

Vedlegg 2: Nærmere begrunnelse for HFPO-DA (2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoksy)propansyre), inkludert ammoniumsaltet (GenX), andre salter og syrehalider

Generelt har det vært en overgang til bruk av kortkjedete PFAS (per-og polyfluorerte alkylstoffer) som erstatning for langkjedete PFASer som PFOS, PFOA og C9 – C14 PFCAs, etter at det ble innført restriksjoner på disse stoffene. HFPO-DA er en nyere type kortkjedet PFAS som har erstattet PFOA som hjelpestoff i produksjonen av fluorpolymerer.

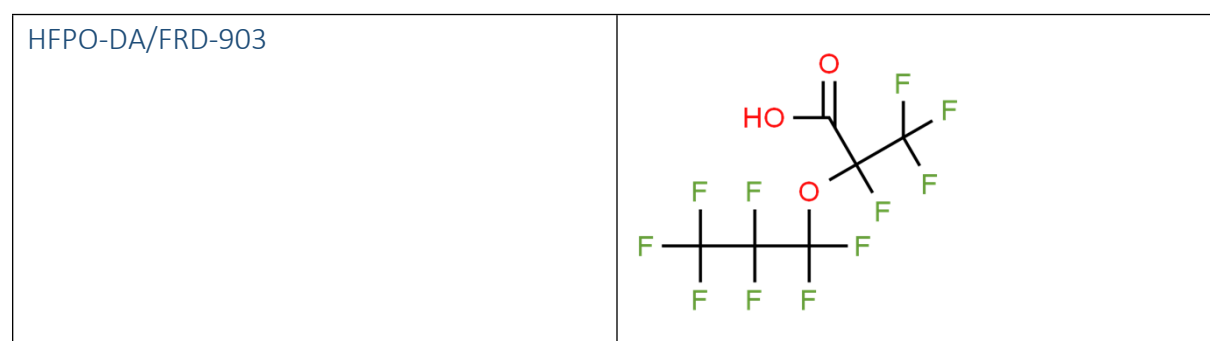
Stoffidentifikasjon

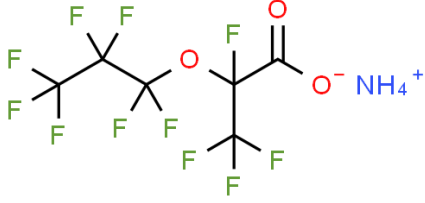
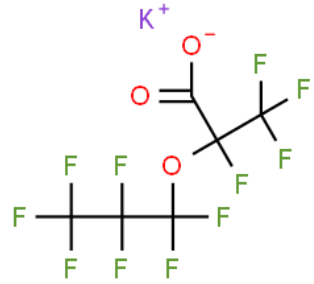
Eksempler på stoffer og CAS nr

- 2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoksy)propansyre (HFPO-DA, FRD-903); CAS nr. 13252-13-6 (isomere former; CAS nr. 75579-39-4 og 75579-40-7)
- Ammonium 2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoksy)propanoat, (ammoniumsalt GenX, FRD-902, C3 dimer-salt); CAS nr. 62037-80-3
- 2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoksy)propanoat, kaliumsalt, CAS nr. 67118-55-2
- 2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoksy)propanoylfluorid, CAS nr. 2062-98-8
- 2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoksy)propanoat, HFPO-DA anion, CAS nr. 122499-17-6

Stoffene er svært vannløselige og under vanlige miljøbetingelser vil både saltene og syren være i dissosiert form, det vil si i form av anionet til syren HFPO-DA.

Eksempler på strukturer



GenX/(Ammoniumsolt)/FRD-902	
2,3,3,3-tetrafluor-2-(heptafluorpropoksy)propanoat, kaliumsolt	

Bruk

Ammoniumsaltet til HFPO-DA, GenX, er registrert i REACH i mengder 10 – 100 tonn/år. Den eneste kjente importen og bruken av stoffet er i Nederland. Syren (HFPO-DA) og kaliumsaltet er preregistrert, men ikke registrert. Ammoniumsaltet, GenX, er erstatningsstoff for PFOA. Den registrerte bruken er i produksjon av fluorpolymerer som PTFE (polytetrafluoretylen) og FEP (fluorinert etylenpropylen). Fluorpolymerer brukes i blant annet kabler og PTFE-belegg som kan ha mange anvendelsesområder (slippbelegg i kokekar, friksjonsbelegg og belegg for korrosjonsbeskyttelse i deler som brukes under vann. I prosessen omdannes GenX til bl.a. syren (HFPO-DA) (Beekman et al., 2016). Utslipp forekommer både til luft og vann fra bedrifter som produserer PTFE og FEP.

Siden GenX ikke har noen funksjon i polymerene, vil forekomsten av stoffet, eller omdanningsprodukter, kun være som forurensning i små mengder i polymerene. Produksjonsprosessen av fluorpolymerene er designet slik at mest mulig av hjelpestoffer fjernes fra polymerene.

Hvorvidt GenX, HFPO-DA eller andre salter også brukes som erstatningsstoff for langkjedete PFASer på andre bruksområder er ikke kjent. Ingen av stoffene er deklarerert i produktregisteret, men siden stoffene ikke har en harmonisert fareklassifisering kan det ikke utelukkes at de er i bruk i Norge. I tillegg er stoffer som forekommer i importerte ferdige produkter ikke deklareringspliktige til produktregisteret.

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 lite nedbrytbare (Kissa, 2001). HFPO-DA brytes ikke ned i screeningtester, verken abiotisk eller biotisk. Dette støttes også av QSAR-modelleringer. QSAR estimater for hydrolyse og fototransformering i luft konkluderte med at

hurtig nedbrytning under disse betingelsene er svært usannsynlig. Eksperimentelle data på hydrolyse av ammoniumsaltet til HFPO-DA viser at stoffet ikke hydrolyseres.

Nedbrytning av HFPO-DA forekommer kun ved svært oksidative og reduktive forhold, men nedbrytningsraten er lavere enn for PFOA. Flere studier på PFOA bekrefter at dette stoffet er svært lite nedbrytbart og at det ikke brytes ned verken abiotisk eller biotisk under normale betingelser (ECHA, 2013). PFOA og dets salter ble ført opp på kandidatlista i REACH og identifisert som et stoff av særlig stor bekymring (SVHC, Substance of Very High Concern), blant annet på grunn av stoffets PBT (persistente, bioakkumulerende og toksiske) egenskaper (ECHA, 2013, ECHA, 2015). Andre PFASer, som C9-C14 PFCAs og PFHxS, er oppført på kandidatlista i REACH blant annet på grunn av sine svært persistente egenskaper (vP). Forskjellen mellom HFPO-DA og disse PFASene er eterbindingen i perfluorkjeden til HFPO-DA. Det forventes imidlertid ikke at denne eterbindingen senker persistensen i særlig stor grad.

HFPO-DA er svært lite nedbrytbart og mobilt (se nedenfor) i vannmiljø. Dette betyr at kontinuerlige utslipp av stoffet til miljøet vil føre til stigende konsentrasjoner, distribusjon verden over, også til fjerntliggende områder som Arktis. I tillegg vil grunnvann bli forurenset. Siden HFPO-DA ikke adsorberer til sedimenter, jord eller organisk karbon, og ikke viser tegn til biodegradering under normale betingelser, er det svært vanskelig å fjerne HFPO-DA fra vann. De fleste vannrensaneanlegg for både avløp og drikkevann har foreløpig ikke teknologi som kan fjerne HFPO-DA fra vannet. Dermed vil stoffet kunne bli sluppet ut i vannmiljøet og drikkevann. Overvåkingsdata fra Nederland, Sverige og Storbritannia har dokumentert en uforutsigbar og ukontrollert spredning av HFPO-DA til vann og jord.

Det finnes screeningtester (innledende tester) på biodegradering av ammoniumsaltet til HFPO-DA som viser at stoffet ikke brytes ned. Flere strukturelt lignende PFASer er identifisert som svært lite nedbrytbare stoffer (vP). I overvåkingsstudier har det blitt målt HFPO-DA ved avsidesliggende lokaliteter langt unna potensielle utslippskilder. Alt i alt kan det konkluderes med at nedbrytningspotensialet til HFPO-DA er ubetydelig og at stoffet potensielt oppfyller kriteriene for lite nedbrytbare (P) og svært lite nedbrytbare stoffer (vP).

Kriterier for bioakkumulering

HFPO-DA og andre perfluorerte alkylsyreer akkumuleres ikke i fettvev slik de klassiske miljøgiftene gjør. Perfluorerte alkylsyreer er på den annen side vist å kunne bindes til proteiner, noe som kan ha betydning for akkumuleringen av stoffet.

Det er forholdsvis få data tilgjengelig for HFPO-DA med hensyn til bioakkumulering i vannlevende organismer. I en studie der karpefisk ble eksponert for HFPO-DA via vannfasen (Hoke et al. 2016) kunne HFPO-DA ikke detekteres i fisken (BCF verdier <30 og <3 L/kg), men deteksjonsgrensene i dette studiet var relativt høye. I et bioakkumuleringsstudie fra felt i Kina (Pan et al. 2017) ble HFPO-DA imidlertid detektert i vill karpefisk i nærheten av en bedrift som produserer fluorkjemikalier. Målt bioakkumuleringsfaktor (gjennomsnittlig BAF) var på 4.1 L/kg, og var høyere enn for PFOA (2.9 L/kg). Et bioakkumuleringsstudie fra felt i Nederland (Van Bentum et al., 2018) viste også at HFPO-DA ble detektert i fisken og målt bioakkumuleringsfaktorer (gjennomsnittlig BAF) for HFPO-DA i karpefisk var 0.47 L/kg mens den var 0.39 L/kg for PFOA. Studiene fra felt tyder på at bioakkumuleringsfaktoren for HFPO-DA påvirkes av tilstedeværelsen av andre PFASer, noe som gir usikkerhet i verdiene målt for det enkelte PFAS (ECHA website, 2019).

Siden HFPO-DA er svært vannløselig kan potensialet for bioakkumulering i fisk antas å være lavt, slik studiene bekrefter. Tilgjengelig dokumentasjon tyder imidlertid på at bioakkumuleringsfaktoren er

høyere ved en lavere omgivelseskonsentrasjon og påvirkes også av tilstedeværelsen av andre PFASer. Eksponering av mennesker for HFPO-DA via fisk kan derfor likevel være av betydning, tilsvarende som er vist for PFOA (ECHA, 2018, ECHA website, 2019)

HFPO-DA er vist å kunne bindes til humant lever-fettsyrebindende protein (hL-FABP) (Sheng et al., 2018), mens det mangler undersøkelser av potensialet for binding til for eksempel serum albumin i blodet. De høyeste konsentrasjoner av HFPO-DA i pattedyr er imidlertid funnet i blod og lever, noe som tyder på at HFPO-DA følger samme mønster for proteinbinding som andre PFASer (ECHA website, 2019).

Studier viser at HFPO-DA absorberes raskt i pattedyr, fordeles primært til blod og lever, stoffet metaboliseres ikke i kroppen og utskilles gjennom urin. Halveringstiden for utskillelse hos rotte, mus og aper er fra en til tre dager. Det mangler data for halveringstid for utskillelse av HFPO-DA fra blodet hos mennesker. For enkelte andre PFASer, for eksempel PFOA, er det vist at halveringstiden for utskillelse fra blodet hos mennesker er betydelig lengre enn hos gnagere. Det er således ikke mulig å estimere halveringstiden for HFPO-DA hos mennesker basert på tilgjengelige data for rotter og mus (ECHA website, 2019). Videre undersøkelser av halveringstid for utskillelse hos mennesker vil bli gjennomført under stoffevalueringsprogrammet¹ i REACH.

HFPO-DA oppfyller ikke B-kriteriene basert på BCF-verdier i fisk (BCF/BAF << 2000). Fisk kan likevel være en kilde til eksponering, slik som for PFOA. At stoffet er svært mobilt i vannmiljøet (se nedenfor) gjør at drikkevann kan være en viktig kilde for mennesker. Et begrenset antall biomonitorerings-studier av eksponerte personer viser at stoffet tas opp og gjenfinnes i blodet hos mennesker (se nedenfor). Det er av bekymring at stoffet kan bindes til proteiner i blod og vev, men i hvilken grad HFPO-DA bioakkumulerer i mennesker (halveringstiden) er foreløpig ikke kjent.

Kriterier for toksisitet

PFASer 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 og fordeling i kroppen, og antas å kunne ha betydning for stoffenes helseskadelige effekter. HFPO-DA kan ikke metaboliseres i biota og har trolig lignende affinitet til proteiner, noe som resulterer i et potensial for bioakkumulering (Wang et al., 2013). Studier har vist at HFPO-DA kan binde seg til humane leverproteiner (Sheng et al., 2018). Resultater fra dyrestudier tyder på at HFPO-DA har samme toksiske mekanismer som PFOA (Gomis et al., 2018, Wang et al., 2013). I en nylig rapport, viste HFPO-DA høyere potensiale for toksisitet enn PFOA når det ble korrigert for forskjeller i toksikokinetikk, men det kreves høyere doser for å oppnå samme interne konsentrasjon. Imidlertid, hvis utslipp og dermed eksponeringen øker over tid, vil sannsynligheten for skadelige effekter være til stede. Målorganer inkluderer lever, nyrer, blod og immunsystemet. HFPO-DA kan indusere svulster i lever, bukspyttkjertel og testikler i rotter som følge av kronisk eksponering. Videre undersøkelser av stoffets kreftfremkallende egenskaper er foreslått gjennomført under stoffevalueringsprogrammet² i REACH. Studier har også vist at stoffet kan nå fosteret ved å passere blod-placenta barrieren, noe som kan føre til tidlige fødsler og lav fødselsvekt hos avkom.

¹ <https://www.echa.europa.eu/da/web/guest/information-on-chemicals/evaluation/community-rolling-action-plan/corap-table/-/dislist/details/0b0236e1807edce6>

² <https://www.echa.europa.eu/da/web/guest/information-on-chemicals/evaluation/community-rolling-action-plan/corap-table/-/dislist/details/0b0236e1807edce6>

HFPO-DA har ennå ikke en harmonisert klassifisering i CLP-regelverket, men er av registrantene i REACH selvklassifisert med bl.a. STOT RE2; "kan gi organskader (lever, blod) ved gjentatt eksponering", og oppfyller potensielt T-kriteriet.

Toksisitetsstudier på rotter har vist at HFPO-DA kan indukere svulster i flere organer. Alvorlige, og delvis irreversible, leverskader er også observert i eksponerte rotter. Basert på de dataene som finnes foreløpig kan man anta at HFPO-DA kan forårsake irreversible og alvorlige effekter på mennesker og at stoffet potensielt oppfyller T-kriteriet.

Forekomst

Forekomst i miljøet

HFPO-DA er svært lite nedbrytbart, adsorberer lite til organisk karbon og andre stoffer og er lite flyktig. Disse egenskapene gjør stoffet svært mobilt i vannmiljøet slik at det kan nå områder langt unna direkte utslippskilder. Forekomsten av HFPO-DA i miljøet i Europa har økt betydelig de siste fem årene. Overvåkningsstudier fra Nord Carolina i USA og fra Nederland har rapportert forhøyede nivåer av HFPO-DA i luft, grunnvann og overflatevann i nær tilknytning til produksjonsanlegg og i drikkevann fra forurenset overflatevann (Gebbinck et al., 2017, Sun et al., 2019) I tillegg er HFPO-DA målt i overflatevann langt unna kjente utslippskilder (Pan et al., 2018) noe som tyder på at stoffet kan langtransporteres via elver og havstrømmer. Stoffet er målt i Nordsjøen, Østersjøen og nord i Norskehavet. I USA er det også funnet at HFPO-DA kan transporteres via regnvann og på den måten forurense lokaliteter langt unna produksjonsstedet.

HFPO-DA er også målt i drikkevann nedstrøms for fluorkjemiske produksjonsanlegg (Brandsma et al., 2019, Sun et al., 2019, Gebbinck et al., 2017, Hopkins et al., 2018). HFPO-DA ble detektert i vill karpefisk i nærheten av en bedrift i Kina som produserer fluorkjemikalier (Pan et al. 2017). Stoffet ble der detektert i blod (median: 2.09 ng/mL), lever (1.37 ng/g ww), og muskel (1.53 ng/g ww) i karpefisk.

Funn av GenX i overflatevann og drikkevann (Sun et al., 2019, Gebbinck et al., 2017) er bekymringsverdig med tanke på potensielle helseeffekter som følge av menneskers eksponering via drikkevann.

HFPO-DA ble først inkludert i det norske screeningprogrammet i 2016 (Konieczny et al., 2017), men stoffet ble ikke påvist. Siden HFPO-DA er tatt i bruk som et erstatningsstoff for PFOA etter at utfasingen/reguleringen av PFOA startet, har stoffet vært i bruk i relativt begrenset tid sammenlignet med PFOA og mange andre PFASer. Spredningen kan således antas å være mer begrenset foreløpig sammenlignet med en del andre PFASer.

I overvåkningsstudier er HFPO-DA funnet i luft, grunnvann, overflatevann og drikkevann i nær tilknytning til produksjonsanlegg. Stoffet er også funnet i mer fjerntliggende områder, noe som indikerer at stoffet langtransporteres. Funn av HFPO-DA i overflatevann og drikkevann er bekymringsverdig med tanke på potensielle helseeffekter som følge av menneskers eksponering via drikkevann.

Forekomst i mennesker

I en studie fra Huantai i Kina av innbyggere som bor i nærheten av en bedrift som produserer fluorkjemikalier (Pan et al. 2018) ble HFPO-DA påvist i serum hos 18 av i alt 48 personer som ble testet. Gjennomsnittlig konsentrasjon var på 0.13 ng/mL (95th persentilen var på 1.72 ng/mL).

I en studie av 30 innbyggere som bor i nærheten av en bedrift som produserer fluorkjemikalier i USA (North Carolina) ble det imidlertid ikke påvist HFPO-DA i blod eller urin (NCDHHS, 2018).

Deteksjonsgrensen var på 0.1 ng/mL. Alle deltagerne i studien hadde imidlertid brukt flaskevann i en periode på ca. 9 mnd før prøvene ble tatt og var således ikke eksponert gjennom lokalt forurenset drikkevann.

I en studie fra Nederland ble blod fra 24 arbeidstagere i en bedrift som produserer fluorkjemikalier analysert for HFPO-DA (Van den Berg, 2017). HFPO-DA ble detektert i 17 av 24 arbeidstagere. Nivåene var høyere enn det som ble målt i den generelle befolkning i Huantai og varierte mellom <1 og 169 ng/mL (medianverdi 1.55 ng/mL). Tre av verdiene var imidlertid spesielt høye i denne studien (26.6, 51.2 and 169 ng/mL).

Det foreligger begrenset med målinger av HFPO-DA i mennesker, men tilgjengelige data viser at stoffet tas opp og gjenfinnes i blodet hos mennesker som er eksponert.

Oppfangningskriterier (Stoffer som gjenfinnes i næringskjeden i nivåer som gir tilsvarende grunn til bekymring)

Kortkjedete perfluoreerte alkylsyrer 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 perfluoreerte alkylsyrer.

I Nederland er HFPO-DA funnet i grønnsaker dyrket i nærheten av bedrifter som produserer fluorkjemikalier. Forholdet mellom konsentrasjonen i planter/grønnsaker og konsentrasjonen i jord var betydelig høyere for HFPO-DA enn for PFOA. Hvis bruk og utslipp av HFPO-DA øker i framtida, tyder disse resultatene på at også frukt og grønnsaker potensielt kan bli en vesentlig kilde til dette stoffet for mennesker, i tillegg til eksponeringen gjennom drikkevann.

HFPO-DA tas opp i planter og er påvist i spiselige deler av plantene. Dette er av bekymring siden mennesker (og planteetende dyr) potensielt kan bli eksponert for HFPO-DA gjennom frukt og grønnsaker.

Oppfangningskriterier (Andre stoffer, slik som hormonforstyrrende stoffer og tungmetaller, som gir tilsvarende grunn til bekymring)

Flere PFAS-stoffer er vist å kunne bindes til hormonreseptorer i *in vitro*-studier og også vist å kunne påvirke hormonnivåer i intakte organismer. Det mangler imidlertid slike studier for HFPO-DA. Både HFPO-DA og PFOA er vist å indusere testikkelsvulster (Leydigcelle-tumorer). Modulering av testosteronnivåer er antatt å spille en viktig rolle i utviklingen av denne type svulster, det finnes imidlertid ikke data som verken bekrefter eller avkrefter om HFPO-DA kan påvirke testosteronnivåer i organismer (ECHA website, 2019).

Status internasjonalt

Per- og polyfluoreerte 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, perfluoreerte 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)

Nederland har nylig fremmet et forslag om å identifisere HFPO-DA (inkludert ammoniumsaltet (GenX) og andre salter og syrehalider) som stoff med svært betenkelige egenskaper (SVHC) (ECHA, 2019). Forslaget er under behandling for oppføring på REACH kandidatlista.

For øvrig er de kortkjedete PFAS foreløpig ikke under omfattende regulering, men i EUs drikkevannsdirektiv er det nå foreslått³ 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 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

Den registrerte bruken av HFPO-DA, ammoniumsalt (GenX) i REACH er som erstatningsstoff for PFOA i produksjon av fluorpolymerer. Fluorpolymerene brukes blant annet i kabler og i PTFE-belegg som kan ha mange anvendelsesområder (slippbelegg i kokekar, friksjonsbelegg og belegg for korrosjonsbeskyttelse i deler som brukes under vann). I fluorpolymerene kan det forekomme rester av stoffer som er brukt i produksjonsprosessen, eller omdanningsprodukter av disse, som f.eks. HFPO-DA. Hvorvidt stoffene også brukes som erstatningsstoff for langkjedete PFASer på andre bruksområder er ikke kjent.

HFPO-DA er ikke vist å kunne brytes ned under naturlige miljøbetingelser og basert på sammenligning med andre strukturelt lignende PFASer oppfyller HFPO-DA potensielt kriteriene for lite nedbrytbare (P) og svært lite nedbrytbare (vP) stoffer. Stoffet er videre svært mobilt og vannløselig, det er funnet i drikkevann, elver og sjøvann. Stoffet kan langtransporteres og er funnet langt fra utslippskildene. Dagens teknologi for rensing av avløpsvann og drikkevann er ikke egnet for fjerning av HFPO-DA. Når stoffet først er havnet i miljøet vil det ikke brytes ned og utslipp over tid vil medføre økte nivåer i deler av miljøet, blant annet i overflatevann og drikkevann. Stoffet er også funnet i fisk og i frukt og grønnsaker. Disse utgjør, i tillegg til drikkevann, kilder til eksponering av mennesker. Stoffet oppfyller ikke kriteriet for bioakkumulering i fisk, men det er foreløpig ikke avklart om stoffet bioakkumulerer i mennesker. HFPO-DA er imidlertid funnet i blodet hos arbeidstgere og mennesker som bor i nærheten av produksjonsanlegg. Det er av spesiell bekymring at stoffet kan overføres til fosteret. HFPO-DA kan, i likhet med andre perfluorerte alkylsyrer, antas å bindes til proteiner i blod og vev. HFPO-DA er generelt mindre undersøkt enn for eksempel PFOA, men stoffet er vist å kunne forårsake irreversible og alvorlige effekter (levereffekter, kreftsvulster) i rotter og oppfyller potensielt T-kriteriet. Alvorlige helse- og miljøskader ved langtids/livslang eksponering kan ikke utelukkes. Det er således ikke mulig å etablere et nivå for fortsatt bruk og utslipp av HFPO-DA som kan anses som trygt, det vil si uten risiko for skade på helse og miljø på lang sikt.

³ http://ec.europa.eu/environment/water/water-drink/pdf/revised_drinking_water_directive.pdf

Det kan konkluderes at HFPO-DA har egenskaper som gir tilsvarende grunn til bekymring som andre stoffer som oppfyller kriteriene for prioritetslisten, som PBT og vPvB stoffer.

Basert på en helhetsvurdering av ovenstående informasjon konkluderes det at HPFO-DA oppfyller kriteriene for prioritetslisten. Siden HFPO-DA ikke brytes ned i naturen (vP) og er svært mobilt, vil kontinuerlige utslipp føre til økende konsentrasjoner i miljøet, også langt fra kildene. Dette er tilsvarende den bekymring som er knyttet til lite nedbrytbare, bioakkumulerende og giftige stoffer (PBT) og svært lite nedbrytbare og svært bioakkumulerende (vPvB) stoffer, 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 en akkumulering i (deler av) miljøet er uforutsigbar på lang sikt (ECHA, 2017). Selv når utslippene stanses har det i praksis vist seg å være vanskelig å reversere situasjonen når miljøet først er forurenset med slike stoffer.

Kildehenvisninger

- BEEKMAN, M., ZWEERS, P., MULLER, A., DE VRIES, W., JANSSEN, P. & ZEILMAKER, M. 2016. Evaluation of substances used in the GenX technology by Chemours, Dordrecht. *RIVM letter report 2016-0174*.
- 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.
- BRANDSMA, S., KOEKKOEK, J., VAN VELZEN, M. & DE BOER, J. 2019. The PFOA substitute GenX detected in the environment near a fluoropolymer manufacturing plant in the Netherlands. *Chemosphere*, 220, 493-500.
- 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, 2015, Background document to the Opinion on the Annex XV dossier proposing restrictions on Perfluorooctanoic acid (PFOA), PFOA salts and PFOA-related substances. , European Chemicals Agency, Available: <https://echa.europa.eu/documents/10162/61e81035-e0c5-44f5-94c5-2f53554255a8>.
- 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/vPvBassessment., European Chemicals Agency, Available: https://echa.europa.eu/documents/10162/13632/information_requirements_r11_en.pdf.

ECHA, 2018, Background document to the Opinion on the Annex XV dossier proposing restrictions on Perfluorooctanoic acid (PFOA), PFOA salts and PFOA-related substances, European Chemicals Agency, Available: <https://www.echa.europa.eu/documents/10162/e40425c6-590f-8df7-2cd9-0eef79527685>.

ECHA WEBSITE. 2019. *Annex XV – Proposal for Identification of HFPO-DA and Its Salts/Acyl Halides as Substances of Very High Concern (SVHC)* [Online]. European Chemicals Agency,. Available: <https://www.echa.europa.eu/documents/10162/ef1b1606-b234-2ce5-e159-2ab89d61bfbc>.

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.

GEBBINK, W. A., VAN ASSELDONK, L. & VAN LEEUWEN, S. P. 2017. Presence of emerging per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in river and drinking water near a fluorochemical production plant in the Netherlands. *Environmental science & technology*, 51, 11057-11065.

GOMIS, M. I., VESTERGREN, R., BORG, D. & COUSINS, I. T. 2018. Comparing the toxic potency in vivo of long-chain perfluoroalkyl acids and fluorinated alternatives. *Environment International*, 113, 1-9.

HOPKINS, Z. R., SUN, M., DEWITT, J. C. & KNAPPE, D. R. 2018. Recently Detected Drinking Water Contaminants: GenX and Other Per- and Polyfluoroalkyl Ether Acids. *Journal-American Water Works Association*, 110, 13-28.

KISSA, E. 2001. *Fluorinated surfactants and repellents*, CRC Press.

KONIECZNY, R., HORVATH, A., LYGSTAD, E., DALEN, H., BLYTT, L. D., HENNINGE, L. B., FERENČÍK, M., NILAN, M. S., BERGQVIST, P.-A., GRABIC, R., HAUKELIDSÆTER, S. & RANDALL, S., 2017, Screeningprogram 2016: Mistenkte PBT-forbindelser/Screening programme 2016: Suspected PBT compounds, AGENCY, T. N. E.

NG, C. A. & HUNGERBÜHLER, K. 2014. Bioaccumulation of perfluorinated alkyl acids: observations and models. *Environmental science & technology*, 48, 4637-4648.

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.

PAN, Y., ZHANG, H., CUI, Q., SHENG, N., YEUNG, L. W. Y., SUN, Y., GUO, Y. & DAI, J. 2018. Worldwide Distribution of Novel Perfluoroether Carboxylic and Sulfonic Acids in Surface Water. *Environmental Science & Technology*, 52, 7621-7629.

SHENG, N., CUI, R., WANG, J., GUO, Y., WANG, J. & DAI, J. 2018. Cytotoxicity of novel fluorinated alternatives to long-chain perfluoroalkyl substances to human liver cell line and their binding capacity to human liver fatty acid binding protein. *Archives of Toxicology*, 92, 359-369.

SUN, Y., LIU, H., YANG, T., LANG, L., CHENG, L., XING, H., YANG, L. & DING, P. 2019. Amphoteric poly (amido amine)s with adjustable balance between transfection efficiency and cytotoxicity for gene delivery. *Colloids and Surfaces B: Biointerfaces*, 175, 10-17.

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.