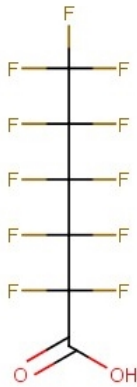
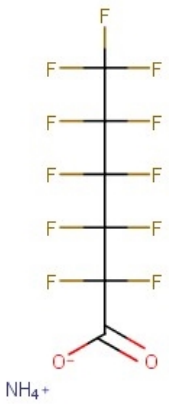


Vedlegg 1: Nærmere begrunnelse for Perfluorheksansyre (PFHxA)

Generelt har det vært en overgang til bruk av kortkjedete PFAS (per-og polyfluoreerte alkylstoffer) som erstatning for langkjedete PFASer som PFOS, PFOA og C9 – C14 PFCAs, etter at det ble innført restriksjoner på disse stoffene. PFHxA er en slik kortkjedet perfluorert karboksylsyre (PFCA).

Stoffidentifikasjon

<p>Perfluorheksansyre (PFHxA) CAS Number: 307-24-4</p>	
<p>APFHx, ammoniumsalt CAS Number: 21615-47-4</p>	

PFHxA er en syre og vil i vann være i likevekt med den konjugerte basen perfluorohexanoat (PFHx). Saltene er svært vannløselige, for eksempel har ammoniumsaltet en vannløselighet på 57 610 mg/L ved 20 °C. Videre vil forløpere av PFHxA, (for eksempel natrium perfluorohexanoat og 6:2 fluortelomeralkoholer (6:2 FTOH)) kunne brytes ned i miljøet og omdannes til PFHxA (Wang et al., 2013).

Bruk

Det er kun ammoniumsaltet til PFHxA, ammonium perfluorhexanoat (APFHx), som er registrert i Reach. Total tonnasje for APFHx er 10 – 100 tonn per år. Det er ingen direkte bruk av PFHxA, men stoffet finnes som forurensning i faste produkter eller som nedbrytningsprodukt. PFHxA, saltene og PFHxA-relaterte stoffer er overflateaktive og gir smuss og vannavstøtende egenskaper. Forløpere til PFHxA,

for eksempel 6:2 FTOH, brukes i produksjonen av fluorinerte polymerer med sidekjeder. Disse polymerne brukes til impregnering og overflatebehandling av tekstiler, lær og papir for å gjøre dem vann-, olje- og flekkavvisende. PFHxA kan forekomme i sidekjedene i disse polymerne som urenheter eller nedbrytningsprodukt.

Kriterier for persistens

Perfluorerte forbindelser er svært motstandsdyktige mot nedbrytning på grunn av den fluorerte alkylkjeden som er svært stabil. Mange strukturelt lignende PFASer er svært persistente (Kissa, 2001). Basert på generell kunnskap om fysikalsk-kjemiske egenskaper kan det antas at de kortkjedete perfluorerte alkylysyrer er like persistente som de langkjedete (Parsons et al., 2008). Perfluorerte stoffer har alle en perfluorert karbonkjede og en karboksylgruppe eller sulfonatgruppe, bare antall karbonatomer varierer. Karbon-fluor bindingen er en av de mest stabile organiske forbindelsene. Det ser ikke til at lengden på karbonkjeden påvirker stoffenes nedbrytningsevne og stabilitet.

PFOA og PFCAene C9-14 er langkjedete perfluorerte alkylysyrer (hhv. 8 og 9-14 CF₂-grupper i alkylkjeden) og ligner strukturelt på PFHxA (som har 6 CF₂ grupper i alkylkjeden). Disse er allerede identifisert som svært lite nedbrytbare i henhold til kriteriene i Reach vedlegg XIII (ECHA, 2017).

Ingen biotiske nedbrytningsstudier foreligger på PFHxA. En screening-test på nedbrytning av saltet APFHx viste at det ikke er lett nedbrytbart. Vurderingen av PFHxAs persistenspotensial er basert på sammenligning med strukturelle forbindelser som PFOA. PFOA er veldig persistent i vannmiljø, sediment, slam og jord og står på kandidatlista som PBT (ECHA, 2013). Dagens renseteknologi for avløpsvann og drikkevann kan ikke fjerne PFHxA fra vannet. Dette fører til at stoffet slippes ut i vannmiljøet og når mennesker via drikkevannet. Slik forurensning er vanskelig å reversere.

Basert på strukturelligheter med PFOA antas det at PFHxA og APFHx også er veldig persistent i vannmiljø, sediment, slam og jord. PFHxA ansees å være langt mindre nedbrytbar enn kriteriene for svært lite nedbrytbar ("very persistent"/vP) i Reach.

Basert på informasjon om PFHxA og om det strukturelt lignende stoffet PFOA, kan PFHxA anses å oppfylle kriteriene for lite nedbrytbare stoffer (P) og svært lite nedbrytbare stoffer (vP). PFHxA kan også karakteriseres som ekstremt persistente siden det ikke er vist å kunne brytes ned under naturlige miljøforhold.

Kriterier for bioakkumulering

PFHxA og andre perfluorerte alkylysyrer akkumuleres ikke i fettvev slik de klassiske miljøgiftene gjør. Perfluorerte alkylysyrer er på den annen side vist å kunne bindes til proteiner, noe som kan ha betydning for akkumuleringen av stoffet. I motsetning til akkumulering i fettvev, er det større potensiale for skadelige effekter dersom stoffet bindes til proteiner og hopper seg opp i organer.

Perfluorerte alkylysyrer har større tendens til å bioakkumulere i luftpustende organismer, enn i vannlevende organismer (ECHA, 2013). PFHxA er svært vannløselig og skilles forholdsvis raskt ut via gjellene hos vannlevende dyr.

Data på toksikokinetikk viser at PFHxA kan distribueres til ulike organer og vev (Gannon et al., 2011, Numata et al., 2014). PFHxA har et sterkt bindingspotensial til proteiner, med et tilsvarende bindingspotensial som PFOA (Bischel et al., 2011, Ng and Hungerbühler, 2014). I rotter og mus er PFHxA påvist i plasma, nyrer, lever og hjerne, og mediannivåene av PFHxA er spesielt høyt i hjerne og lever.

Kortkjedede PFASer, som PFHxA, har liten evne til å biomagnifisere. Laboratoriestudier på fisk viser svært liten grad av bioakkumulering/biokonsentrering. B-kriteriet i REACH vedlegg XIII er derfor ikke tilfredsstillt (Martin et al., 2003a, Martin et al., 2003b). Halveringstiden for PFHxA i fisk og pattedyr er vesentlig lavere sammenlignet med PFOA og PFHxS. Halveringstiden for PFHxA i mennesker har blitt estimert i blod fra skismørere. I gjennomsnitt var halveringstiden 32 dager (Russell et al., 2013). Til sammenligning er halveringstiden for PFOA og PFHxS i mennesker henholdsvis 3,5 og 7,3 år (Olsen et al., 2007). En studie på gris som ble gitt PFAS-forurenset fôr viste at PFHxA ble distribuert til blod, lever, nyrer, muskel- og fettvev (Numata et al., 2014). Halveringstiden for utskillelse var 4,1 dager og biomagnifiseringsfaktor (BMF) ble målt til 0,13 (hel gris), 0,08 (kjøtt) og 0,42 (lever). Den korte halveringstiden i mennesker og pattedyr skyldes hurtig utskillelse via urin (Numata et al., 2014, Gannon et al., 2011).

PFHxA oppfyller ikke B-kriteriene basert på BCF-verdier i fisk ($BCF \ll 2000$). Hos mennesker er det målt halveringstid for utskillelse fra blodet opp til 32 dager. Tilgjengelige data for PFHxA vurderes ikke som tilstrekkelige til å oppfylle dagens B-kriterier. Det er imidlertid av betydning at stoffet kan bindes til proteiner i blod og vev.

Kriterier for toksisitet

Perfluorerte alkylsyrer er vist å kunne bindes til proteiner i blod og vev (Ng and Hungerbühler, 2014, Numata et al., 2014, Gannon et al., 2011). Denne egenskapen påvirker akkumulering/fordeling i kroppen og antas å kunne ha betydning for stoffenes helseskadelige effekter. PFHxA skiller raskt ut via urin, men det finnes lite informasjon om potensielle effekter som følge av kontinuerlig eksponering for stoffet (Gannon et al., 2011).

I toksisitetsstudier med gjentatte doseringer ("repeated dose toxicity studies") og i studier på reproduksjonstoksisitet er det observert effekter som følge av eksponering for PFHxA (Loveless et al., 2009). To subkroniske studier og en kronisk studie er gjort på rotter (oralt inntak). Alle tre studiene viste effekter av PFHxA-eksponering. Observerte effekter viste blant annet økning i nyre- og levervekt, og effekter på luktepitel. I den kroniske studien ble lever og nyrer trukket frem som målorganer.

I en 90-dagers studie på rotte som ble eksponert for PFHxA ble det sett en effekt på luktepitel. Ved 100 og 500 mg/kg kroppsvekt per dag ble det observert mild og minimal atrofi på luktepitel i hunner og hanner (Loveless et al., 2009). PFHxA er videre vist å kunne gi alvorlige effekter på avkom hos rotter og mus (Loveless et al., 2009). Reduksjon i kroppsvekt hos rotter ble observert ved 500 mg/kg kroppsvekt per dag. En studie på mus viste signifikant økning i antall dødfødte unger og en signifikant reduksjon i gjennomsnittsvekt hos unger per kull ved 175 mg/kg kroppsvekt/dag (Iwai and Hoberman, 2014).

Alvorlige helse- og miljøeffekter kan ikke utelukkes ved livslang eksponering for PFHxA. Det er derfor ikke mulig å etablere et nivå for fortsatt bruk og utslipp av PFHxA som kan anses som trygt, altså uten risiko for skade på helse og miljø på lang sikt.

PFHxA er vist å kunne bindes til proteiner i blod og vev. Denne egenskapen påvirker akkumulering og fordeling i kroppen, og antas å kunne ha betydning for stoffenes helseskadelige effekter. Eksponering for PFHxA kan gi effekter på reproduksjon, blant annet redusert kroppsvekt og økt antall dødfødsler hos mus og rotter. Basert på de dataene som finnes foreløpig kan man anta at PFHxA kan forårsake irreversible og alvorlige effekter hos mennesker.

Forekomst

Ytre miljø

PFHxA er svært vannløselig og er blitt funnet i hav, elver, innsjøer, avløpsvann og slam, utlekkinger fra landfyllinger, grunnvann, springvann, og snø i avsidesliggende områder (Alpene). I tillegg er drikkevann flere steder i Europa forurenset av PFHxA. Stoffet er også målt i jord, sediment, husstøv og luft. Eksponeringen for PFHxA vil øke hvis ikke utslippene reduseres betraktelig (Ahrens et al., 2009, Ahrens et al., 2011, Llorca et al., 2012, Kirchgeorg et al., 2013).

Log K_{oc} for PFHxA er beregnet til å være mellom 1,3 og 3,6. Dermed har stoffet lavere potensiale for å adsorberes til organisk materiale i slam og jord enn perfluorerte stoffer med lengre karbonkjede, som PFOA og PFCA C9-C14. Det indikerer at PFHxA er mobilt, mulig veldig mobilt, dvs. fordeles lett innen og mellom de ulike fasene ("compartments") i miljøet. Stoffet kan passere gjennom avløpsrensaneanlegg og slippes på den måten ut i naturen. En av forløperne til PFHxA, 6:2 FTOH, er blitt målt i atmosfæren, inneluft, støv, innløpsvann i rensaneanlegg, og i luft over avløpsvann og landfyllinger (Ahrens et al., 2011). Slike forløpere kan degraderes til PFHxA i avløpsvannet. Derfor kan høyere nivåer av PFHxA detekteres i vannet som slippes ut av rensaneanlegg, sammenlignet med vannet som kommer inn til rensaneanlegget. Siden PFOA i økende grad erstattes av PFHxA og dens forløpere er det forventet at konsentrasjonene av PFHxA i miljøet sannsynligvis vil øke fremover.

Ved bruk av OECD-modellen LRTAP ble potensialet for langtransport av PFHxA beregnet. Resultatet fra modelleringen viste en karakteristisk reiseavstand (CTD) på 9598 km og en miljøpersistens på 347 dager for PFHxA. I tillegg til at modelleringene viser at PFHxA har evne til å transporteres over større avstander og er persistent i miljøet, så er målinger hvor det er gjort funn av PFHxA ved bakgrunnsstasjonen Zeppelin på Svalbard, Canada (Arktis), i alpene og i hav med på å bekrefte langtransport (selv om de målte nivåene er lave) (NILU, 2017b, Benskin et al., 2012).

Siden PFHxA er svært vannløselig kan stoffet anrikes i planter. Flere studier har vist at PFHxA tas opp i spiselige deler av planter. Stoffet er blant annet påvist i røtter av salat, tomater, kål og squash. Mennesker og dyr eksponeres for PFHxA ved å spise planter som er dyrket i forurenset jord, og via forurenset drikkevann.

Drikkevann

PFHxA er vanskelig å fjerne fra drikkevann, selv med avanserte rensemetoder. Stoffet er blant annet målt i drikkevann i Sverige, Italia, Belgia, Norge og Tyskland (Ullah et al., 2011, Haug et al., 2010, Gellrich et al., 2012).

Biota

Nivåer av PFHxA i mennesker og biota er ofte under deteksjonsgrensen (LOD). I studier der det har vært høy forekomst av PFHxA (>50%) i humant serum, har gjennomsnittskonsentrasjonen vært 0,9 ng/mL (Frisbee et al., 2009). Det er også blitt målt PFHxA i sildemåker i Tyskland, og i isbjørn. I Norge er PFHxA målt i egg fra kattugle og i meitemark (NILU, 2017a). I leverprøver fra hval ble det observert en signifikant økning i nivåer av kortkjedete PFASer mellom 2002 og 2014 (Lam et al., 2016).

Forekomst i mennesker

PFHxA er påvist i mennesker (brystmelk, urin, serum, lunge, hjerne, lever, nyrer og beinvev) og det kan ikke utelukkes at stoffet har potensiale til å akkumulere i mennesker (Pérez et al., 2013).

PFHxA er ekstremt persistent, mobil i vannmiljøet og fordeles lett i miljøet. Videre har det potensiale for å kunne langtransporteres, og for å anrikes i planter PFHxA er svært vannløselig og er blitt funnet i hav, elver, innsjøer, avløpsvann og grunnvann. I tillegg er drikkevann flere steder i Europa forurenset

av PFHxA. Stoffet er mobilt, mulig veldig mobilt, det fordeles lett innen og mellom de ulike fasene ("compartments") i miljøet. PFHxA er vanskelig å fjerne fra drikkevann, selv med avanserte rensemetoder. Det har også evnen til å langtransporteres og er målt i luft på Svalbard. PFHxA er påvist i mennesker.

Oppfaningskriterier (stoffer som gjenfinnes i næringskjeden i nivåer som gir tilsvarende grunn til bekymring)

Opptak i planter

Kortkjedete perfluorerte alkylsyrer er vist å oppkonsentreres i planter, noe som skyldes den høye vannløseligheten og det lave potensialet for adsorpsjon (Blaine et al., 2013). Oppkonsentreringen i spiselige deler av planter, slik som frukt og blader, er vist å være høyere for kortkjedete enn for langkjedete perfluorerte alkylsyrer

Flere studier har undersøkt opptak av PFHxA og andre PFASer fra omgivende miljø til planter. Felizeter et al. (2012 og 2014) undersøkte opptak i planter (salat, tomat, kål og squash) fra PFAS-forurenset jord. Konsentrasjonen i spiselige deler og røtter var opptil 10 ganger høyere enn i næringsløsningen. Krippner et al. (2014) viste at konsentrasjonen av PFHxA i maisskudd var dobbelt så høy i røttene. Blaine et al. (2014) undersøkte opptak av PFHxA fra jord behandlet med slam i salat, tomater, reddik, og jordbær. PFHxA og andre perfluorerte alkylsyrer ble påvist i forskjellige deler av avlingene, inkludert de spiselige delene. Disse resultatene indikerer at mennesker (og planteetende dyr) kan bli eksponert for PFHxA gjennom frukt og grønnsaker. Andre studier har rapportert høyt opptak av PFHxA i frittflytende akvatiske makrofyter med plante BCF på 29,4 og 24,9 (Pi et al., 2017).

PFHxA tas opp i planter, særlig i blader og frukt, ofte i spiselige deler. Dette er bekymringsverdig siden anrikning i planter kan føre til anrikning i andre organismer. Spiselige planter er kilde til eksponering for mennesker og planteetende dyr.

Status internasjonalt

Per- og polyfluorerte alkylstoffer (PFASer) utgjør en stor gruppe stoffer som er i omfattende bruk (se <http://www.miljostatus.no/tema/kjemikalier/prioritetslisten/PFOS-PFOA-og-andre-PFCs/>)

Tidligere har det vært knyttet mest bekymring til de langkjedete PFASene og flere grupper av disse (PFOS, PFOA, PFHxS, perfluorerte alkylkarboksylsyrer med kjedelengde C9 – C14) er forbudt eller i prosess for regulering i EU og/eller globalt (Stokholmkonvensjonen). I den senere tid har det også vært en økende bekymring knyttet til at alle PFASer har noen bekymringsverdige egenskaper til felles. Det er fra forskjellige hold uttrykt behov for snarlige tiltak på denne gruppen av stoffer, inkludert kortkjedete PFASer, før det oppstår irreversibel forurensning og skade på helse og miljø (Brendel et al., 2018, Blum et al., 2015).

Tyskland har nylig meldt til Echa at de skal fremme et restriksjonsforslag for PFHxA, dets salter og forløpere. Forventet innleveringsdato for restriksjonsforslaget er 27. september 2019 (ECHA, 2019). For øvrig er de kortkjedete PFAS foreløpig ikke under omfattende regulering, men i EUs drikkevannsdirektiv er det nå foreslått¹ en grenseverdi for sum PFAS. Dagens grenseverdier for PFOA og PFOS i drikkevann foreslås erstattet av nye grenseverdier for alle PFAS. Summen av PFAS i drikkevann skal ikke overstige 0,5 µg/l. Enkeltvis skal stoffene ikke forekomme i konsentrasjoner over

¹ http://ec.europa.eu/environment/water/water-drink/pdf/revised_drinking_water_directive.pdf

0,1 µg/l. Dette er i samsvar med at man i den senere tid har erkjent at alle PFASer har noen bekymringer til felles. Det er fra forskjellige hold uttrykt behov for snarlige tiltak på denne type stoffer før det oppstår irreversibel forurensning og skade på helse og miljø. I "The Madrid Statement", som er underskrevet av mer enn 200 ledende forskere, påpekes det at PFAS-stoffer er av stor bekymring og er spredd over hele verden, også i fjerntliggende områder (Blum et al., 2015).

Oppsummering og konklusjon

PFHxA oppfyller kriteriene for lite nedbrytbare (P) og svært lite nedbrytbare (vP) stoffer og kan karakteriseres som er ekstremt persistent siden det ikke brytes ned under naturlige miljøbetingelser. PFHxA er svært mobilt og vannløselig og det er målt i elver, sjøvann og i drikkevann. Stoffet kan langtransporteres og er funnet langt fra utslippskildene, blant annet i Arktis. Siden stoffet kan tas opp i spiselige deler av avlinger er frukt og grønnsaker også en mulig kilde for eksponering av mennesker. Når stoffet først er havnet i miljøet vil det ikke brytes ned og utslipp over tid vil kunne medføre akkumulering i visse deler av miljøet, blant annet i drikkevann. Dagens prosesser for rensing av drikkevann er ikke egent for rensing av kortkjedete PFASer. Stoffet er påvist i lave nivåer i blodet hos mennesker mange steder i verden og økte nivåer er påvist i forbindelse med forurensning av drikkevannskilder i Europa. PFHxA er videre påvist i dyr, og det er også vist å kunne overføres til foster. PFHxA kan bindes til proteiner i blod og vev, noe som kan påvirke akkumulering/fordeling i kroppen og antas å kunne ha betydning for stoffets helseskadelige effekter. Dyrestudier indikerer at eksponering for PFHxA kan føre til skadelige effekter, blant annet alvorlige effekter på reproduksjon. PFHxA kan bindes til proteiner i blod og vev. Alvorlige helse- og miljøeffekter kan ikke utelukkes ved livslang eksponering for PFHxA. Det er derfor ikke mulig å etablere et nivå for fortsatt bruk og utslipp av PFHxA som kan anses som trygt, altså uten risiko for skade på helse og miljø på lang sikt. PFHxA har dermed egenskaper som gir tilsvarende grunn til bekymring som andre stoffer som oppfyller kriteriene for prioritetslista, som PBT og vPvB stoffer.

Basert på en helhetsvurdering av ovenstående informasjon konkluderes det at PFHxA (inkludert PFHxA-relaterte stoffer) oppfyller kriteriene for prioritetslisten. PFHxA brytes ikke ned i naturen og forurensning av miljø med PFHxA er en irreversibel prosess. Dette er en tilsvarende bekymring som er knyttet til lite nedbrytbare, bioakkumulerende og giftige stoffer (PBT) og svært lite nedbrytbare og svært bioakkumulerende stoffer (vPvB), som også har evne til å akkumulere i visse deler av miljøet. Erfaringen med slike stoffer har vist at effekten for helse og miljø av akkumulering i miljøet er uforutsigbar på lang sikt (ECHA, 2017). I praksis har det også vist seg å være vanskelig å reversere situasjonen når miljøet først er forurenset med slike stoffer, selv når utslippene stanses.

Kildehenvisninger

- AHRENS, L., FELIZETER, S. & EBINGHAUS, R. 2009. Spatial distribution of polyfluoroalkyl compounds in seawater of the German Bight. *Chemosphere*, 76, 179-84.
- AHRENS, L., SHOEIB, M., HARNER, T., LEE, S. C., GUO, R. & REINER, E. J. 2011. Wastewater treatment plant and landfills as sources of polyfluoroalkyl compounds to the atmosphere. *Environ Sci Technol*, 45, 8098-105.
- BENSKIN, J. P., MUIR, D. C. G., SCOTT, B. F., SPENCER, C., DE SILVA, A. O., KYLIN, H., MARTIN, J. W., MORRIS, A., LOHMANN, R., TOMY, G., ROSENBERG, B., TANIYASU, S. & YAMASHITA, N. 2012. Perfluoroalkyl Acids in the Atlantic and Canadian Arctic Oceans. *Environmental Science & Technology*, 46, 5815-5823.

- BISCHEL, H. N., MACMANUS-SPENCER, L. A., ZHANG, C. & LUTHY, R. G. 2011. Strong associations of short-chain perfluoroalkyl acids with serum albumin and investigation of binding mechanisms. *Environ Toxicol Chem*, 30, 2423-30.
- BLAINE, A. C., RICH, C. D., HUNDAL, L. S., LAU, C., MILLS, M. A., HARRIS, K. M. & HIGGINS, C. P. 2013. Uptake of perfluoroalkyl acids into edible crops via land applied biosolids: field and greenhouse studies. *Environmental science & technology*, 47, 14062-14069.
- BLUM, A., BALAN, S. A., SCHERINGER, M., TRIER, X., GOLDENMAN, G., COUSINS, I. T., DIAMOND, M., FLETCHER, T., HIGGINS, C., LINDEMAN, A. E., PEASLEE, G., DE VOOGT, P., WANG, Z. & WEBER, R. 2015. The Madrid Statement on Poly- and Perfluoroalkyl Substances (PFASs). *Environmental health perspectives*, 123, A107-A111.
- BRENDEL, S., FETTER, É., STAUDE, C., VIERKE, L. & BIEGEL-ENGLER, A. 2018. Short-chain perfluoroalkyl acids: environmental concerns and a regulatory strategy under REACH. *Environmental Sciences Europe*, 30, 9.
- ECHA, 2013, Member State Committee support document for identification of pentadecafluorooctanoic acid (PFOA) as a substance of very high concern because of its CMR and PBT properties, European Chemicals Agency, Available: <https://echa.europa.eu/candidatelist-table/-/dislist/details/0b0236e1807db2ba>.
- ECHA, 2017, Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment -Chapter R.11: PBT/vPvB assessment. In: Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment, ed. Version 3.0, chapter Chapter R.11: PBT/vPvB assessment., European Chemicals Agency, Available: https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r11_en.pdf.
- ECHA. 2019. *Registry of restriction intentions until outcome* [Online]. European Chemicals Agency. Available: <https://echa.europa.eu/registry-of-restriction-intentions/-/dislist/details/0b0236e18323a25d> [Accessed 27.05.2019].
- FRISBEE, S. J., BROOKS, A. P., JR., MAHER, A., FLENSBORG, P., ARNOLD, S., FLETCHER, T., STEENLAND, K., SHANKAR, A., KNOX, S. S., POLLARD, C., HALVERSON, J. A., VIEIRA, V. M., JIN, C., LEYDEN, K. M. & DUCATMAN, A. M. 2009. The C8 health project: design, methods, and participants. *Environmental health perspectives*, 117, 1873-1882.
- GANNON, S. A., JOHNSON, T., NABB, D. L., SEREX, T. L., BUCK, R. C. & LOVELESS, S. E. 2011. Absorption, distribution, metabolism, and excretion of [1-(1)(4)C]-perfluorohexanoate ([1-(1)(4)C]-PFHx) in rats and mice. *Toxicology*, 283, 55-62.
- GELLRICH, V., STAHL, T. & KNEPPER, T. P. 2012. Behavior of perfluorinated compounds in soils during leaching experiments. *Chemosphere*, 87, 1052-6.
- HAUG, L. S., SALIHOVIC, S., JOGSTEN, I. E., THOMSEN, C., VAN BAVEL, B., LINDSTROM, G. & BECHER, G. 2010. Levels in food and beverages and daily intake of perfluorinated compounds in Norway. *Chemosphere*, 80, 1137-43.
- IWAI, H. & HOBERMAN, A. M. 2014. Oral (gavage) combined developmental and perinatal/postnatal reproduction toxicity study of ammonium salt of perfluorinated hexanoic acid in mice. *International journal of toxicology*, 33, 219-237.

- KIRCHGEORG, T., DREYER, A., GABRIELI, J., KEHRWALD, N., SIGL, M., SCHWIKOWSKI, M., BOUTRON, C., GAMBARO, A., BARBANTE, C. & EBINGHAUS, R. 2013. Temporal variations of perfluoroalkyl substances and polybrominated diphenyl ethers in alpine snow. *Environ Pollut*, 178, 367-74.
- KISSA, E. 2001. *Fluorinated surfactants and repellents*, CRC Press.
- LAM, J. C., LYU, J., KWOK, K. Y. & LAM, P. K. 2016. Perfluoroalkyl Substances (PFASs) in Marine Mammals from the South China Sea and Their Temporal Changes 2002-2014: Concern for Alternatives of PFOS? *Environ Sci Technol*, 50, 6728-36.
- LLORCA, M., FARRE, M., PICO, Y., MULLER, J., KNEPPER, T. P. & BARCELO, D. 2012. Analysis of perfluoroalkyl substances in waters from Germany and Spain. *Sci Total Environ*, 431, 139-50.
- LOVELESS, S. E., SLEZAK, B., SEREX, T., LEWIS, J., MUKERJI, P., O'CONNOR, J. C., DONNER, E. M., FRAME, S. R., KORZENIOWSKI, S. H. & BUCK, R. C. 2009. Toxicological evaluation of sodium perfluorohexanoate. *Toxicology*, 264, 32-44.
- MARTIN, J. W., MABURY, S. A., SOLOMON, K. R. & MUIR, D. C. 2003a. Bioconcentration and tissue distribution of perfluorinated acids in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, 22, 196-204.
- MARTIN, J. W., MABURY, S. A., SOLOMON, K. R. & MUIR, D. C. 2003b. Dietary accumulation of perfluorinated acids in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environ Toxicol Chem*, 22, 189-95.
- NG, C. A. & HUNGERBÜHLER, K. 2014. Bioaccumulation of perfluorinated alkyl acids: observations and models. *Environmental science & technology*, 48, 4637-4648.
- NILU, 2017a, Environmental pollutants in the terrestrial and urban environment - 2016, Norsk institutt for luftforskning, MILJØDIREKTORATET, Available: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M752/M752.pdf>.
- NILU, 2017b, Monitoring of environmental contaminants in air and precipitation - annual report 2016, 17/2017, Norsk institutt for luftforskning, MILJØDIREKTORATET, Available: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M757/M757.pdf>.
- NUMATA, J., KOWALCZYK, J., ADOLPHS, J., EHLERS, S., SCHAFFT, H., FUERST, P., MULLER-GRAF, C., LAHRSEN-WIEDERHOLT, M. & GREINER, M. 2014. Toxicokinetics of seven perfluoroalkyl sulfonic and carboxylic acids in pigs fed a contaminated diet. *J Agric Food Chem*, 62, 6861-70.
- OLSEN, G. W., BURRIS, J. M., EHRESMAN, D. J., FROELICH, J. W., SEACAT, A. M., BUTENHOFF, J. L. & ZOBEL, L. R. 2007. Half-life of serum elimination of perfluorooctanesulfonate, perfluorohexanesulfonate, and perfluorooctanoate in retired fluorochemical production workers. *Environmental health perspectives*, 115, 1298-1305.
- PARSONS, J. R., SÁEZ, M., DOLFING, J. & DE VOOGT, P. 2008. Biodegradation of perfluorinated compounds. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Vol 196*. Springer.
- PÉREZ, F., NADAL, M., NAVARRO-ORTEGA, A., FÀBREGA, F., DOMINGO, J. L., BARCELÓ, D. & FARRÉ, M. 2013. Accumulation of perfluoroalkyl substances in human tissues. *Environment international*, 59, 354-362.

RUSSELL, M. H., NILSSON, H. & BUCK, R. C. 2013. Elimination kinetics of perfluorohexanoic acid in humans and comparison with mouse, rat and monkey. *Chemosphere*, 93, 2419-2425.

ULLAH, S., ALSBERG, T. & BERGER, U. 2011. Simultaneous determination of perfluoroalkyl phosphonates, carboxylates, and sulfonates in drinking water. *J Chromatogr A*, 1218, 6388-95.

WANG, Z., COUSINS, I. T., SCHERINGER, M. & HUNGERBÜHLER, K. 2013. Fluorinated alternatives to long-chain perfluoroalkyl carboxylic acids (PFCAs), perfluoroalkane sulfonic acids (PFSA) and their potential precursors. *Environment international*, 60, 242-248.