	N/A	1,25 <sup>Me</sup>	1,64 <sup>Me</sup>	Chen a kol., 2017
jezero Tchaj-chu (Čína)	25,3 <sup>Me</sup>	18,7 <sup>Me</sup>	1,73	N/A	18,3 <sup>Me</sup>	Chen a kol., 2018
ústí řeky Shuangtaizi (Čína)	9,59 <sup>Me</sup>	0,33 <sup>Me</sup>	N/A	40,1 <sup>Me</sup>	7,20 <sup>Me</sup>	Shao a kol., 2016
záliv Dalian (Čína)	4,94 <sup>Me</sup>	0,62 <sup>Me</sup>	N/A	0,71 <sup>Me</sup>	0,70 <sup>Me</sup>	Ding a kol., 2018b
řeka Welland (Kanada)	24 ± 4 <sup>Me</sup>	110 ± 20 <sup>Me</sup>	N/A	100 ± 30 <sup>Me</sup>	65 ± 6 <sup>Me</sup>	D'Agostino a Mabury, 2017
jezero Sihwa (Jižní Korea)	6,14 <sup>Me</sup>	12,85 <sup>Me</sup>	1,32 <sup>Me</sup>	N/A	0,90 <sup>Me</sup>	Rostkowski a kol., 2006
Gyeonggi Bay (Jižní Korea)	2,20 <sup>Me</sup>	5,21 <sup>Me</sup>	0,68 <sup>Me</sup>	N/A	0,54 <sup>Me</sup>	Rostkowski a kol., 2006

*Me* – medián

*Ap* – aritmetický průměr

*N/A* – nedostupné, z angl. not available

## 4.2 Výskyt PFAS v pitné a balené vodě

Balené minerální a pramenité vody, na rozdíl od běžné pitné vody, neprochází žádnými čistícími mechanismy pro odstraňování polutantů, ani procesem dezinfekce. Proto je důležité apelovat na zamezení znečišťování antropogenní činností, jako je například zemědělství, v okolí jejich zdrojů (Coadou a kol., 2017). Jedním z hlavních zdrojů pitné vody jsou povrchové vody (Thompson a kol., 2011). V Neheimu v Německu byly v roce 2006 naměřeny koncentrace PFOA (až 519 ng/l) v pitné vodě pocházející z řeky Möhne. Zde byla kontaminace pravděpodobně způsobena právě kvůli bodovému zdroji ze zemědělství, díky aplikaci půdních kondicionérů, a také průmyslovým odpadem (Skutlarek a kol., 2006). Gellrich a kol. (2013) vyhodnotili mnoho zdrojů vody určené k lidské spotřebě (119 minerálních vod, 18 pramenitých vod a 26 vzorků vod z vodovodu). Největší kontaminovaný příspěvek představovaly vody z vodovodu pro  $\Sigma$ PFAS 42,7 ng/l. Ze 119 vzorků minerální vody bylo 49 % vzorků všech 19 sledovaných složek PFAS pod hranicí 1 ng/l a 41 % vykazovalo koncentrace 1-5 ng/l. Nejvyšší individuální koncentrace byla pro PFBS a PFOA, viz. tabulka č. 2 (Gellrich a kol., 2013). Ericson a kol. (2008) testovali celkem čtyři různé balené minerální vody a žádná ze 14 testovaných PFAS nebyla nalezena v hladinách nad 1 ng/l. Roku 2015 Kaboré a kol. (2018) sledovali vzorky vody z vodovodu z Kanady a USA, 2 afrických zemí, Chile, Francie, Japonska, Mexika a Norska na 133 různých PFAS. Vzorky pitné vody z Kanady vykazovaly vyšší hladiny PFAS pro pitnou vodu vyrobenou z Velkých jezer (14 ng/l) oproti ostatním zkoumaným lokalitám (průměrně 5,3 ng/l). Koncentrace PFAS z 5 vybraných zemí pro přírodní minerální vody vykazovaly průměrné hladiny  $\Sigma$ PFAS 1,5 ng/l, přičemž nejvyšší koncentrace byly na Pobřeží slonoviny (3 ng/l) a nejnižší v Kanadě (pod 1 ng/l). (Kaboré a kol., 2018). Coadou a kol. (2017) určil koncentrace 10 PFAS pro 40 balených vod z Francie na 0,6-9,5 ng/l, přičemž  $\Sigma$ PFAS nepřesáhla 20 ng/l. Schwanz a kol. (2016) však zaznamenaly vyšší hladiny pro 16 PFAS ve 38 balených vodách a 58 vzorcích vodovodní vody z Francie, Španělska a Brazílie. Střední koncentrace pro balenou vodu byly zaznamenány jako Španělsko (11,3 ng/l) < Francie (14,9 ng/l) < Brazílie (15,0 ng/l), přičemž v jednom vzorku ve Francie byla  $\Sigma$ PFAS až 116 ng/l (Schwanz a kol., 2016). Příklady pro výčet 6 PFAS jsou uvedeny v tabulce č. 2.

Evropský úřad pro bezpečnost potravin (EFSA) doporučoval tolerovaný denní příjem (TDI) pro PFOS 150 ng/kg tělesné hmotnosti za den a 1500 ng/kg tělesné hmotnosti za den pro PFOA (EFSA, 2008). Dle naměřených hodnot Gellricha a kol. (2013) vypočítali TDI na základě maximálních naměřených hodnot v případě balené minerální vody (viz. tabulka č. 2) jako 0,17 ng/kg pro PFOS a v případě balené pramenité vody na 0,21 ng/kg. V porovnání jsou tyto hodnoty o 3-4 řády nižší než doporučené hodnoty EFSA, a proto by k dosažení TDI pro PFOS musel průměrný dospělý člověk o hmotnosti 70 kg denně vypít 1750 litrů minerální vody s nejvyšší koncentrací 6 ng/l PFOS a v případě

PFOA pramenité balené vody s nejvyšší koncentrací 7,4 ng/l PFOA až 17213 litrů (Gellrich a kol., 2013). Tudiž i přes nejvyšší naměřené koncentrace, ve výše uvedených studovaných pitných vodách, by konzumace těchto vod nepředstavovala zdravotní rizika pro lidské zdraví. Momentálně jsou už ale aktualizovanější omezení a EFSA nyní navrhuje tolerovaný týdenní příjem 6 ng/kg tělesné hmotnosti pro PFOS a 13 ng/kg pro PFOA (EFSA, 2018). Zároveň se plánují nové ustanovení pro EU od roku 2026 (viz. kapitola 5).

V současné době by měl být kladen větší důraz na sledování a následné odstraňování PFAS s kratším řetězcem, neboť slouží jako náhrady za PFAS s delším řetězcem (jako je např. PFOS nebo PFOA). Proto se předpokládá, že budou tvořit významnější podíl kontaminace vody z vodovodů (Hölzer a kol., 2008; Wilhelm a kol., 2010). Což odpovídá výše uvedeným studiím, protože jejich koncentrace častokrát vykazovaly vyšší hodnoty než nejvíce studované PFOS a PFOA. Zároveň jsou PFAS s kratším řetězcem hůře odstraňovány adsorpčními procesy v úpravnách pitné vody (viz. kapitola 6)

Tabulka č. 2: Naměřené koncentrace vybraných látek v pitné vodě a balené vodě

		Německo				Francie		Španělsko	
		voda z vodovodu							
		MAX [ng/l]	Me [ng/l]	MAX [ng/l]	Me [ng/l]	MAX [ng/l]	Me [ng/l]	MAX [ng/l]	Me [ng/l]
PFAA	PFHxA	6,4	2	/	/	6,8	6,3	58	36
	PFOA	6,1	2,6	/	/	18	13	29	13
	PFNA	1,4	1,4	/	/	/	/	46	14
	PFDA	/	/	/	/	12	12	25	18
PFSA	PFBS	5,8	2,7	/	/	15	6,5	24	11
	PFOS	4,7	1,3	/	/	12	20,6	140	41
		balená voda							
		minerální voda		pramenitá voda		minerální, pramenitá a artéská voda			
PFAA	PFHxA	/	/	/	/	/	/	11,8	8,3
	PFOA	3,7	1,6	7,4	1,4	7,4	4,8	11	9,5
	PFNA	3,3	3	/	/	12	11	13	11
	PFDA	/	/	/	/	22	12	/	/
PFSA	PFBS	13,3	2,6	3,2	3,2	6,7	2,9	3,6	3,4
	PFOS	6	1,5	/	/	11	4,2	/	/
citace:		Gellrich a kol., 2013				Schwanz a kol., 2016			

## 5 Legislativa a limity

Jelikož jsou PFAS rozšířeny po celém světě, včetně podzemních vod a včetně zdrojů pitné vody, začaly růst obavy veřejnosti a na jejich základě byly v mnoha zemích stanoveny směrné hodnoty pro některé PFAS v pitné vodě, ale i předpisy omezující výrobu a používání PFAS (Cousins a kol., 2016; Baabish a kol., 2021). Původně ve směrnici Evropského parlamentu a Rady Evropské unie 2006/122/ES, která vyšla v platnost 27.6.2008, byla stanovena omezení týkající se uvádění PFOS na trh a používání nových produktů v nepotravinářské oblasti (Směrnice 2006/122/ES). Roku 2009 byl PFOS, jeho soli a perfluorooktansulfonylfluorid (PFOSF) přidány do Stockholmské úmluvy o perzistentních organických polutantech (POPs) do přílohy B, ve které jsou látky, jejichž použití a výroba je omezena pouze pro definovaný seznam aplikací (EFSA, 2018). Stockholmská úmluva o POPs, kterou spravuje Program OSN pro životní prostředí (UNEP), je globální environmentální smlouva o ochraně lidského zdraví a životního prostředí před škodlivými vlivy způsobenými POPs. PFOA a její sůl amonný perfluoroktanoát (APFO) byly v roce 2013 uvedeny jako látky vzbuzující mimořádné obavy (SVHC, z angl. substances of very high concern) Evropskou chemickou agenturou a následně díky svým perzistentním, bioakumulativním a toxickým vlastnostem připsána do směrnice REACH (datum zařazení 20/06/2013; rozhodnutí ED/69/2013). Do směrnice REACH je zařazena i PFHxS a její soli (od 7.7.2017; ED/30/2017) nebo PFBS a její soli (od 16.1.2020). PFOA a jeho soli byly zařazeny mezi POPs roku 2019 v příloze A, ve které jsou látky určené k odstranění z použití, výroby, dovozu a vývozu (UNEP, 2019).

### 5.1 Podklady pro standardy pitné vody

Vzhledem k určitým mezerám v toxikologických studiích je často obtížné pochopení zdravotních účinků souvisejících s PFAS. Například mechanismus účinku toxicity spojený s expozicí PFAS, který bývá často spojován s aktivací receptoru alfa peroxisomovým proliferátorem (PPAR $\alpha$ , z anglického peroxisome proliferator-activated receptor alpha) (Rosen a kol., 2008; Oshida a kol., 2015). Signální dráha PPAR $\alpha$  hraje např. důležitou roli při udržování homeostázy lipidů a glukózy (Das a kol., 2015). Dalším problémem je rozdílná reakce mezi zvířaty a lidmi na PFAS. Jedním z rozdílů je eliminační poločas, který je u lidí v řádu let (Olsen a kol., 2007), ale pouze v řádu hodin až dní u laboratorních zvířat (Lau a kol., 2006; Hundley a kol., 2008; Lau a kol., 2007), tudíž i po snížení koncentrací v životním prostředí mohou být koncentrace v lidském séru nadále zvýšené.

Tyto mezery představují výzvy pro regulační orgány, které dávají za vznik prostředkům pro řízení a limitaci úniků PFAS do prostředí. I přes rozsáhlé studie není jasné, na které toxikologické



poznatky se zaměřovat při vývoji norem pro pitnou vodu. Standardy kvality pitné vody se obecně dají vypočítat následovně (Guelfo a kol., 2018):

DWQS – standardy kvality pitné vody

RfD – referenční dávka (tj. maximální denní dávka, u které se neočekávají žádné nepříznivé účinky na zdraví)

BW – tělesná hmotnost

RSC – relativní příspěvek ze zdroje, případně podíl expozice PFAS z pitné vody

DWI – míra požití pitné vody

Při výpočtech těchto standardů se však hodnoty pro DWI mohou lišit na uvažované subpopulaci (např. dospělí/děti), pro jakou skupinu je uvažována BW apod. Zároveň není ani RfD jednotná, jak si lze povšimnout v tabulce č. 3. Konkrétně se Institut kvality pitné vody v New Jersey (NJDWQI) domnívá, že EPA nezohlednila citlivější koncové body, jako jsou např. jaterní či imunní účinky, které NJDWQI ve svém RfD považuje za ochranné (NJDWQI, 2016).

Tabulka č. 3: Doporučené referenční dávky PFOS a PFOA

Instituce	RfD (referenční dávka)				citace
	RfD pro PFOA	na jakém základě	RfD pro PFOS	na jakém základě	
Dánská agentura pro ochranu životního prostředí	0,1 µg/kg/den	vývojová toxicita (zvýšená hmotnost jater) u potkanů	0,03 µg/kg/den	vývojová toxicita (zvýšená hmotnost jater) u potkanů	dánská EPA, 2015
Agentura pro ochranu životního prostředí USA	0,02 µg/kg/den	vývojová toxicita (snížená osifikace falangů, zrychlená puberta) u myší	0,02 µg/kg/den	snížení tělesné hmotnosti novorozeneckých potkanů	US EPA, 2016c; US EPA, 2016d
Food Standards Australia New Zealand	0,16 µg/kg/den	fetální toxicita na myších	0,02 µg/kg/den	reprodukční toxicita (snížení hmotnosti rodičů a potomků)	FSANZ, 2017
Institut kvality pitné vody v New Jersey	0,002 µg/kg/den	hepatotoxicita na myších	/	/	NJDWQI, 2016
Vermontské ministerstvo zdravotnictví	0,02 µg/kg/den	zpoždění osifikace falangů na myších	/	/	VTDOH, 2016

## 5.2 Limity pro pitnou vodu

Stávající pokyny (od roku 2016), které vydala americká Agentura pro ochranu životního prostředí (EPA), stanovuje doporučení pro pitnou vodu pro součet PFOS a PFOA 70 ng/L, na základě RfD (0,02 µg/kg/den) odvozené ze studie vývojové toxicity u myší, přičemž příslušné RfD bylo na základě nejnižší pozorované úrovně s negativními efekty (LOAEL, z anglického the lowest observed adverse effect level) (US EPA 2016c; US EPA 2016d). Pro srovnání Rahman a kol. (2014) ve své studii uvádí, že dočasná doporučená hodnota dle US EPA (2011) byla pro PFOS byla 200 ng/L a pro PFOA 400 ng/L. Dle komise pro pitnou vodu německého ministerstva zdravotnictví je hodnota předběžného opatření pro dospělé 5 µg/L, ale pro děti a těhotné ženy (neboť bylo zjištěno, že PFAS procházejí placentou a ovlivňují plod) by pitná voda neměla přesahovat koncentraci 0,5 µg/L pro PFOS a PFOA (German DWC, 2011). Ve Švédsku je zase stanoven doporučený limit pro součet 11 sloučenin PFAS (PFBA, PFOA, PFNA atd.) pro pitnou vodu na 90 ng/l Národní potravinovou agenturou (Hedlund, 2016). Massachusetts Department of Environmental Protection zase stanovila doporučený limit pro součet 6 PFAS (PFOS, PFOA, PFNA atd.) na 20 ng/L (MMCL, 2020). Více konkrétních limitů je zmíněno v tabulce č. 4.

Tabulka č. 4: Doporučené limity PFOA a PFOS pro pitnou vodu

Instituce	typ sloučeniny a (doporučený) limit pro pitnou vodu				citace
	PFOA	PFOS	PFNA	PFBA/PFB S	
USEPA	70 ng/L		/	/	U.S. EPA, 2016b, 2016a
Minnesota Department of Health (MDH)	35 ng/L	15 ng/L	/	PFBA-7000 ng/L; PFBS-3000 ng/L	MDH, 2018 a,b; MDH, 2020
New Jersey Department of Environmental Protection	14 ng/L	13 ng/L	13 ng/L		NJDEP, 2020
The Michigan Department of Environment, Great Lakes, and Energy (EGLE)	8 ng/L	16 ng/L	6 ng/L	PFBS-420 ng/L	EGLE, 2020
Vermontské ministerstvo zdravotnictví	20 ng/L	/	/	/	VTDOH, 2016
New Hampshire	12 ng/L	15 ng/L	11 ng/L	/	Gardella, 2020
The State Water Resources Control Board	5,1 ng/L	6,5 ng/L	/	/	SWRCB, 2019

### 5.3 Aktuální směrnice EU

V současné chvíli je aktuální Směrnice Evropského parlamentu a Rady (EU) 2020/2184 ze dne 16. prosince 2020, ve které jsou připravované limity pro PFAS. Do 12. ledna 2024 má Komise vypracovat řádnou metodiku monitorování pro „PFAS celkové“ a „suma PFAS“ a přesně za následující 2 roky mají členské státy přijmout nezbytná opatření pro to, aby vody určené k lidské spotřebě dodržely předepsané limity. „PFAS celkové“ má horní hranici limitu 0,50 µg/l a „suma PFAS“ 0,10 µg/l. V pojmu „suma PFAS“ je zahrnuto 20 PFAS (např. PFAS s krátkými řetězci PFBA nebo PFHxA, PFNA, PFOA nebo PFOS), které jsou považované za znepokojivé v expozici s vodou určené k lidské spotřebě.

## 6 Odstraňování PFAS při úpravě pitné vody

Odstraňování organických kontaminantů (včetně PFAS) při úpravě pitné vody je poměrně komplikované, protože konvenční postupy úpravy pitné vody nejsou vždy účinné pro jejich úplné odstranění (Oyetade a kol., 2018; Sinclair a Kannan, 2006). Tradiční úpravárenská technologie, jako je

koagulace, následovná sedimentace, filtrace a dezinfekce je pro odstraňování PFAS neúčinná (Garg a kol., 2021; Rahman a kol., 2014; Quiñones a Snyder, 2009; Appleman a kol., 2014; Takagi a kol., 2011; Thompson a kol., 2011; Eschauzier a kol., 2012). Pokud mají být PFAS z pitné vody odstraněny, je potřeba zařadit do procesu úpravy vody postupy, jako je adsorpce na aktivním uhlí, aniontová výměna anebo membránové procesy. Tyto postupy jsou rozebrány níže.

## 6.1 Úprava vody pomocí aktivního uhlí

Adsorpční proces na aktivním uhlí (AC) se široce používá ke snižování koncentrací přírodních nebo syntetických organických sloučenin při úpravě pitné vody (Rahman a kol., 2014; Delgado a kol., 2012; Lee a kol., 2013). Aktivní uhlí se často používá v kombinaci s ostatními úpravárenskými technologiemi (Pivokonsky a kol., 2016). AC se v zásadě používá ve dvou formách, jako granulované aktivní uhlí (GAC – granular activated carbon), kterým je naplněn filtr, nebo jako práškové aktivní uhlí (PAC – powder activated carbon), které se přidává do procesu koagulace. Filtrace přes granulované aktivní uhlí je nejčastěji zařazena za koagulaci, sedimentaci a/nebo filtraci. Oproti tomu práškové aktivní uhlí se přidává do procesu koagulace společně s koagulačními činidly, to se však používá pouze dočasně nebo sezónně, například při horší kvalitě vstupní surové vody (Pivokonsky a kol., 2021).

Při úpravě povrchové vody v New Jersey za použití GAC „Calgon F300“ byl zjištěn nárůst koncentrací některých PFAS v upravené vodě oproti neupravené. GAC v tomto systému nebylo měněno po více než 6 let. To upozorňuje na důležitost nahrazení nebo regenerace uhlí pro úspěšné odstranění PFAS (Appleman a kol., 2014). Takagi a kol (2011) zjistili, že GAC filtry starší méně než 9 měsíců dosáhly 69-100% odstranění PFOA a PFOS (v řádu ng/l) v pěti úpravárnách v japonské Ósace. GAC starší 1 roku nebyly schopny účinně odstranit PFAS, dokonce mohou koncentrace ve vypouštěné vodě stoupat díky průniku z AC. Takagi a kol. (2011) doporučuje obnovu aktivního uhlí 2 - 3krát ročně. Belkouteb a kol. (2020) však navrhli, že kromě provozní doby filtrů by se měl brát v potaz i množství vody prošlé filtrem a průtočnost.

Faktory ovlivňujícími osud PFAS při úpravě vody jsou některé jejich strukturální vlastnosti (Rahman a kol., 2014). Účinnost odstraňování jednotlivých PFAS na aktivním uhlí je ovlivněna funkčními skupinami (PFAS se sulfo skupinami vykazovaly větší účinnost odstraňování, než u karboxylových skupin) a délkou řetězce (McCleaf a kol., 2017). PFAS s delším řetězcem se budou lépe absorbovat na sorbenty než sloučeniny s kratším řetězcem, jako jsou PFBA a PFBS (Rahman a kol., 2014). Zaggia a kol. (2016) vysvětlili, že u PFAS s dlouhými řetězci (PFOA a PFOS) je v prvním kroku sorpčního procesu

monovrstva molekul zadržována na aktivním povrchu GAC elektrostatickými interakcemi. V důsledku silných hydrofobních interakcí dochází k tvorbě micel a molekulárních agregátů. Oproti tomu PFBA a PFBS, které mají slabé hydrofobní interakce (jsou vysoce hydrofilní), nebyly schopny vyvolat tvorbu agregátů, a jsou proto odstraňovány jako jednotlivé molekuly na aktivních místech (Zaggia a kol., 2016). Zároveň bylo zjištěno, že větvené izomery vykazovaly nižší afinitu k adsorpci než lineární formy, což může být dáno menší hydrofobní povahou (Park a kol., 2020).

Účinnost adsorpce PFAS na GAC i PAC je negativně ovlivněna přítomností přírodních organických látek (Rahman a kol., 2014). Počáteční sorpční odstranění PFAS může být sníženo díky kompetici mezi PFAS a přírodními organickými látkami a zároveň přítomnost přírodních organických látek může vést k desorpci a uvolnění dříve zachycených PFAS s krátkým řetězcem na GAC (McCleaf a kol., 2017). Přítomností přírodních organických látek také vede ke zkrácení životnosti filtrů a jejich častější regeneraci (Rahman a kol., 2014; Eschauzier a kol., 2012). Účinnost adsorpce chemických látek je též závislá na teplotě vody. Pro PFOS a PFOA bylo zjištěno, že při nízkých teplotách je adsorpce silnější. PFOS a PFOA jsou na aktivním uhlí tedy v létě zadržovány méně než v zimě (Takagi a kol., 2011).

### 6.1.1 Granulované aktivní uhlí (GAC)

U GAC kolony Filtrasorb 400® (viz. tab. č. 2) bylo zjištěno, že odstranění lineárních izomerů mělo větší účinnost než pro jejich rozvětvené protějšky (např. PFOS o 13 % vyšší). Průměrná účinnost odstranění 14 PFAS byla 62 %. (McCleaf a kol., 2017).

Deng a kol. (2015) připravili aktivní uhlí z bambusu aktivací louhem draselným pro adsorpci PFOS a PFOA. Díky větším pórům takto připraveného uhlí než u komerčních GAC, byla adsorpce zvýšena. U komerčně dostupných GAC byla adsorpční kapacita 0,36–0,44 mmol/g pro PFOS a 0,29–0,39 mmol/g pro PFOA, oproti tomu aktivní uhlí z bambusu mělo adsorbovaná množství 2,32 mmol/g pro PFOS a 1,15 mmol/g pro PFOA při pH 5,0. Při pH pod 4,0 pro PFOS a pH pod 6,0 pro PFOA byl však zaznamenán výrazný pokles. Toto GAC získané z bambusu se jeví jako slibné kvůli jeho nízkým nákladům na výrobu, levné regeneraci (methanolovým nebo ethanolovým roztokem) a slibné adsorpční kapacitě pro PFOS a PFOA (Deng a kol., 2015). Appleman a kol. (2013) porovnávali různé typy GAC pro odstranění PFAA. Aktivní uhlí na bázi kokosových skořápek AquaCarb® 1240C bylo pravděpodobně díky mikroporéznější struktuře méně účinné při odstranění PFAA oproti AC na bázi uhlí Filtrasorb®300 (F300)/F600) (Appleman a kol., 2013).

Na dobu provozu filtrů GAC má vliv řada faktorů, jako je například adsorpční kapacita GAC, průtočnost skrze filtry, počáteční koncentrace PFAS apod. Dominantními náklady pro odstraňování

PFAS je regenerace filtrů GAC a se zpřísnujícími se limity v pitné vodě lze očekávat zvyšování provozních nákladů. Bylo zjištěno, že pro starší filtry by mohla být prodloužena provozní doba GAC filtrů snížením průtoků, tzn. delší dobu zdržení vody ve filtru. Snížily by se tím provozní náklady, prodloužila životnost filtrů a stále by bylo zajištěno dostatečné odstraňování PFAS (Belkouteb a kol., 2020).

Tabulka č. 5: Účinnost odstranění vybraných PFAS různými typy GAC

typ GAC	účel/místo	typ sloučeniny a její účinnost odstranění				citace
		PFOA (C <sub>7</sub> )	PFOS (C <sub>8</sub> )	PFBA (C <sub>3</sub> )	FOSA (C <sub>8</sub> )	
Calgon F600	odstraňování PFAS z podzemní vody	>92%	95%	-17%	N/A	Appleman a kol., 2014
Norit GAC300	úprava povrchové vody	>48%	> 89%	33%	N/A	Appleman a kol., 2014
Filtrisorb 400®	experimentálně, 217 dní v provozu, vzorky vody z městské čistírny v Uppsale, Švédsko	64%	81%	14%	80%	McCleaf a kol., 2017

N/A – „not available“

### 6.1.2 Práškové aktivní uhlí (PAC)

Práškové aktivní uhlí (PAC) vykazuje vyšší adsorpční kapacitu pro PFOS a PFOA než GAC (Meng a kol., 2019; Deng a kol., 2015). Kinetika adsorpce je mnohem rychlejší oproti GAC, to je dáno menší velikostí částic, což vede k větší povrchové ploše adsorbentu a kratší vnitřní difúzní vzdálenosti (Meng a kol., 2019; Rahman a kol., 2014). Adsorpce PFOA na PAC je řízena převážně difúzí částic (Qu a kol., 2009). Hansen a kol. (2010) zjistili, že při krátkých 10 minutových adsorpčních testech byla účinnost odstranění PFAS pomocí PAC vyšší (60-90 %) než u GAC (20-40 %). To je pravděpodobně dáno časem pro dosažení adsorpční rovnováhy, kdy pro PAC je zapotřebí přibližně 4 hodiny a GAC asi 168 hodin (Yu a kol., 2009). Podobně jako u GAC je adsorpce na PAC též negativně ovlivněna přítomností přírodních organických látek a účinnost se snižuje se zkracováním uhlíkového řetězce PFAS (Rahman a kol., 2014). Dudley (2012) zjistila, že tepelně aktivovaný PAC na bázi dřeva byl účinnější při odstraňování PFAS ve srovnání s kokosovým, lignitovým a bituminózním PAC.

Přes veškeré výhody oproti GAC je však u PAC problém s obtížnou separací prášku a regenerací daného systému (Deng a kol., 2015). Gravitační separace je mnohem těžší kvůli malé velikosti částic

PAC. K oddělení použitého PAC jsou zapotřebí další techniky jako je koagulace nebo sedimentace. To komplikuje jak provoz, tak náklady, proto se PAC v úpravnách vody používá jednorázově (Meng a kol., 2019) a sezónně, například při zvýšeném podílu organických látek (Delgado a kol., 2012).

## 6.2 Úprava pomocí aniontové výměny (AIX)

Iontová výměna se běžně používá k odstraňování anorganických iontů (těžké kovy, dusičnany apod.). Pro odstraňování záporně nabitých kontaminantů, jako je PFAS, se používají kladně nabitě aniontoměničové pryskyřice (AIX). Jsou vyrobeny z vysoce porézních polymerních materiálů, které jsou nerozpustné v kyselinách i zásadách a kuličky tvořící pryskyřici jsou vyrobeny z uhlovodíků (EPA, 2018). Primárními mechanismy pro adsorpci na iontoměničových pryskyřicích jsou elektrostatické a hydrofobní interakce (Rahman a kol., 2014).

Mezi hlavní vlastnosti pryskyřic, které ovlivňují adsorpční kapacitu a rychlost sorpce jsou polymerní matrice, funkční skupiny a pórovitost. Polyakrylové matrice, bez ohledu na funkční skupiny a pórovitost, vykazovaly rychlejší adsorpci a větší sorpční kapacitu pro PFOS než polystyrenové pryskyřice, protože mají hydrofilnější matrici, čímž usnadňují transport PFOS do pórů polyakrylové pryskyřice (Deng a kol., 2010). Fyzikální morfologie gelové a makroporézní struktury se značně liší. Na iontové gelové výměníky (mikroporézní výměníky) lze nahlížet jako na homogenní pevnou fázi bez výrazných pórů mezi jednotlivými částicemi pro výměnu iontů. Oproti tomu jednu makroporézní částici lze považovat za soubor malých mikrogelů s propojenou sítí pórů (10-100 nm) (Li a SenGupta, 2000). Na základě těchto strukturních odlišností se očekává, že makroporézní pryskyřice budou vykazovat rychlejší adsorpci PFOS než gelové pryskyřice v důsledku větších pórů (Deng a kol., 2010). Ukázalo se však, že kinetika absorpce je pro oba typy pryskyřic dosti podobná (Deng a kol., 2010; Dudley, 2012). Polyakrylové pryskyřice dosáhly sorpční rovnováhy po asi 48 hodinách, oproti tomu polystyrenové po více než 168 hodinách (Deng a kol., 2010).

Franke a kol. (2019) uvádějí, že adsorpční kapacita AIX je též ovlivněna vyššími koncentracemi síranů, hydrogenuhličitanů a organických látek pouze v malé míře. To je v souladu se studií (Deng a kol., 2010), kde bylo zjištěno, že přítomnost  $\text{SO}_4^{2-}$  o koncentraci nižší než 1,04 mmol/l významně neovlivnilo sorpci PFOS na pryskyřici IRA958, avšak u IRA67 byl zaznamenáno významné snížení sorpce PFOS díky konkurenci síranových aniontů. Obě uvedené polyakrylové pryskyřice měly zároveň vysokou sorpční kapacitu v širokém rozmezí pH (3-10). U pH nad 10 však došlo u IRA67 k významnému poklesu v důsledku deprotonace aminových skupin (Deng a kol., 2010). Deng a kol. (2010) zároveň uvedli, že obě dvě pryskyřice měly vysokou sorpční kapacitu až 4–5 mmol/g pro PFOS,

což je mnohem více než u jiných adsorbentů, jako je například AC (obvykle ne více než 1 mmol/g, viz. předchozí kapitola) (Yu a kol., 2009).

### 6.3 Membránové procesy

Vysokotlaké membrány nejsou široce používány pro úpravu pitné vody, uplatňují se k odstraňování specifických kontaminantů, odsolování mořské vody nebo ke změkčování pitné vody (Rahman a kol., 2014). Organické molekuly jsou odstraňovány prosévacím mechanismem na základě menší velikosti pórů membrány, než je samotná molekula (Košutić a Kunst, 2002; Bruggen a kol., 1999). Ultrafiltrační (UF) ani mikrofiltrační (MF) membrány nejsou vhodné pro zadržování PFAS, protože efektivní průměr těchto molekul je menší než 1 nm a velikosti pórů těchto membrán jsou značně větší (Tsai a kol., 2010; Garg a kol., 2021). Ovšem membrány reverzní osmózy (RO) a nanofiltrace (NF) se jeví jako mimořádně účinné pro odstraňování PFAS (EPA, 2018) kvůli požadované velikosti pórů <1 nm (Kucharzyk a kol., 2017). Odstranění PFOS bylo pro RO typicky větší než 99 % a NF odstraňovala 90-99 % (Kucharzyk a kol., 2017). Oproti adsorpčním materiálům, jako je AC nebo AIX, nejsou membránové procesy obecně tolik závislé na množství organické hmoty nebo ostatních kontaminantů, které by konkurovaly při odstranění, neboť hlavním faktorem účinnosti je velikost pórů a odstraňovaných polutantů (Franke a kol., 2019).

Klíčovými faktory ovlivňující účinnost rejekce na membránách jsou: molekulová hmotnost a tvar molekuly, disociační konstanta (pKa), hydrofobicita/hydrofilicita molekuly i membrány, dipólový moment, zpětná difúze, velikost pórů a povrchový náboj, materiál membrány nebo adsorpce na povrch membrány (Bellona a kol., 2004; Rahman a kol., 2014; Steinle-Darling a Reinhard, 2008; Tang a kol., 2006; Košutić a Kunst, 2002; Kwon a kol., 2012). Dle Bruggena a kol. (1999) je u membrán s malými póry vliv náboje zanedbatelný. Sorpce organických rozpuštěných látek způsobují snížení toku. Též vykazuje vysoké počáteční hodnoty retence, hodnoty se snižují do vyčerpání sorpční kapacity membrány, kdy dojde k ustálení na konstantní hodnotě. Na to by se měl brát zřetel, aby nedošlo k nadhodnoceným výsledkům. Zároveň se nabitě PFAS rychle absorbují na povrch membrány, ale neutrální látky, jako je FOSA, se značně pomaleji absorbují uvnitř membránové matrice (Steinle-Darling a Reinhard, 2008).

Charakter a složení vody, jako je pH, iontová síla, tvrdost nebo přítomnost organické hmoty mohou též ovlivňovat rejekci rozpuštěných látek (Steinle-Darling a Reinhard, 2008; Bellona a kol., 2004). Náboj povrchu membrány a rozpuštěných látek může být ovlivněn pH vody, to může mít vliv



na odpudivé síly mezi nimi a zvýšení iontové síly může vést ke stínění těchto nábojů, což má za následek snížení účinnosti rejekce (Steinle-Darling a Reinhard, 2008).

Vliv znečištění membrány na účinek rejekce je diskutabilní. Xu a kol. (2006) uvedli, že zanesené membrány způsobily zvýšení adsorpční kapacity membrány a snížily difúzi přes membránu, což mělo za následek zvýšenou rejekci u hydrofobních neiontových rozpuštěných látek. U iontových sloučenin bylo zvýšení rejekce způsobeno zvýšeným záporným nábojem membrány. Zároveň bylo zjištěno, že zanesené membrány více ovlivňuje polyamidové membrány (NF membrány, např. NF-200) než tenkovrstevné kompozitní membrány RO (Xu a kol., 2006). Oproti tomu Steinle-Darling a Reinhard (2008) pozorovali, že zanesení membrán organickou hmotou bránilo zpětné difúzi zadržovaných molekul PFAS, to zvýšilo hnací sílu pro transport molekul přes membránu, čímž byla rejekce snížena.

### 6.3.1 Reverzní osmóza (RO)

Osmóza je pasivní transport přes selektivně propustnou membránu za účelem vyrovnání koncentrací mezi dvěma roztoky. Při reverzní osmóze (RO) je však v ideálním případě membrána propustná pro rozpouštědlo, avšak zcela nepropustná pro rozpuštěnou látku. Košutić a Kunst (2002) uvedli, že membrány RO s těsnými póry mají průměr mezi 0,22 nm a 0,45 nm, ale membrány s nejmenšími póry nemají vždy nejvyšší stupeň zadržení rozpuštěných látek, především u nenabitých organických látek s nízkou molekulární hmotností. Uvádí se, že dva hlavní mechanismy pro zadržování rozpuštěných látek na membránách RO jsou: sterické zabraňování transportu skrze póry a omezení difúze přes membrány (Bellona a kol., 2004).

Tang a kol. (2006) při filtraci za použití (tenkovrstvé kompozitní) polyamidové membrány RO uvedli >99 % odstranění PFOS. To je v souladu se studií Flores a kol. (2013) uvádějící také odstranění  $\geq 99$  % PFOS a PFOA. Appleman a kol. (2014) prokázali významné odstranění i u nejmenší PFCA kyseliny perfluorobutanové (PFBA; C4). Navzdory významné účinnosti je však RO nejnákladnější metodou (Appleman a kol., 2014). Tento problém by však mohly vyřešit membrány reverzní osmózy ultranízkeho tlaku (ULPRO), což jsou vícevrstevné polymerní membrány, kde povrchová aktivní membrána je často složena ze záporně nabitých sulfonových nebo karboxylových skupin. Díky nízkému provoznímu tlaku (0,2-0,9 MPa), přibližně dvojnásobné rychlosti toku ( $60 \text{ l/m}^2$  za h) a zjištění, že pro molekulovou hmotnost vyšší než 150, bude dosaženo odstranění přes 90 %, by mohla tato alternativa být vhodným kandidátem pro odstranění pro některé PFAS (Ozaki a Li, 2002).

### 6.3.2 Nanofiltrace (NF)

Nanofiltrace (NF) je tlakově řízený membránový proces, ovšem ve srovnání s RO lze použít nižší tlaky k získání srovnatelných toků, což je důležitá energetická výhoda (Bruggen a kol., 1999; Appleman 2013). Další výhodou je, že jsou NF membrány navrženy tak, aby selektivně odstraňovaly specifické sloučeniny či ionty, a zároveň umožňovaly průchod jiných sloučenin, zatímco RO odstraňuje primárně vše v závislosti na velikosti (Bellona a kol., 2004; EPA, 2018).

Při odstraňování nabitých PFAS větších než 300 Da se jeví NF jako velmi účinné (> 95 %), ale u nábojově neutrálních PFAS (např. FOSA) může být rejekce podstatně nižší (Steinle-Darling a Reinhard, 2008). Yu a kol. (2016) v jejich experimentálních podmínkách prokázali, že na membránách NF270 byla rejekce (> 95 %) pro PFOS. Pro deionizovanou vodu obohacenou huminovými kyselinami (20 mg/l) byla účinnost odstranění PFOS vyšší než pro PFOS v čisté deionizované vodě (Yu a kol., 2016). Appleman a kol. (2013) pozorovali, že čisté i znečištěné membrány NF270 vykazovaly >93% odstranění u všech PFAS, včetně PFCA s kratším řetězcem, za všech testovaných podmínek.

Oproti GAC a AIX jsou membránové procesy stabilní a odstraňují i ostatní organické látky, pesticidy, ionty způsobující tvrdost vody apod. To může být výhodou i nevýhodou. Důležitým faktorem, který je třeba u membránových procesů brát v potaz, je likvidace membránového koncentrátu (retentátu), který obsahuje zadržené PFAS, což zvýší náklady na provoz těchto systémů (Appleman a kol., 2014). Jeho ošetření stále zůstává výzvou a je bráno jako jedno z hlavních omezení membránových filtrací (Franke a kol., 2019). Ovšem při kombinaci s adsorbenty GAC nebo AIX by bylo možné při úpravách pitné vody zajistit účinné čištění surové vody nanofiltračními membránami (Franke a kol., 2019).

Koncentrace PFOA a PFOS byly v konečné pitné vodě nižší, srovnatelné, ale i vyšší než v surové vodě před úpravou, za což by mohly být zodpovědné analytické chyby při měření, ale i rozklad určitých prekurzorových sloučenin na PFOA a PFOS (Rahman a kol., 2014; Quiñones a Snyder, 2009) Vyšší koncentrace by mohly například způsobit i zanesené GAC filtry.

## 7 Závěr

Per- a polyfluoroalkylované sloučeniny jsou člověkem vytvořené sloučeniny, které jsou odolné vůči chemickému a biologickému rozkladu a dochází tak jejich akumulaci v prostředí. V důsledku rozšířeného použití v mnoha spotřebních a průmyslových výrobcích došlo k hromadění PFAS ve vodě, sedimentu, vzduchu, ale i biotě včetně lidí.

PFAS do organismů vstupují společně s vodou nebo potravou, přičemž se zvyšující se trofickou úrovní se zvyšuje koncentrace těchto látek. Expozice PFAS u lidí může vést k řadě onemocněním. Bylo zjištěno, že největší koncentrace pro PFOS a PFOA se vyskytují v játrech a ledvinách.

Hlavními přispěvateli emisí PFAS do vod, včetně vod pitných, jsou průmyslové odpadní vody, emise z používání hasících pěn v komerčních i vojenských letištích, domácí odpadní vody a výluh ze skládek. PFAS se vyskytují i ve vzduchu v blízkosti bodových zdrojů a následně jsou zachycovány kapkami deště, což představuje emise z atmosféry mokrou depozicí do vod i půd. Přítomnost PFAS v zemědělské půdě je však primárně přisuzována zavlažováním kontaminovanou vodou a používáním znečištěných kalů z čistíren odpadních vod jako půdních kondicionérů a hnojiv.

Nejvyšší koncentrace v povrchových vodách byly měřeny v blízkosti bodových emisních zdrojů, které řádově dosahují koncentrace PFAS až stovky ng/l. Obecně však platí, že jsou koncentrace PFAS v řádu jednotek až desítek ng/l. Vyšší hodnoty jsou často ve vodě u dna než na povrchu, což je dáno větší ochotou PFAS s delším řetězcem k interakci se suspendovanými částicemi a následnou sedimentací. Řeky se považují za hlavní vstupní cestu PFAS do mořského prostředí a následně do oceánů, kde se koncentrace pohybují v řádu pg/l.

Sledování povrchových vod je důležité, neboť patří mezi hlavní zdroje pitné vody. Pro pitnou vodu z vodovodu byl medián jednotlivých PFAS v Německu v jednotkách ng/l, ovšem v pitné vodě pocházející z řeky Möhne v Německu byly naměřeny koncentrace pro PFOA až 519 ng/l, což bylo způsobeno z bodového zdroje ze zemědělství. Ve Francii a Španělsku byl medián pro zkoumané vody z vodovou spíše v desítkách ng/l, s nejvyšší hodnotou v jedné španělské kohoutkové vodě pro PFOS 140 ng/l. V Německu byly vystaveny výzkumu i minerální balené vody, s maximální hodnotou pro PFBS 13,3 ng/l a pramenité balené vody s maximální hodnotou 7,4 ng/l pro PFOA. Střední koncentrace pro souhrn minerálních, pramenitých a artéských balených vod byly zaznamenány jako: Španělsko (11,3 ng/l) < Francie (14,9 ng/l) < Brazílie (15,0 ng/l), přičemž v jednom vzorku ve Francii byla  $\Sigma$ PFAS až 116 ng/l. Dle naměřených koncentrací ve vzorcích pitné a balené vody by s dodržáním stanovených limitů jednotlivých států (např. dle doporučení pro pitnou vodu US EPA pro součet PFOS

a PFOA 70 ng/l) neměl být povětšinou problém, ale v oblastech silných emisních zdrojů PFAS tyto vody značně překračují dosavadní limity.

Na základě toxikologických studií, byly vydány limitující regulace ze stran jednotlivých států. PFOS a PFOA byly zařazeny do Stockholmské úmluvy o perzistentních organických polutantech. Pro členské státy Evropské unie má do roku 2024 Komise vypracovat metodiku pro monitorování PFAS a roku 2026 mají jednotlivé státy přijmout opatření pro dodržení bezpečnostních limitů ( –„PFAS celkové“ má horní hranici limitu 0,50 µg/l a „suma PFAS“ 0,10 µg/l, v čemž je zahrnuto 20 PFAS) pro vodu k lidské spotřebě.

Co se týče účinnosti odstraňování PFAS při úpravě pitné vody, pak konvenční proces (koagulace, sedimentace, filtrace) se jeví jako neúčinný. Naopak účinné jsou procesy sorpce na aktivním uhlí, iontové výměny, nanofiltrace a reverzní osmózy. Filtrace přes granulované aktivní uhlí dosahuje vysokých účinností odstranění pro PFAS s delším řetězcem (až 95 %), oproti tomu maximální účinnost pro kratší řetězec PFBA měla maximální účinnost 33 % na uhlí Norit GAC300. Kromě délky řetězce závisí míra odstraňování i na funkčních skupinách PFAS, přítomnosti organických látek v surové vodě anebo časovém intervalu pro regeneraci filtrů. Pro filtry starší než 1 rok mohou být koncentrace PFAS i vyšší než ve vodě surové z důvodu propouštění PFAS z filtru. Odstraňování PFAS práškovým aktivním uhlím sice představuje rychlejší a účinnější míru odstranění, avšak jeho použití v provozu je finančně nákladnější, a proto se používá primárně jednorázově či sezónně při horší kvalitě surové vody.

U membránových procesů, jako je nanofiltrace nebo reverzní osmóza, účinnost odstranění PFAS tolik nezávisí na přítomnosti organických látek nebo jiných kontaminantů, protože primárním faktorem je velikost pórů a odstraňovaných kontaminantů. Reverzní osmóza dosahovala účinností odstraňování až 99 % i pro PFAS s kratším řetězcem, ale je ze jmenovaných metod nejnákladnější metodou. Její nevýhodou je to, že odstraňuje všechny látky včetně těch, které jsou v pitné vodě žádoucí, oproti tomu nanofiltrační membrány odstraňují specifické sloučeniny či ionty s účinností až 95 %. Čisté NF membrány NF270 vykazovaly >93% odstranění u všech PFAS, včetně PFCA s kratším řetězcem.

V současné době by měl být kladen větší důraz na sledování a následné odstraňování PFAS s kratším řetězcem, neboť slouží jako náhrady za PFAS s delším řetězcem (jako je např. PFOS nebo PFOA). Aktuálně jsou v prostředí častokrát nalezeny větší koncentrace těchto látek (např. PFHxA nebo PFBS) než PFOS a PFOA. Proto se předpokládá, že budou tvořit významnější podíl kontaminace vody z vodovodů. PFAS s kratším řetězcem jsou hůře odstraňovány adsorpčními procesy v úpravách pitné vody. Pro dosažení maximálních účinností odstranění se jeví jako nejlepší možnou

variantou kombinace AC, AIX a NF, to je však z ekonomického hlediska jednotlivých úpraven problém. Dle legislativních restrikcí se však jeví, že pitné vody mimo oblasti silných znečišťujících zdrojů příslušné limity splní.

## 8 Seznam použité literatury

Affirming national leadership role, New Jersey publishes formal stringent drinking water standards for PFOA and PFOS. *New Jersey Department of Environmental Protection (NJDEP)* [online]. New Jersey, 2020 [cit. 2022-01-09]. Dostupné z: [https://www.nj.gov/dep/newsrel/2020/20\\_0025.htm](https://www.nj.gov/dep/newsrel/2020/20_0025.htm)

AHRENS, Lutz a Mirco BUNDSCHUH. Fate and effects of poly- and perfluoroalkyl substances in the aquatic environment: A review. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2014, **33**(9), 1921-1929. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1002/etc.2663>

AHRENS, Lutz, Karin NORSTRÖM, Tomas VIKTOR, Anna Palm COUSINS a Sarah JOSEFSSON. Stockholm Arlanda Airport as a source of per- and polyfluoroalkyl substances to water, sediment and fish. *Chemosphere*. 2015, **129**, 33-38. ISSN 0045-6535. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.03.136>

AHRENS, Lutz, Leo W.Y. YEUNG, Sachi TANIYASU, Paul K.S. LAM a Nobuyoshi YAMASHITA. Partitioning of perfluorooctanoate (PFOA), perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctane sulfonamide (PFOSA) between water and sediment. *Chemosphere*. October 2011, **85**(5), 731-737. ISSN 0045-6535. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2011.06.046>

APPLEMAN, Timothy D., Eric R.V. DICKENSON, Christopher BELLONA a Christopher P. HIGGINS. Nanofiltration and granular activated carbon treatment of perfluoroalkyl acids. *Journal of Hazardous Materials*. 2013, **260**, 740-746. ISSN 0304-3894. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.06.033>

ARMITAGE, James, Ian T. COUSINS, Robert C. BUCK, Konstantinos PREVEDOUROS, Mark H. RUSSELL, Matthew MACLEOD a Stephen H. KORZENIOWSKI. Modeling Global-Scale Fate and Transport of Perfluorooctanoate Emitted from Direct Sources. *Environmental Science & Technology*. 2006, **40**(22), 6969-6975. Dostupné z: doi:10.1021/es0614870

BAABISH, Abeer, Siamak SOBHANEI a Heidelore FIEDLER. Priority perfluoroalkyl substances in surface waters - A snapshot survey from 22 developing countries. *Chemosphere*. 2021, **273**. ISSN 0045-6535. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.129612>

BANZHAF, Stefan, Marko FILIPOVIC, Jeffrey LEWIS, Charlotte J. SPARRENBOM a Roland BARTHEL. A review of contamination of surface-, ground-, and drinking water in Sweden by perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs). *Ambio A Journal of Environment and Society*. 2017, **46**, 335-346. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s13280-016-0848-8>

BARRY, Vaughn, Andrea WINQUIST a Kyle STEENLAND. Perfluorooctanoic Acid (PFOA) Exposures and Incident Cancers among Adults Living Near a Chemical Plant. *Environmental Health Perspectives*. 2013, **121**(11-12), 1313-1318. Dostupné z: doi:10.1289/ehp.1306615

BARTELL, Scott M., Antonia M. CALAFAT, Christopher LYU, Kayoko KATO, P. Barry RYAN a Kyle STEENLAND. Rate of Decline in Serum PFOA Concentrations after Granular Activated Carbon Filtration at Two Public Water Systems in Ohio and West Virginia. *Environmental Health Perspectives*. 2010, **118**(2), 222-228. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1289/ehp.0901252>

BARTON, Catherine A., Mary A. KAISER a Mark H. RUSSELL. Partitioning and removal of perfluorooctanoate during rain events: the importance of physical-chemical properties. *Journal of Environmental Monitoring*. 2007, **9**(8), 839-846. Dostupné z: doi:10.1039/B703510A

BELKOUTEB, Nadine, Vera FRANKE, Philip MCCLEAF, Stephan KÖHLER a Lutz AHRENS. Removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in a full-scale drinking water treatment plant: Long-term performance of granular activated carbon (GAC) and influence of flow-rate. *Water Research*. 2020, **182**. ISSN 0043-1354. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.115913>

BELLONA, Christopher, Jörg E DREWES, Pei XU a Gary AMY. Factors affecting the rejection of organic solutes during NF/RO treatment—a literature review. *Water Research*. 2004, **38**(12), 2795-2809. ISSN 0043-1354. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2004.03.034>

BORGÅ, Katrine, Aaron T. FISK, Paul F. HOEKSTRA a Derek C. G. MUIR. Biological and chemical factors of importance in the bioaccumulation and trophic transfer of persistent organochlorine contaminants in arctic marine food webs. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2004, **23**(10), 2367-2385. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1897/03-518>

BOULANGER, Bryan, Aaron M. PECK, Jerald L. SCHNOOR a Keri C. HORNBUCKLE. Mass Budget of Perfluorooctane Surfactants in Lake Ontario. *Environmental Science & Technology*. 2005, **39**(1), 74-79. Dostupné z: doi:10.1021/es049044o

BROOKE, D., A. FOOTITT a T. A. NWAOGU. ENVIRONMENTAL RISK EVALUATION REPORT: PERFLUOROOCETANESULPHONATE (PFOS). UK: Report Produced by the Environment Agency's Science Group., 2004. Dostupné také z: [http://chm.pops.int/Portals/0/docs/from\\_old\\_website/documents/meetings/poprc/submissions/Comments\\_2006/sia/pfos.uk.risk.eval.report.2004.pdf](http://chm.pops.int/Portals/0/docs/from_old_website/documents/meetings/poprc/submissions/Comments_2006/sia/pfos.uk.risk.eval.report.2004.pdf)

BRUGGEN, B. Van der, J. SCHAEPE, D. WILMS a C. VANDECASTEELE. Influence of molecular size, polarity and charge on the retention of organic molecules by nanofiltration. *Journal of Membrane*

*Science*. 1999, **156**(1), 29-41. ISSN 0376-7388. Dostupné také z: [https://doi.org/10.1016/S0376-7388\(98\)00326-3](https://doi.org/10.1016/S0376-7388(98)00326-3)

BUCK, C., Robert, James FRANKLIN, Urs BERGER, Jason M. CONDER, Ian T. COUSINS, Kurunthachalam KANNAN, Scott A. MABURY a Stefan PJ VAN LEEUWEN. Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: Terminology, classification, and origins. *Integrated Environmental Assessment and Management*. 2011, **7**(4), 513-541. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1002/ieam.258>

CLARA, M., S. SCHARF, S. WEISS, O. GANS a C. SCHEFFKNECHT. Emissions of perfluorinated alkylated substances (PFAS) from point sources - identification of relevant branches. *Water Science & Technology*. 2008, **58**(1), 59-66. Dostupné také z: <https://doi.org/10.2166/wst.2008.641>

COADOU, Laurine Le, Karyn Le MÉNACH, Pierre LABADIE, Marie-Hélène DÉVIER, Patrick PARDON, Sylvie AUGAGNEUR a Hélène BUDZINSKI. Quality survey of natural mineral water and spring water sold in France: Monitoring of hormones, pharmaceuticals, pesticides, perfluoroalkyl substances, phthalates, and alkylphenols at the ultra-trace level. *Science of The Total Environment*. 2017, **603-604**, 651-662. ISSN 0048-9697. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.11.174>

CONDER, Jason M., Robert A. HOKE, Watze de WOLF, Mark H. RUSSELL a Robert C. BUCK. Are PFCAs Bioaccumulative? A Critical Review and Comparison with Regulatory Criteria and Persistent Lipophilic Compounds. *Environmental Science & Technology*. 2008, **42**(4), 995-1003. Dostupné z: doi:10.1021/es070895g

COUSINS, Ian T., Robin VESTERGREN, Zhanyun WANG, Martin SCHERINGER a Michael S. MCLACHLAN. The precautionary principle and chemicals management: The example of perfluoroalkyl acids in groundwater. *Environment International*. 2016, **94**, 331-340. ISSN 0160-4120. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.04.044>

CUI, Lin, Qun-fang ZHOU, Chun-yang LIAO, Jian-jie FU a Gui-bin JIANG. Studies on the Toxicological Effects of PFOA and PFOS on Rats Using Histological Observation and Chemical Analysis. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*. 2009, **56**(338). Dostupné také z: <https://doi.org/10.1007/s00244-008-9194-6>

APPLEMAN, D., Timothy, Christopher P. HIGGINS, Oscar QUIÑONES, Brett J. VANDERFORD, Chad KOLSTAD, Janie C. ZEIGLER-HOLADY a Eric R.V. DICKENSON. Treatment of poly- and perfluoroalkyl substances in U.S. full-scale water treatment systems. *Water Research*. 2014, **51**, 246-255. ISSN 0043-1354. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.067>



D'AGOSTINO, Lisa a Scott A. MABURY. Certain Perfluoroalkyl and Polyfluoroalkyl Substances Associated with Aqueous Film Forming Foam Are Widespread in Canadian Surface Waters. *Environmental Science & Technology*. 2017, **51**(23), 13603-13613. Dostupné z: doi:10.1021/acs.est.7b03994

Danish EPA (Danish Environmental Protection Agency), 2015. Perfluoroalkylated substances: PFOA, PFOS and PFOSA. Evaluation of health hazards and proposal of a health based quality criterion for drinking water, soil and ground water. Environmental project No. 1665, 2015. 90 pp.

DAS, Kaberi P., Brian E. GREY, Mitchell B. ROSEN, et al. Developmental toxicity of perfluorononanoic acid in mice. *Reproductive Toxicology*. 2015, **51**, 133-144. ISSN 0890-6238. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1016/j.reprotox.2014.12.012>

DAVIS, Katherine L., Michael D. AUCOIN, Barbara S. LARSEN, Mary A. KAISER a Andrew S. HARTTEN. Transport of ammonium perfluorooctanoate in environmental media near a fluoropolymer manufacturing facility. *Chemosphere*. 2007, **67**(10), 2011-2019. ISSN 0045-6535. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2006.11.049>

DELGADO, Luis F., Philippe CHARLES, Karl GLUCINA a Catherine MORLAY. The removal of endocrine disrupting compounds, pharmaceutically activated compounds and cyanobacterial toxins during drinking water preparation using activated carbon—A review. *Science of The Total Environment*. 2012, **435-436**, 509-525. ISSN 0048-9697. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.046>.

DENG, Shubo, Qiang YU, Jun HUANG a Gang YU. Removal of perfluorooctane sulfonate from wastewater by anion exchange resins: Effects of resin properties and solution chemistry. *Water Research*. 2010, **44**(18), 5188-5195. ISSN 0043-1354. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.06.038>

DENG, Shubo, Yao NIE, Ziwen DU, Qian HUANG, Pingping MENG, Bin WANG, Jun HUANG a Gang YU. Enhanced adsorption of perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoate by bamboo-derived granular activated carbon. *Journal of Hazardous Materials*. 2015, **282**, 150-157. ISSN 0304-3894. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2014.03.045>

DEWITT, Jamie C., Alexander SHNYRA, Mostafa Z. BADR, Scott E. LOVELESS, Denise HOBAN, Steven R. FRAME a Robyn CUNARD. Et al. Immunotoxicity of Perfluorooctanoic Acid and Perfluorooctane Sulfonate and the Role of Peroxisome Proliferator-Activated Receptor Alpha. *Critical Reviews in Toxicology*. 2009, **39**(1), 76-94. Dostupné z: doi:10.1080/10408440802209804

DEWITT, Jamie C., et al. (ed.). Toxicological effects of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances. Springer, Cham: Springer International Publishing, 2015.

DING, Guanghui, Huanhuan XUE, Jing ZHANG, Fuxu CUI a Xin HE. Occurrence and distribution of perfluoroalkyl substances (PFASs) in sediments of the Dalian Bay, China. *Marine Pollution Bulletin*. 2018a, **127**, 285-288. ISSN 0025-326X. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2017.12.020>

DING, Guanghui, Huanhuan XUE, Ziwei YAO, Ying WANG, Linke GE, Jing ZHANG a Fuxu CUI. Occurrence and distribution of perfluoroalkyl substances (PFASs) in the water dissolved phase and suspended particulate matter of the Dalian Bay, China. *Chemosphere*. 2018b, **200**, 116-123. ISSN 0045-6535. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.02.093>

Directive 2006/122/EC of the European Parliament and of the Council of 12 December 2006 amending for the 30th time Council Directive 76/769/EEC on the approximation of the laws, regulations and administrative provisions of the Member States relating to restrictions on the marketing and use of certain dangerous substances and preparations (perfluorooctane sulfonates). OJ L 372, 27.12.2006, p. 32–34.

DUDLEY, Leigh-Ann Marie Bender. *Removal of Perfluorinated Compounds by Powdered Activated Carbon, Superfine Powder Activated Carbon, and Anion Exchange Resins*. Raleigh, North Carolina, 2012. Thesis. Faculty of North Carolina State University Environmental Engineering.

BLAKE, E., Bevin a Suzanne E. FENTON. Early life exposure to per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) and latent health outcomes: A review including the placenta as a target tissue and possible driver of peri- and postnatal effects. *Toxicology*. 2020, **443**. ISSN 0300-483X. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.tox.2020.152565>

EFSA (European Food Safety Authority), 2008. Opinion of the Scientific Panel on Contaminants in the Food chain on Perfluorooctane sulfonate (PFOS), perfluorooctanoic acid (PFOA) and their salts. EFSA Journal 2008;6(7):653, 131 pp. <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2008.653>

EFSA PANEL ON CONTAMINANTS IN THE FOOD CHAIN (CONTAM), Helle Katrine KNUTSEN, Jan ALEXANDER, Lars BARREGÅRD, Margherita BIGNAMI, et al. Risk to human health related to the presence of perfluorooctane sulfonic acid and perfluorooctanoic acid in food. *EFSA Journal*. 2018, **16**(12), 284. Dostupné také z: <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2018.5194>

EFSA, European Food Safety Authority Risk to human health related to the presence of perfluorooctane sulfonic acid and perfluorooctanoic acid in food. 2018. Dostupné z: <https://www.efsa.europa.eu/en/efsajournal/pub/5194>

EGLE, Michigan adopts strict PFAS in drinking water standards. *Michigan.gov* [EGLE Media Office]. Michigan, 2020 [cit. 2022-01-09], 517-284-9278. Dostupné z: <https://www.michigan.gov/som/0,4669,7-192-47796-534660--,00.html>

ERICSON, Ingrid, Martí NADAL, Bert van BAVEL, Gunilla LINDSTRÖM a José L. DOMINGO. Levels of perfluorochemicals in water samples from Catalonia, Spain: is drinking water a significant contribution to human exposure? *Environmental Science and Pollution Research*. 2008, **15**, 614-619. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1007/s11356-008-0040-1>

ESCHAUZIER, Christian, Erwin BEERENDONK, Petra SCHOLTE-VEENENDAAL a Pim DE VOOGT. Impact of Treatment Processes on the Removal of Perfluoroalkyl Acids from the Drinking Water Production Chain. *Environmental Science & Technology*. 2012, **46**(3), 1708-1715. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1021/es201662b>

EWG. For 50 Years, Polluters Knew PFAS Chemicals Were Dangerous But Hid Risks From Public; Environmental Working Group (2019); URL: [https://static.ewg.org/reports/2019/pfa-timeline/3M-DuPont-Timeline\\_sm.pdf](https://static.ewg.org/reports/2019/pfa-timeline/3M-DuPont-Timeline_sm.pdf)

KWIATKOWSKI, Carol F., David Q. ANDREWS, Linda S. BIRNBAUM, et al. Scientific Basis for Managing PFAS as a Chemical Class. *Environmental Science & Technology Letters*. 2020, **7**(8), 532-543. Dostupné z: doi:[10.1021/acs.estlett.0c00255](https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00255)

FEISAL RAHMAN, Mohammad, Sigrid PELDSZUS a William B. ANDERSON. Behaviour and fate of perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water treatment: A review. *Water Research*. 2014, **50**, 318-340. ISSN 0043-1354. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.10.045>

FILIPOVIC, Marko, Andreas WOLDEGIORGIS, Karin NORSTRÖM, Momina BIBI, Maria LINDBERG a Ann-Helen ÖSTERÅS. Historical usage of aqueous film forming foam: A case study of the widespread distribution of perfluoroalkyl acids from a military airport to groundwater, lakes, soils and fish. *Chemosphere*. 2015, **129**, 39-45. ISSN 0045-6535. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.09.005>

FLETCHER T., SAVITZ D., STEENLAND K. C8 Science Panel, 2009. Dostupné z: <http://www.c8sciencepanel.org>

FLORES, Cintia, Francesc VENTURA, Jordi MARTIN-ALONSO a Josep CAIXACH. Occurrence of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) in N.E. Spanish surface waters and their removal in a drinking water treatment plant that combines conventional and advanced treatments in parallel lines. *Science of The Total Environment*. 2013, **461-462**, 618-626. ISSN 0048-9697. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.05.026>

FRANKE, Vera, Philip MCCLEAF, Klara LINDEGREN a Lutz AHRENS. Efficient removal of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water treatment: nanofiltration combined with active carbon or anion exchange. *Environmental Science: Water Research & Technology*. 2019, **5**, 1836-1843. Dostupné z: doi:10.1039/C9EW00286C

FRISBEE, Stephanie J., A. Paul, Arthur MAHER, et al. The C8 health project: design, methods, and participants. *Environmental Health Perspectives*. 2009, **117**(12), 1873-1882. Dostupné také z: <https://ehp.niehs.nih.gov/doi/10.1289/ehp.0800379>

FRISBEE, Stephanie J., Anoop SHANKAR a Sarah S. KNOX, et al. Perfluorooctanoic Acid, Perfluorooctanesulfonate, and Serum Lipids in Children and Adolescents: Results From the C8 Health Project. *Arch Pediatr Adolesc Med*. 2010, **164**(9), 860-869. Dostupné z: doi:10.1001/archpediatrics.2010.163

FSANZ (Food Standards Australia New Zealand), 2017. Hazard assessment report – Perfluorooctane sulfonate (PFOS), Perfluorooctanoic acid (PFOA), Perfluorohexane sulfonate (PFHxS). 164 pp

GARDELLA, John. New Hampshire Adopts Aggressive PFAS Drinking Water Bill. *The National Law Review* [online]. 2020, **10**(206) [cit. 2022-01-09], ©2022 CMBG3; Dostupné z: <https://www.natlawreview.com/article/new-hampshire-adopts-aggressive-pfas-drinking-water-bill>

GARG, Shafali, Jingshi WANG, Pankaj KUMAR, Vandana MISHRA, Hassan ARAFAT, Radhey Shyam SHARMA a Ludovic F. DUMÉE. Remediation of water from per-/poly-fluoroalkyl substances (PFAS) – Challenges and perspectives. *Journal of Environmental Chemical Engineering*. 2021, **9**(4). ISSN 2213-3437. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.jece.2021.105784>

GELLRICH, Vanessa, Hubertus BRUNN a Thorsten STAHL. Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in mineral water and tap water. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*. 2013, **48**(2), 129-135. Dostupné z: doi:10.1080/10934529.2013.719431

GERMAN, D. W. C. Provisional evaluation of PFT in drinking water with the guide substances perfluorooctanoic acid (PFOA) and perfluorooctane sulfonate (PFOS) as examples. 2011.

GHISI, Rossella, Teofilo VAMERALI a Sergio MANZETTI. Accumulation of perfluorinated alkyl substances (PFAS) in agricultural plants: A review. *Environmental Research*. 2019, **169**, 326-341. ISSN 0013-9351. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1016/j.envres.2018.10.023>

KUCHARZYK, H., Katarzyna, Ramona DARLINGTON, Mark BENOTTI, Rula DEEB a Elisabeth HAWLEY. Novel treatment technologies for PFAS compounds: A critical review. *Journal of Environmental Management*. 2017, **204 part 2**, 757-764. ISSN 0301-4797. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2017.08.016>

HANSEN, K. J., H. O. JOHNSON, J. S. ELDRIDGE, J. L. BUTENHOFF a L. A. DICK. Quantitative Characterization of Trace Levels of PFOS and PFOA in the Tennessee River. *Environmental Science & Technology*. 2002, **36(8)**, 1681-1685. Dostupné z: doi:[10.1021/es010780r](https://doi.org/10.1021/es010780r)

HANSEN, Mona C., Marion H. BØRRESEN, Martin SCHLABACH a Gerard CORNELISSEN. Sorption of perfluorinated compounds from contaminated water to activated carbon. *Journal of Soils and Sediments*. 2010, **10(2)**, 179-185. Dostupné také z: <https://link.springer.com/content/pdf/10.1007/s11368-009-0172-z.pdf>

HEDLUND, Johanna. *Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in Swedish waters*. Uppsala, 2016. Dostupné také z: [https://stud.epsilon.slu.se/9187/7/hedlund\\_j\\_160610.pdf](https://stud.epsilon.slu.se/9187/7/hedlund_j_160610.pdf). Master's thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences.

HERZKE, Dorte, Sandra HUBER, Lieven BERVOETS, Wendy D'HOLLANDER, Jana HAJŠLOVA, Jana PULKRABOVA, Gianfranco BRAMBILLA, et al. Perfluorinated alkylated substances in vegetables collected in four European countries; occurrence and human exposure estimations. *Environmental Science and Pollution Research*. 2013, **20**, 7930–7939. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1007/s11356-013-1777-8>

HOFFMAN, Kate, Thomas F. WEBSTER, Scott M. BARTELL, Marc G. WEISSKOPF a Verónica M. VIEIRA. Private Drinking Water Wells as a Source of Exposure to Perfluorooctanoic Acid (PFOA) in Communities Surrounding a Fluoropolymer Production Facility. *Environmental Health Perspectives*. 2011, **119(1)**. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1289/ehp.1002503>

HÖLZER, Jürgen, Martin KRAFT, Rolf REUPERT, Jürgen ANGERER, Peter KLEESCHULTE, Nina MARSCHALL a Michael WILHELM. Biomonitoring of Perfluorinated Compounds in Children and Adults Exposed to Perfluorooctanoate-Contaminated Drinking Water. *Environmental Health Perspectives*. 2008, **116(5)**. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1289/ehp.11064>

HU, Xindi C., David Q. ANDREWS, Andrew B. LINDSTROM, Thomas A. BRUTON, Laurel A. SCHAIER, Philippe GRANDJEAN, Rainer LOHMANN, et al. Detection of Poly- and Perfluoroalkyl Substances (PFASs) in U.S. Drinking Water Linked to Industrial Sites, Military Fire Training Areas, and Wastewater Treatment Plants. *Environmental Science & Technology Letters*. 2016, **3**(10), 344-350. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1021/acs.estlett.6b00260>

HUNDLEY, S. G., A. M. SARRIF a G. L. KENNEDY JR. Absorption, Distribution, and Excretion of Ammonium Perfluorooctanoate (APFO) After Oral Administration to Various Species. *Drug and Chemical Toxicology*. 2006, **29**(2), 137-145. Dostupné z: doi:10.1080/01480540600561361

CHEN, Hong, Jianbo HAN, Can ZHANG, et al. Occurrence and seasonal variations of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) including fluorinated alternatives in rivers, drain outlets and the receiving Bohai Sea of China. *Environmental Pollution*. 2017, **231**(part 2), 1223-1231. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.08.068>

CHEN, Meng, Qiang WANG, Guoqiang SHAN, Lingyan ZHU, Liping YANG a Menglin LIU. Occurrence, partitioning and bioaccumulation of emerging and legacy per- and polyfluoroalkyl substances in Taihu Lake, China. *Science of The Total Environment*. 2018, **634**, 251-259. ISSN 0048-9697. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.03.301>

JOENSEN, Ulla Nordström, Rossana BOSSI, Henrik LEFFERS, Allan Astrup JENSEN, Niels E. SKAKKEBÆK a Niels JØRGENSEN. Do Perfluoroalkyl Compounds Impair Human Semen Quality? *Environmental Health Perspectives*. 2009, **117**(6), 923-927. Dostupné z: doi:10.1289/ehp.0800517

KABORÉ, Hermann A., Sung Vo DUY, Gabriel MUNOZ, Ladji MÉITÉ, Mélanie DESROSIERS, Jinxia LIU, Traoré Karim SORY a Sébastien SAUVÉ. Worldwide drinking water occurrence and levels of newly-identified perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances. *Science of The Total Environment*. 2018, **616-617**, 1089-1100. ISSN 0048-9697. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.210>

KÄRRMAN, Anna, Ingrid LANGLOIS, Bert van BAVEL, Gunilla LINDSTRÖM a Michael OEHME. Identification and pattern of perfluorooctane sulfonate (PFOS) isomers in human serum and plasma. *Environment International*. 2007, **33**(6), 782-788. ISSN 0160-4120. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2007.02.015>

KATO, Kayoko, Lee-Yang WONG, Lily T. JIA, Zsuzsanna KUKLENYIK a Antonia M. CALAFAT. Trends in Exposure to Polyfluoroalkyl Chemicals in the U.S. Population: 1999–2008. *Environmental Science & Technology*. 2011, **45**(19), 8037-8045. Dostupné z: doi:10.1021/es1043613

- KISSA, Erik. *Fluorinated Surfactants and Repellents*, 2nd ed. New York: Marcel Dekker, 2001. Surfactant Science Series. Vol. 97. ISBN 0-8247-0472-X.
- KOŠUTIĆ, K. a B. KUNST. Removal of organics from aqueous solutions by commercial RO and NF membranes of characterized porosities. *Desalination*. 2002, **142**(12), 47-56. ISSN 0011-9164. Dostupné také z: [https://doi.org/10.1016/S0011-9164\(01\)00424-6](https://doi.org/10.1016/S0011-9164(01)00424-6)
- KWON, Young-Nam, Kaimin SHIH, Chuyang TANG a James O. LECKIE. Adsorption of perfluorinated compounds on thin-film composite polyamide membranes. *Journal of Applied Polymer Science*. 2012, **124**(2), 1042-1049. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1002/app.35182>
- GUELFO, Jennifer L., a David T. ADAMSON. Evaluation of a national data set for insights into sources, composition, and concentrations of per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in U.S. drinking water. *Environmental Pollution*. 2018, **236**, 505-513. ISSN 0269-7491. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1016/j.envpol.2018.01.066>
- GUELFO, Jennifer L., Thomas MARLOW, David M. KLEIN, Scott FRICKEL, Michelle CRIMI a Eric M. SUUBERG. Evaluation and Management Strategies for Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFASs) in Drinking Water Aquifers: Perspectives from Impacted U.S. Northeast Communities. *Environmental Health Perspectives*. 2018, **126**(6). Dostupné také z: <https://doi.org/10.1289/EHP2727>
- LAU, Christopher, Julie R. THIBODEAUX, Roger G. HANSON, Michael G. NAROTSKY, John M. ROGERS, Andrew B. LINDSTROM a Mark J. STRYNAR. Effects of Perfluorooctanoic Acid Exposure during Pregnancy in the Mouse. *Toxicological Sciences*. 2006, **90**(2), 510-518. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfj105>
- LAU, Christopher, Katherine ANITOLE, Colette HODES, David LAI, Andrea PFAHLES-HUTCHENS a Jennifer SEED. Perfluoroalkyl Acids: A Review of Monitoring and Toxicological Findings. *Toxicological Sciences*. 2007, **99**(2), 366–394. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1093/toxsci/kfm128>
- LEE, Yu-Chi, Shang-Lien LO, Jeff KUO a Chin-Pao HUANG. Promoted degradation of perfluorooctanoic acid by persulfate when adding activated carbon. *Journal of Hazardous Materials*. 2013, **261**, 463-469. ISSN 0304-3894. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2013.07.054>.
- LI, Ping a Arup K. SENGUPTA. Intraparticle Diffusion during Selective Sorption of Trace Contaminants: The Effect of Gel versus Macroporous Morphology. *Environmental Science & Technology*. 2000, **34**(24), 5193-5200. Dostupné z: doi:10.1021/es001299o
- LIU, Zhaoyang, Yonglong LU, Pei WANG, Tieyu WANG, Shijie LIU, Andrew C. JOHNSON, Andrew J. SWEETMAN a Yvette BANINLA. Pollution pathways and release estimation of perfluorooctane



sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoic acid (PFOA) in central and eastern China. *Science of The Total Environment*. 2017, **580**, 1247-1256. ISSN 0048-9697. Dostupné také z:

<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.085>

LOPEZ-ESPINOSA, Maria-Jose, Debapriya MONDAL, Ben ARMSTRONG, Michael S. BLOOM a Tony FLETCHER. Thyroid Function and Perfluoroalkyl Acids in Children Living Near a Chemical Plant. *Environmental Health Perspectives*. 2012, **120**(7), 1036-1041. Dostupné z: doi:10.1289/ehp.1104370

MCCLEAF, Philip, Sophie ENGLUND, Anna ÖSTLUND, Klara LINDEGREN, Karin WIBERG a Lutz AHRENS. Removal efficiency of multiple poly- and perfluoroalkyl substances (PFASs) in drinking water using granular activated carbon (GAC) and anion exchange (AE) column tests. *Water Research*. 2017, **120**, 77-87. ISSN 0043-1354. Dostupné z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.04.057>.

MDH, EH, ESA, HRA. *Perfluorobutyrate (PFBA) Toxicological Summary Sheet Minnesota Department of Health*. 2018b. Health Based Guidance for Water Health Risk Assessment Unit, Environmental Health Division 651-201-4899 Dostupné také z:

<https://www.health.state.mn.us/communities/environment/risk/docs/guidance/gw/pfoa.pdf>

MDH, EH, ESA, HRA. *Perfluorooctanoic acid Toxicological Summary Minnesota Department of Health*. 2018a. Health Based Guidance for Water Health Risk Assessment Unit, Environmental Health Division 651-201-4899 Dostupné také z:

<https://www.health.state.mn.us/communities/environment/risk/docs/guidance/gw/pfoa.pdf>

MDH, EH, ESA, HRA. *PFOS Toxicological Summary Sheet Minnesota Department of Health*. 2020. Health Based Guidance for Water Health Risk Assessment Unit, Environmental Health Division 651-201-4899 Dostupné také z:

<https://www.health.state.mn.us/communities/environment/risk/docs/guidance/gw/pfoa.pdf>

MENG, Pingping, Xiaolu FANG, Ayiguli MAIMAITI, Gang YU a Shubo DENG. Efficient removal of perfluorinated compounds from water using a regenerable magnetic activated carbon. *Chemosphere*. 2019, **224**, 187-194. ISSN 0045-6535. Dostupné také z:

<https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.132>

MMCL, Per- and Polyfluoroalkyl Substances (PFAS) compliance requirements for Public Water Systems (PWS) - 310 CMR 22.07G. Massachusetts Department of Environmental Protection (MassDEP). 2020. Dostupné z: <https://www.mass.gov/doc/per-and-polyfluoroalkyl-substances-pfas-drinking-water-regulations-quick-reference-guide/download>



NJDWQI (New Jersey Drinking Water Quality Institute). 2016. Health-based Maximum Contaminant Level Support Document: Perfluorooctanoic Acid (PFOA). Dostupné z:

<http://www.nj.gov/dep/watersupply/pdf/pfoa-hb-talk.pdf>

OECD. Organisation for Economics Co-operation and Development. 2011. OECD portal on perfluorinated chemicals. [cited 2011 February 8]. Dostupné z:

[http://www.oecd.org/site/0,3407,en\\_21571361\\_44787844\\_1\\_1\\_1\\_1\\_1,00.html](http://www.oecd.org/site/0,3407,en_21571361_44787844_1_1_1_1_1,00.html)

OLSEN, Geary W., Jean M. BURRIS, David J. EHRESMAN, John W. FROEHLICH, Andrew M. SEACAT, John L. BUTENHOFF a Larry R. ZOBEL. Half-Life of Serum Elimination of Perfluorooctanesulfonate, Perfluorohexanesulfonate, and Perfluorooctanoate in Retired Fluorochemical Production Workers. *Environmental Health Perspectives*. 2007, **115**(9), 1298-1305.

Dostupné také z: <https://doi.org/10.1289/ehp.10009>

OSHIDA, Keiyu, Naresh VASANI, Russell S. THOMAS, et al. Identification of Modulators of the Nuclear Receptor Peroxisome Proliferator-Activated Receptor  $\alpha$  (PPAR $\alpha$ ) in a Mouse Liver Gene Expression Compendium. *PLOS One*. 2015, **10**(2). Dostupné také z:

<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0112655>

OYETADE, Oluwaseun A., G. Bishwa Bidita VARADWAJ, Vincent O. NYAMORI, Sreekantha B. JONNALAGADDA a Bice S. MARTINCIGH. A critical review of the occurrence of perfluoroalkyl acids in aqueous environments and their removal by adsorption onto carbon nanotubes. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*. 2018, **17**, 603-635. Dostupné také z:

<https://doi.org/10.1007/s11157-018-9479-9>

OZAKI, Hiroaki a Huafang LI. Rejection of organic compounds by ultra-low pressure reverse osmosis membrane. *Water Research*. 2002, **36**(1), 123-130. ISSN 0043-1354. Dostupné také z:

[https://doi.org/10.1016/S0043-1354\(01\)00197-X](https://doi.org/10.1016/S0043-1354(01)00197-X)

HIGGINS, Christopher P. a Richard G. LUTHY. Sorption of Perfluorinated Surfactants on Sediments. *Environmental Science & Technology*. 2006, **40**(23), 7251-7256. Dostupné z: doi:10.1021/es061000n

PARK, Heejeong, Gyojin CHOO, Hyerin KIM a Jeong-Eun OH. Evaluation of the current contamination status of PFASs and OPFRs in South Korean tap water associated with its origin. *Science of The Total Environment*. 2018, **634**, 1505-1512. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.04.068>

PARK, Minkyu, Shimin WU, Israel J. LOPEZ, Joseph Y. CHANG, Tanju KARANFIL a Shane A. SNYDER. Adsorption of perfluoroalkyl substances (PFAS) in groundwater by granular activated carbons: Roles

of hydrophobicity of PFAS and carbon characteristics. *Water Research*. 2020, **170**. ISSN 0043-1354.

Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2019.115364>

PAUL, Alexander G. a Andrew J. SWEETMAN. A First Global Production, Emission, And Environmental Inventory For Perfluorooctane Sulfonate. *Environmental Science & Technology*. 2009, **43**(2), 386-392.

Dostupné z: doi:10.1021/es802216n

PISTOCCHI, Alberto a Robert LOOS. A Map of European Emissions and Concentrations of PFOS and PFOA. *Environmental Science & Technology*. 2009, **43**(24), 9237-9244. Dostupné z:

doi:10.1021/es901246d

PIVOKONSKY, M., J. NACERADSKA, I. KOPECKA, M. BARESOVA, B. JEFFERSON, X. LI a R. K.

HENDERSON. The impact of algogenic organic matter on water treatment plant operation and water quality: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*. 2016, **46**(4), 291-335.

Dostupné z: doi:10.1080/10643389.2015.1087369

PIVOKONSKY, M., KOPECKA, I., CERMAKOVA, L., FIALOVA, K., NOVOTNA, K., CAJTHAML, T., HENDERSON, R. K., PIVOKONSKA, L., 2021. Current knowledge in the field of algal organic matter adsorption onto activated carbon in drinking water treatment. *Science of The Total Environment* 799, 149455.

PREVEDOUROS, Konstantinos, Ian T. COUSINS, Robert C. BUCK a Stephen H. KORZENIOWSKI. Sources, Fate and Transport of Perfluorocarboxylates. *Environmental Science & Technology*. 2006, **40**(1), 32-

44. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1021/es0512475>

QU, Yan, Chaojie ZHANG, Fei LI, Xiaowen BO, Guangfu LIU a Qi ZHOU. Equilibrium and kinetics study on the adsorption of perfluorooctanoic acid from aqueous solution onto powdered activated carbon. *Journal of Hazardous Materials*. 2009, **169**(1-3), 146-152. ISSN 0304-3894. Dostupné také z:

<https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.03.063>

QUIÑONES, Oscar a Shane A. SNYDER. Occurrence of Perfluoroalkyl Carboxylates and Sulfonates in Drinking Water Utilities and Related Waters from the United States. *Environmental Science & Technology*. 2009, **43**(24), 9089-9095. Dostupné z: doi:10.1021/es9024707

Reducing PFAS in Drinking Water with Treatment Technologies. *United States Environmental Protection Agency* [online]. 2018 [cit. 2022-01-8]. Dostupné z:

<https://www.epa.gov/sciencematters/reducing-pfas-drinking-water-treatment-technologies>

RICH, Nathaniel. The lawyer who became DuPont's worst nightmare. *The New York Times Magazine*. 2016, Vol. 6. Dostupné z: <https://www.nytimes.com/2016/01/10/magazine/the-lawyer-who-became-duponts-worst-nightmare.html>

ROSEN, Mitchell B., Barbara D. ABBOTT, Douglas C. WOLF, et al. Gene Profiling in the Livers of Wild-type and PPAR $\alpha$ -Null Mice Exposed to Perfluorooctanoic Acid. *Toxicologic Pathology*. 2008, **36**(4), 592-607. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1177/0192623308318208>

ROSTKOWSKI, Pawel, Nobuyoshi YAMASHITA, Iris Man Ka SO a Sachi TANIYASU, et al. Perfluorinated compounds in streams of the Shihwa industrial zone and Lake Shihwa, South Korea. *Environmental Toxicology and Chemistry*. 2006, **25**(9), 2374-2380. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1897/05-627R.1>

MCLACHLAN, Michael S., Katrin E. HOLMSTRÖM, Margot RETH a Urs BERGER. Riverine Discharge of Perfluorinated Carboxylates from the European Continent. *Environmental Science & Technology*. 2007, **41**(21), 7260-7265. Dostupné z: doi:10.1021/es071471p

SENTHILKUMAR, Kurunthachalam, Etsumasa OHI, Kenneth SAJWAN, Takumi TAKASUGA a Kurunthachalam KANNAN. Perfluorinated Compounds in River Water, River Sediment, Market Fish, and Wildlife Samples from Japan. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*. 2007, **79**, 427-431. Dostupné z: <https://doi.org/10.1007/s00128-007-9243-2>

SHAO, Mihua, Guanghui DING, Jing ZHANG, et al. Occurrence and distribution of perfluoroalkyl substances (PFASs) in surface water and bottom water of the Shuangtaizi Estuary, China. *Environmental Pollution*. 2016, **216**, 675-681. ISSN 0269-7491. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2016.06.031>

SCHWANZ, Thiago G., Marta LLORCA, Marinella FARRÉ a Damià BARCELÓ. Perfluoroalkyl substances assessment in drinking waters from Brazil, France and Spain. *Science of The Total Environment*. 2016, **539**, 143-152. ISSN 0048-9697. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.08.034>

SINCLAIR, Ewan a Kurunthachalam KANNAN. Mass Loading and Fate of Perfluoroalkyl Surfactants in Wastewater Treatment Plants. *Environmental Science & Technology*. 2006, **40**(5), 1408-1414. Dostupné z: doi:10.1021/es051798v

SKUTLAREK, Dirk, Martin EXNER a Harald FÄRBER. Perfluorinated Surfactants in Surface and Drinking Waters. *Environmental Science and Pollution Research*. 2006, **13**, 299-307. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1065/espr2006.07.326>

Směrnice Evropského parlamentu a Rady (EU) 2020/2184 ze dne 16. prosince 2020 o jakosti vody určené k lidské spotřebě (přepřacované znění). In: *Úřední věstník Evropské unie*. L 435/1-62, 23.12.2020. Dostupné také z: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/?uri=CELEX%3A32020L2184>

STEENLAND, Kyle, Liping ZHAO, Andrea WINQUIST a Christine PARKS. Ulcerative Colitis and Perfluorooctanoic Acid (PFOA) in a Highly Exposed Population of Community Residents and Workers in the Mid-Ohio Valley. *Environmental Health Perspectives*. 2013, **121**(8). Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1289/ehp.1206449>

STEINLE-DARLING, Eva a Martin REINHARD. Nanofiltration for Trace Organic Contaminant Removal: Structure, Solution, and Membrane Fouling Effects on the Rejection of Perfluorochemicals. *Environmental Science & Technology*. 2008, **42**(14), 5292-5297. Dostupné z: doi:[10.1021/es703207s](https://doi.org/10.1021/es703207s)

SWRCB, Perfluorooctanoic Acid (PFOA) & Perfluorooctanesulfonic Acid (PFOS). *State Water Resources Control Board* [online]. California, 2019 [cit. 2022-01-09]. Dostupné z: <https://www.waterboards.ca.gov/gama/docs/pfoa.pdf>

TAKAGI, Sokichi, Fumie ADACHI, Keiichi MIYANO, Yoshihiko KOIZUMI, Hidetsugu TANAKA, Isao WATANABE, Shinsuke TANABE a Kurunthachalam KANNAN. Fate of Perfluorooctanesulfonate and perfluorooctanoate in drinking water treatment processes. *Water Research*. 2011, **45**(13), 3925-3932. ISSN 0043-1354. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2011.04.052>.

TANG, Chuyang Y., Q. Shiang FU, A. P. ROBERTSON, Craig S. CRIDDLE a James O. LECKIE. Use of Reverse Osmosis Membranes to Remove Perfluorooctane Sulfonate (PFOS) from Semiconductor Wastewater. *Environmental Science & Technology*. 2006, **40**(23), 7343-7349. Dostupné z: doi:[10.1021/es060831q](https://doi.org/10.1021/es060831q)

THOMPSON, Jack, Geoff EAGLESHAM, Julien REUNGOAT, Yvan POUSSADE, Michael BARTKOW, Michael LAWRENCE a Jochen F. MUELLER. Removal of PFOS, PFOA and other perfluoroalkyl acids at water reclamation plants in South East Queensland Australia. *Chemosphere*. 2011, **82**(1), 9-17. ISSN 0045-6535. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2010.10.040>

TSAI, Yu-Ting, Angela YU-CHEN LIN, Yu-Hsiang WENG a Kung-Cheh LI. Treatment of Perfluorinated Chemicals by Electro-Microfiltration. *Environmental Science & Technology*. 2010, **44**(20), 7914-7920. Dostupné z: doi:[10.1021/es101964y](https://doi.org/10.1021/es101964y)

TURNER, A. a M. C. RAWLING. The influence of salting out on the sorption of neutral organic compounds in estuaries. *Water Research*. 2001, **35**(18), 4379 - 4389. ISSN 00431354. Dostupné z: doi:10.1016/S0043-1354(01)00163-4

U.S. EPA. 2016c. Drinking Water Health Advisory for Perfluorooctane Sulfonate (PFOS). Dostupné z: [https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-05/documents/pfos\\_health\\_advisory\\_final\\_508.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-05/documents/pfos_health_advisory_final_508.pdf)

U.S. EPA. 2016d. Drinking Water Health Advisory for Perfluorooctanoic Acid (PFOA). Dostupné z: [https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-05/documents/pfoa\\_health\\_advisory\\_final\\_508.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-05/documents/pfoa_health_advisory_final_508.pdf)

UNEP Decision SC-9/12: Listing of perfluorooctanoic acid (PFOA), its salts and PFOA-related compounds; UN environment programme (UNEP), Secretariat of the Stockholm Conventions, Geneva, Switzerland, 2019

United States Environmental Protection Agency (US EPA). Drinking water health advisories for PFOA and PFOS. 2016. Dostupné také z: <https://www.epa.gov/ground-water-and-drinking-water/drinking-water-health-advisories-pfoa-and-pfos>

US EPA (United States Environmental Protection Agency), 2016a. Health Effects Support Document for Perfluorooctane Sulfonate (PFOS), EPA, 2016. Dostupné z: [https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-05/documents/pfos\\_hesd\\_final\\_508.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-05/documents/pfos_hesd_final_508.pdf)

US EPA (United States Environmental Protection Agency), 2016b. Health Effects Support Document for Perfluorooctanoic Acid (PFOA), EPA, 2016. Dostupné z: [https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-05/documents/pfoa\\_hesd\\_final-plain.pdf](https://www.epa.gov/sites/production/files/2016-05/documents/pfoa_hesd_final-plain.pdf)

VTDOH (Vermont Department of Health). 2016. Perfluorooctanoic acid (PFOA) and Perfluorooctanesulfonic acid (PFOS) Vermont Drinking Water Health Advisory. Dostupné z: [https://anrweb.vt.gov/PubDocs/DEC/PFOA/PFOA%20-%20PFOS%20Health%20Advisories/Vermont/PFOA\\_PFOA\\_HealthAdvisory\\_June\\_22\\_2016.pdf](https://anrweb.vt.gov/PubDocs/DEC/PFOA/PFOA%20-%20PFOS%20Health%20Advisories/Vermont/PFOA_PFOA_HealthAdvisory_June_22_2016.pdf)

WANG, Zhanyun, Ian T. COUSINS, Martin SCHERINGER, Robert C. BUCK a Konrad HUNGERBÜHLER. Global emission inventories for C4–C14 perfluoroalkyl carboxylic acid (PFCA) homologues from 1951 to 2030, Part I: production and emissions from quantifiable sources. *Environment International*. 2014, **70**, 62-75. ISSN 0160-4120. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.04.013>

WILHELM, Michael, Sabine BERGMANN a Hermann H. DIETER. Occurrence of perfluorinated compounds (PFCs) in drinking water of North Rhine-Westphalia, Germany and new approach to

assess drinking water contamination by shorter-chained C4–C7 PFCs. *International Journal of Hygiene and Environmental Health*. 2010, **213**(3), 224-232. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1016/j.ijheh.2010.05.004>

Witteveen+Bos, T.T.E. consultants. *PFOS AND PFOA PRODUCTION - USE - SOURCES* [online]. Emerging Contaminants, 2019. Dostupné z: <https://www.emergingcontaminants.eu/index.php/background-info/Factsheets-PFOS-intro/Factsheets-PFOS-production>

XU, Chenye, Shanshan YIN, Yingxue LIU, Fangfang CHEN, Zhehui ZHONG, Fang LI, Kai LIU a Weiping LIU. Prenatal exposure to chlorinated polyfluoroalkyl ether sulfonic acids and perfluoroalkyl acids: Potential role of maternal determinants and associations with birth outcomes. *Journal of Hazardous Materials*. 2019, **380**. ISSN 0304-3894. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2019.120867>

XU, Pei, Jörg E. DREWES, Tae-Uk KIM, Christopher BELLONA a Gary AMY. Effect of membrane fouling on transport of organic contaminants in NF/RO membrane applications. *Journal of Membrane Science*. 2006, **279**(1-2), 165-175. ISSN 0376-7388. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.memsci.2005.12.001>

YAMASHITA, Nobuyoshi, Kurunthachalam KANNAN, Sachi TANIYASU, Yuichi HORII, Gert PETRICK a Toshitaka GAMO. A global survey of perfluorinated acids in oceans. *Marine Pollution Bulletin*. 2005, **51**(8-12), 658-668. ISSN 0025-326X. Dostupné z: doi:<https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2005.04.026>

YAN, Hong, Ian T. COUSINS, Chaojie ZHANG a Qi ZHOU. Perfluoroalkyl acids in municipal landfill leachates from China: Occurrence, fate during leachate treatment and potential impact on groundwater. *Science of The Total Environment*. 2015, **524–525**, 23-31. ISSN 0048-9697. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.03.111>

YOU, Chun, Chengxia JIA a Gang PAN. Effect of salinity and sediment characteristics on the sorption and desorption of perfluorooctane sulfonate at sediment-water interface. *Environmental Pollution*. 2010, **158**(5), 1343-1347. ISSN 0269-7491.

YU, Qiang, Ruiqi ZHANG, Shubo DENG, Jun HUANG a Gang YU. Sorption of perfluorooctane sulfonate and perfluorooctanoate on activated carbons and resin: Kinetic and isotherm study. *Water Research*. 2009, **43**(4), 1150-1158. ISSN 0043-1354. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2008.12.001>

YU, Yang, Changwei ZHAO, Ling YU, Pei LI, Tao WANG a Yi XU. Removal of perfluorooctane sulfonates from water by a hybrid coagulation–nanofiltration process. *Chemical Engineering Journal*. 2016, **289**, 7-16. ISSN 1385-8947. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.cej.2015.12.048>

ZAGGIA, Alessandro, Lino CONTE, Luigi FALLETTI, Massimo FANT a Andrea CHIORBOLI. Use of strong anion exchange resins for the removal of perfluoroalkylated substances from contaminated drinking water in batch and continuous pilot plants. *Water Research*. 2016, **91**, 137-146. ISSN 0043-1354. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.watres.2015.12.039>.

ZHAO, Zhen, Zhiyong XIE, Axel MÖLLER, Renate STURM, Jianhui TANG, Gan ZHANG a Ralf EBINGHAUS. Distribution and long-range transport of polyfluoroalkyl substances in the Arctic, Atlantic Ocean and Antarctic coast. *Environmental Pollution*. 2012, Volume **170**, 71-77. ISSN 0269-7491. Dostupné také z: <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2012.06.004>