Miljøvurdering av miljøinformasjon vedrørende Teflon og nedbrytningsprodukter fra Teflon (Cas nr 9002-84-0)

August Tobiesen (NIVA)

Bakgrunn

NIVA er blitt forespurt av SFT om å vurdere mulige miljøeffekter ved bruk av produkter som inneholder Teflon. Teflon er et beskyttet produktnavn for polymeren av tetrafluoretylen (TFE) altså polytetrafluoroetylen (PTFE), produsert av DuPont. Teflonmaterialer benyttes i et stort omfang i meget ulike produkter. Eksempelvis benyttes det i smøreolje, tekstiler (eksempel: GoreTex), dataprodukter, sykehusartikler, elektriske produkter, og til overflatebehandling av andre produkter hvor det er behov for vannavstøtning, lav friksjon, varmeresistens og kjemisk robusthet. Totalproduksjon av PTFE er på 40000 ton/år for hele verden.

Perfluorinert oktansyre (PFOA) og TFE er blant innsatskjemikalier i produksjon av Teflon men restene av PFOA i ferdige produkter med Teflon er så små at de ikke å ha noen miljømessig betydning i forhold til andre kilder, særlig i form av overflateaktive produkter (surfactants) i maling, rensevesker og gulvvoks (Washburn et al., 2005). I følge DuPont http://www.gsenet.org/library/11gsn/2003/gs031126.6.html) har de ikke kunne ekstrahere PFOA fra kokekar med Teflon. Men i Teflonbehandlet tekstiler er det funnet mindre mengder PFOA (Washburn et al., 2005). PFOA konsentrasjoner i mennesker er av US EPA funnet i området 0,0019-0,052 µg/ml i blod serum (http://www.epa.gov/opptintr/pfoa/pfoarisk.pdf). Med hensyn til TFE vil det grunn av høyt damptrykk ikke foreligge i ferdig produkt. Perfluoroktanylsulfonat (PFOS) benyttes ikke lengre i produksjon av Teflon.

Verken PFOA, PFOS eller PTFE produseres i Norge (pers. med. STAMI). Spinn databasen oppgir at det i perioden 2000-2003 ble importert 1,2-1,8 tonn Teflon (PTFE) per år i Norge. Til sammenligning ble det i Sverige importert 52-234 tonn per år med synkende tendens. PFOS (Cas no 1763-23-1), PFOS saltet (Cas no 2795-39-3) og PFOA (Cas no 335-67-1) er ikke registrert med import til Norge. Teflon ble rapportert i 82 produkter i 2003 i Norge, tilsvarende i Danmark er 483 produkter. Det store avviket mellom rapporterte produkter i Norge sammenlignet med Danmark kan tyde på en underrapportering i Norge både med hensyn til antall produkter og tonn.

DuPont's påstand er at Teflon ikke endres kjemisk selv ved lang tids oppvarming inntil en temperatur på 260 ^{o}C og at Teflon kan tåle kortere tids oppvarming til 315 ^{o}C (med ventilasjon – anbefalt av DuPont). Det er altså ved oppvarming eller forbrenning at det vil oppstå nedbrytningsprodukter som det er behov for å vurdere nærmere.

Denne vurderingen vil derfor kun omhandle de mulige nedbrytningsprodukter som kan oppstå ved ulik bruk og destruksjon av Teflon produkter.

PTFE produkter lages også av en rekke andre bedrifter enn DuPont. De generelle vurderingene av Teflon vil også gjelde for disse.

Forkortelser benyttet:
PTFE – Polytetrafluorethylen
TFE – Tetrafluorethylene
TFA - Trifluoracetate
PFOS – Perfluoroktansulfonat
PFOA – Perfluoroktanoate
MFA - Monofluoracetate

HFA - Heksafluoroaceton

Miljøutslipp ved bruk av Teflonbelagte produkter

Teflon må anses som totalt persistent ved normale miljøforhold i naturen, dvs. at Teflon verken brytes ned mikrobielt, ved hydrolyse eller fotolyse Tap av Teflon produkter og Teflon partikler vil derfor forbli i naturen som en del av jordsmonnet. Det er ikke forventet at denne opphoping vil ha noen effekter av betydning.

DuPont oppgir at Teflon tåler en temperatur på 260 ^{o}C over lang tid uten nedbrytning. Dette dekker normal brukstemperatur for Teflonbelagte kokekar. I en artikkel fra Naturvernforbundets nyhetsmagasin "Miljøjournalen" blir det påstått at Teflon avgir giftige gasser "hvorav nervegasser og drivhusgasser" ved 166 ^{o}C. Det har ikke vært mulig å stadfeste disse opplysningene. Ifølge DuPont (http://www.gsenet.org/library/11gsn/2003/gs031126.6.html) har de ikke kunne ekstrahere PFOA fra kokekar med Teflon, og dette er dokumentert i en studie av Washburn et al (2005). En ekstraksjonsstudie med et kommersielt PTFE resin produkt (produsent ikke oppgitt) viste imidlertid at små mengder PFOA kunne ekstraheres i vann (Larsen et al. 2004). Ved 100 ^{o}C fikk man utløst 15 µg PFOA/g PTFE. Dette kan ha sammenheng med at det kommersielle resinet har rester av PFOA men at disse brytes ned ved den benyttede høytemperaturprosessen (sintering process) ved fremstilling av Teflonbelagte kokekar (Washburn et al., 2005). Koblingen mellom bruk av Teflon kokekar og dødelighet hos fugler innendørs er nok et resultat av overoppheting av kokekar. Fugler er, på grunn av sine unike lunger, spesielt sensitive ovenfor giftige gasser og vil derfor dø ved konsentrasjoner langt lavere enn det som gir effekter hos mennesker. For innendørs fugler kan slike giftige gasser i tillegg til PTFE avgasser også være aerosol spray (formfett), sigarett røyk, propan, ammoniakk og røyk fra brent mat og kokende olje (Eisler, 1995).

Washburn et al (2005) viser at Teflon produkter som ikke gjennomgår en "sintering" prosess vil avgi PFOA ved ekstraksjon med vann blant annet gjelder dette Teflon behandlede tekstiler. Volummessig så utgjør Teflon bruk i tekstiler en større andel enn det som benyttes til kokekar. Utslipp til miljø vil trolig skje ved at Teflon belagte tekstiler vaskes. Vaskevannet vil i hovedsak da gå til kloakkrenseanlegg hvor det vil fordeles til slammet på grunn av at PFOA har en LogKow=6,3. Mennesker kan muligens eksponeres via støv fra klær behandlet med Teflon. NILU (Schulze & Norin, 2006) har ekstrahert og analysert for PFOA i 4 ulike typer allværsklær (behandlet med fluorotelomer alkohol produkter) og funnet PFOA mengder mellom 0,8-25 µg/m^2 tekstil. I andre tekstiler ble det funnet opptil 127 µg/m^2. Til sammenligning ble det funnet PFOA verdier lik 0,08-0,7 µg/m^2 for Teflonbehandlet tekstil i studiet til Washburn et al (2005).

Bruk av kniv og skarpe metallgjenstander på Teflon belegg kan medføre at Teflon partikler blir revet løs, men disse partiklene er biologisk inerte og vil derfor ikke utgjøre noen fare verken for mennesker eller dyr. Man kan derfor konkludere med at det ikke slippes ut giftige stoffer ved normal bruk at Teflonbelagte kokekar.

Miljøutslipp ved avfallshåndtering.

Det høye antallet produkter som inneholder Teflon tilsier at det etter hvert blir store mengder avfall med Teflon. Avfall blir enten deponert eller brent. Ved deponering, vil Teflon pga av sin persistens i forhold til biologisk og mekanisk nedbrytning ikke endres og vil heller ikke utgjøre noe miljøproblem. Ved moderate høye temperaturer 370-450 ºC vil Teflon langsomt spaltes kjemisk. Ellis et al. (2001) har presentert en modell for hvordan man tenker seg at denne nedbrytningen skjer. Ved en temperatur på 500 ^{o}C antar de at PTFE hovedsaklig spaltes tilbake til TFE (tetrafluoreten) men at også lengre perfluorerte karbonkjeder kan dannes. TFE kan videre omdannes til cyclooctafluorbutan eller heksafluorpropen (HFP): Dette er i samsvar med det Lewis & Naylor (1947) fant ved oppvarming til 600-700 ^{o}C under redusert atmosfærisk trykk (dvs redusert tilgang på oksygen). TFE har en halveringstid på 1,9 dager i luft. I tillegg dannes det carbenfluoridradikaler og hydrogenfluorid som er meget reaktive og derfor er sterkt involvert i dannelse av blant annet HFP og cyclooctafluorobutan. Cyclooctafluorobutan eller hexafluoropropen (HFP) reagerer med OH-radikaler i luft og danner det persistente produktet trifluoroacetat (TFA). Kvantifisering av pyrolyseproduker av rent PTFE resin utført av Ellis et al. (2001) viste at HFP og TFA utgjørde begge i størrelsesorden 10 % av utgangsmengden. De fant i tillegg detekterbare mengder, i størrelsesorden 0,01 %, av monofluoreddiksyre, difluoroeddiksyre og perfluorerte syrer med ulike karbonkjedelengde. Kvantifisering lot seg ikke gjøre for TFE og cyclooktaflurobutan men disse er antatt å være viktige mellomprodukter. DuPont opplyser at hexafluoroaceton er et hovedprodukt og utgjør 10-20 % ved 500 ^{o}C. En eldre undersøkelse av pyrolyseprodukter (Coleman et al., 1947) viser at temperaturen og tilførsel av oksygen har betydning for sammensetning av pyrolyseprodukter. De fant at ved temperaturer mellom 490-650 ^{o}C, og med god tilgang på oksygen, så dominerte dannelsen av COF_2 (carbonlyfluorid) som utgjorde 60 % av PTFE på vektbasis. Coleman et al. (1947) fant også at CF_4 utgjorde omtrent 20 % på vektbasis både ved 550 ºC og ved 700 ºC. Ønsker man å redusere dannelsen av TFA bør forbrenning foregå ved høy temperatur med oksygen tilstede. Ved lavere temperatur i fravær av oksygen vil man få dannet TFE som ved utslipp til oksygenrik luft blir omdannet til TFA Uansett temperatur og oksygenforhold så dannes det mindre mengder perfluorerte kaboksylsyrer med karbonkjedelengde som inkluderer PFOA. Noen videre nedbrytning av disse perfluorerte kaboksylsyrer er ikke angitt og man må derfor anta at de deponeres til bakken med regn.

Skjebne til TFA i miljøet.

De fleste forskere (Ellis et al. 2001, Scott et al 2005) konkluderer med at TFA er persistent i naturen og at man derfor kan forvente en opphopning av TFA i miljøet. Riktignok har Visscher et al.(1994) i en artikkel i *Nature* påvist rask nedbrytning av TFA i sediment både under oksiske så vel som anoksiske forhold. De viser at ved oksisk nedbrytning dannes fluoroform (CHF_3) - et meget stabilt molekyl som har en antatt halveringstid i troposfæren på 230 år (Oram et al., 1998), og som er en betydelig drivhusgass. Resultatene til Visscher et al., (1994) er ikke konfirmert av andre studier. Azko Chemicals har levert flere nedbrytningstudier med TFA til US EPA, men resultatene av disse er ikke tilgjengelig på internett. Man må derfor inntil videre anta at TFA er meget persistent og vil hope seg opp i vandige miljøer. I en studie av Benesch et al (2002), ble TFA tilsatt til ulike jordprøver og TFA konsentrasjon målt etter 0, 1 2 og 3 måneder uten at man kunne registrere noen reduksjon med tiden. Det indikerer at TFA er meget persistent.

De relativt høye konsentrasjonene av TFA (120 ng/l) funnet i regnvann i urbane områder i Europa (Jordan & Frank, 1999, Christoph, 2002) antyder at TFA har en sammenheng med aktiviteter i bynære områder. Da er forbrenning av PTFE produkter antatt å være en viktig bidragsyter. Modellering utført av Ellis et al. (2001), hvor man blant annet antar at pyrolyse av PTFE gir 7,8 % TFA, ga for en by på størrelse med Toronto (Canada) et utslipp på 50 kg TFA per år og en estimert TFA-konsentrasjon i regnvann på 25 ng/l, mens overvåkingsresultater for regnvann har vist målinger i området <50-1,100 ng/l. I luft i Europa finner man konsentrasjoner på 45-60 pg/m^3 og i elvevann 140 ng/l (Jordan & Frank 1999). De høye konsentrasjonene funnet i bynære strøk relativt til byfjerne strøk indikerer at det ikke er nedbrytning av KFK alternativene som er kilden til disse forhøyede verdiene i bynære strøk.

Andre Kilder for dannelse av TFA

Klorfluorhydrokarbon og fluorhydrokarbon benyttes i dag som alternativer til klorfluorkarboner (KFK) som kjølevesker. Klorfluorhydrokarboner benyttes også i mindre omfang som narkosegass. Ved innvirkning fra OH-radikaler kan disse gassene brytes ned til TFA i atmosfæren (Franklin, 1993). I en relativ ny artikkel (Scott et al 2005) er det utført omfattende målinger av TFA i Atlanterhavet og Stillehavet i ulike dyp. Relativt høye konsentrasjoner av TFA i dypvann med estimert alder på >1000 år indikerer mulige andre, ikke industrielle kilder, og det spekuleres i at "hydrothermal vents" kan være en slik kilde. Andre kommer til lignende resultater. Etter undersøkelser av TFA konsentrasjoner i ulike hav, konkluderer Frank et al. (2001) at TFA er allestedsnærværende og at TFA derfor også må ha naturlige kilder. En biocid (3-trifluoromethyl-4-nitrophenol) er vist (Ellis & Mabury, 2004) å nedbrytes fotolyttisk til TFA. Flourotelomer alkoholer (generell formel $F(CF_2)_nCH_2CH_2OH$ hvor n er et partall) produseres i størrelsesorden 5000 tonn/år på verdens basis (Ellis et al., 2004). Det er vist at disse stoffene med karbonkjedelengde fra 6-14 opptrer i atmosfæren og omdannes til blant annet PFOA og TFA

Miljøeffekter av TFA

TFA er analogt med TCA (trikloreddiksyre) som er et kjent benyttet som herbicid. Men TFA er betydelig mindre toksisk ovenfor planter enn TCA. En sammenlignede studie utført med 3 ulike vannplanter (Hanson & Salomon 2003) ga en EC50 i området 49-1702 mg/l for TCA, mens tilsvarende EC50 for TFA var 222-10000 mg/l. I en studie av Berends et al. (1999) ble effekten av TFA på en rekke fisk, alger og krepsdyr testet (Se tabell 1). Mest sensitiv var algen *S. capricorutum* med en EC50=4,8 mg/l mens de andre algene testet alle hadde en EC50 >100 mg/l. Effekter på fisk og *Daphnia* ble ikke funnet ved konsentrasjoner opp til 1200 mg/l. I en annen fisketest med Zebrafisk (Wiegand et al. 2000) fant man ingen dødelighet ved konsentrasjoner opptil 4g/l ved 48 timers eksponering. Respirasjon hos mikroorganismer ble ikke påvirket ved TFA konsentrasjoner opptil 10 mg/l, (Benesch et al., 2002). Terrestriske planter dyrket i jord med 1 mg/l TFA tok opp TFA i blader og frø men uten at dette påvirket vekst eller spireevne (Benesch et al., 2002). Høyeste konsentrasjon av TFA i planter er funnet i barnåler med 1,9 mg/kg i nærheten av industri i Tyskland (Christoph, 2002). Slike høye konsentrasjoner av TFA i barnåler er ikke funnet å gi effekter på trærne. Et feltstudium viste at TFA oppkonsentreres i vegetasjon i noen grad, slik at planter hadde 10-32 ganger høyere konsentrasjon enn jordsmonnet det vokste i. Man kunne også konstantere at TFA bare i liten grad ble vasket ut av jordsmonnet og at man derfor på lang sikt må forvente en opphoping og øking av konsentrasjon av TFA i jord og planter (Likens et al., 1997).

Tabell 1. Oversikt over toksistets tester med TFA for akvatiske organismer

Art	Endpunkt	Mg/L TFA	Reference
Fisk			
Zebrafisk	LC50 (48t)	>4000	Wiegand et al 2000
Zebrafisk	LC50 (96)	>1200	Berends et al 1999
Krepsdyr			
Daphnia magna	EC50 (48t)	>1200	Berends et al 1999
Vannplanter			
Lemna Gibba	EC50 (72t)	1200	Berends et al 1999
Lemna Gibba	NOEC (72t)	300	Berends et al 1999
Lemna Gibba	EC50 (72t)	10000	Wiegand et al 2000
Myriphyllium spp	EC50 (72t)	222	Wiegand et al 2000
Alger			
Selenastrum capricornutum	EC50 vekst	4,8	Berends et al 1999
5 arter ferskvann	EC50 vekst	>100-1200	Berends et al 1999
5 arter marine	EC50 vekst	>100-1200	Berends et al 1999

Miljøskjebne til andre nedbrytningprodukter ved pyrolyse av PTFE

De antatte hovednedbrytningproduktene ved pyrolyse utenom TFA er TFE, HFP og perfluorobutan-1,3-diene (CF_2=CF-CF=CF_2). Ved OH-radikal reaksjoner danner alle disse produktene CF_2O og CF_3-CFO som mellomprodukter med halveringtider på 1,9 dager (TFE) og 6-9 dager (HFP, Acerboni et al, 2001, Mashino et al., 2000)) og deretter dannelse av CF_3COOH (TFA) fra CF_3-CFO. Ellis et al. (2001) antar at omdanning av CF_2O går videre til CF_3O og deretter CO_2. Monofluoracetat (MFA) er antatt dannet i mindre mengder (Ellis et al 2001) men nedbrytningsstudier (Ogilvie et al 1996) viser at MFA brytes ned i løpet av få dager i naturen.. MFA er mer giftig enn TFA, giftigheten tilskrives inhibering av sitronsyre syklus. MFA benyttes i åte for å drepe skadedyr. Testing av to ferskvannalger (*S. subspicatus og S. capricornutum*) ga EC50 i området 0,012-0,12 mg/l (Berends et al 1999) for MFA. En del planter produserer MFA og kan utgjøre en helsefare for beitende dyr (Eisler 1995).

Det er bare DuPont som har påvist hexafluoroacetone (HFA) ved pyrrolyse av PTFE. HFA er et dokumentert reproduktivt skadelig og teratogent stoff, med en anbefalt eksponeringsgrense på 0,1 ppm for mennesker (http://www2.dupont.com/Teflon_Industrial/en_US/assets/downloads/h75334.pdf). Det er ikke funnet noe øktoksikologisk informasjon for dette stoffet. Men HFA er vist å brytes raskt ned fotolyttisk til perfluoroetan (CF3-CF3) og CO (Orlando & Smith, 1988). Perfluoroethan er meget persistent (halveringstid= 10000 år) og er 11900 ganger mer potent enn CO_2 som drivhusgass (Fogg, 2003). Men ettersom dannelse av HFA ikke er bekreftet i andre studier blir betydningen av denne nedbrytningsveien svært usikker.

Karbon tetrafluorid (CF_4) er også antatt å kunne være et viktig nedbrytningsprodukt og har en halveringstid i troposfæren på 50000 år (Joos et al., 2001) og er regnet som en drivhusgass (4600 ganger mer potent enn CO_2) men spiller ingen sentral rolle i denne sammenheng pga av lave konsentrasjoner. Karbon tetrafluorid er så flyktig at det ikke vil deponeres til jorden.

For de øvrige nedbrytningsproduktene slik som perfluorerte karboksylsyrer (karbonkjede>4) er det ingen kjent nedbrytning i naturen. De må derfor vurderes på linje med PFOA mht effekter på miljøet. For å vite noe om omfanget og betydningen av disse nedbrytningsproduktene er det behov for analyser av avgasser fra kommersielle forbrenningsanlegg slik at man kan estimere deres bidrag til problematikken rundt PFOA og drivhusgasser i naturen.

Konklusjon

Teflon, et PTFE produkt, utgjør ved normal bruk ikke et miljøproblem. PFOA er et råstoff i produksjonen av PTFE, men analyser av Teflonbelagte kokekar gir ikke detekterbare konsentrasjoner av PFOA. Derimot synes en del Teflonbelagte tekstiler å ha mindre mengder med PFOA som vil kunne ekstraheres ved vasking og ende opp i slamfraksjonen i renseanlegg. Men Teflonbehandlete produkter er en relativ liten kilde til PFOA sammenlignet med andre produkter. Ved oppvarming av Teflon til over 315 ^oC starter nedbrytning av Teflon og det dannes ulike perfluorerte gasser. En slik oppvarming av Teflonprodukter må anses som unormal bruk (ulykke) og vil kun medføre et lokalt helseproblem innomhus.

Det er etter at produktene er utfaset og kastet at Teflon produkter kan medføre miljøproblemer og da kun dersom produktene ender opp i søppelforbrenningsanlegg. Ved temperaturer over 500 ^oC danner

Teflon en rekke perfluorerte gasser. Disse er meget flyktige og det er ukjent i hvilken grad de ulike gassene opptrer i et konvensjonelt forbrenningsanlegg. Det er altså et kunnskapshull med hensyn til hvilke perfluorerte forbindelser og mengden av dem som dannes i et forbrenningsanlegg. Men det kan synes som uansett hvilke perfluorerte gasser som dannes så vil disse gassene i hovedsak, via OH-radikal kjemi i atmosfæren, omdannes til TFA. Unntaket er mindre mengder med mer langkjedede perfluorerte karbonkjeder som kan ende opp som stabile perfluorerte karboksylsyrer (muligens PFOA) disse vil deponeres til bakken. I tilegg kan det dannes karbon tetrafluorid og muligens hexafluoretan som forblir i troposfæren. TFA er vannløslig og deponeres raskt til jordeflaten ved regn. Det er ikke dokumentert noen videre nedbrytning av TFA i naturen. Man forventer derfor at nivåene for TFA i biosfæren vil øke med tiden. TFA er ikke særlig giftig og foreløpig er målte konsentrasjonene i naturen lavere enn det som skal til for å påvirke biologiske prosesser.

Referanser

Acerboni, G. Beukesb, J.A., Jensena, N.R. Hjortha, J. Myhrec, C.J. & Sundetc, J.K. (2001) Atmospheric degradation and global warming potential of three perfluoroalkanes. Atmospheric Environment 35 (2001) 4113–4123.

Benesch, J.A. & Gustin, M.S. (2002) Uptake of trifluoroacetae by Pinus ponerosa via the atmospheric pathway. Atmospheric Environment 36:1233-1235.

Benesch, J.A., Gustin, M.S Cramer, G.R. & Cahill, T.M. (2002). Investigation of effects of trifluoroacetate on vernal pool systems. Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 21, No. 3, pp. 640–647, 2002

Berends, A.G., Boutonnet, J.C., Rooij, C.G. & Thomson, R.S. (1999) Toxicity of trifluoroacetate to aquatic organisms. Environmental Toxicology and Chemistry, Vol. 18, No. 5, pp. 1053–1059, 1999

Christoph, E. H (2002) Bilanzierung und Biomonitoring von Trifluoracetat und anderen Halogenacetaten. Dissertation des Doctorgrades der Universität Bayreuth.

Coleman, W.E, Scheel,L.D., Kupel, R.E & Larkin, R.L. (1968) The identification of toxic compounds in the pyrolysis products of PTFE, Am. Ind. Hyg. Assoc. J. 29 (1), 33-40.

Eisler, R. (1995) Sodium monofluoroacetat (1080) hazards to fish, wildlife and invertebrates: A synoptic review. Biological Report 27 Contaminant Hazard Reviews February 1995 Report No. 30

Ellis, D.A., Marbury, S.A., Marlin, J.W & Muir, D.C. (2001) Thermolysis of fluoropolymers as a potential source of halogentated organic acids in the environment. Nature 42:321-324.

Ellis, D.A, Martin, J.W., DeSilva, A., Mabury, S., Hurley, M., Sulbaekanderson, M. & Wallington, T.J. (2004) Degradation of Fluorotelomer Alcohols: A Likely Atmospheric Source of Perfluorinated Carboxylic Acids. Environ. Sci. Technol. 38:3316-3321

Ellis, D.A. & Marbury, S.A. (2000) The aquous photolysis of TFM and related trifluoromethylphenols. An alternative source of trifluoroacetic acid in the environment. Environ. Sci. Technol. 34:632-637.

Franklin, J (1993) The atmospheric degradation and impact of 1,1,1,2,-tetrafluoroethane (Hydrofluorocarbon 134a). Chemosphere27:1564-1604

Fogg, P.G.T. (2003) General behaviour and origins of greenhouse gases and significant trace gases. Chapter 1 in: (eds) Fogg, P.G.T. & J. Sangster Chemicals in the atmosphere- solubility, sources and reactivity. IUPAC ISBN 0-471-98651-8.

Hanson, M.L. & Solomon, K.R. (2003) Haloacetic acids in the aquatic environment. Part I: macrophyte toxicity. Environ. Poll. 130:371-383.

Jordan, A & Frank, H. (1999) Trifluoroacetate in the environment. Evidence for sources other than HFC/HCHCs. Environ. Sci. Technol. 33:522-527.

Joos,F., Prentice, C. Sitch,S., Meyer, M. Hooss,G. Gian-Kasper Plattner, G-K, Gerber, S.& Hasselmann, K. (2001) Global warming feedbacks on terrestrial carbon uptake under the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) emission scenarios. Global Biogeochemical cycles 15: 891–907,

Larsen, B.S, Kaiser, M.A., Botelho, M. Wooler, G.R & Buxton, W. (2005) Comparison of pressurized solvent and reflux extraction methods for the determination of perfluorooctanoic acid in polytetrafluoroethylene polymers using LC-MS-MS Analyst 130:59-3-62.

Lewis, E.E. & Naylor, M.A (1947) Pyrolysis of polytetrafluoroethylene.
Journal of the American Chemical Society 69:1968.

Likens, G.E., Tartowski, S.L., Berger, T.W., Richey, D.G., Driscoll, C.T. Frank, H.G. & Klein, A. (1997) Transport and fate of trifluoroacetate in upland forest and wetland ecosystems. Proc. Natl. Acad. Sci. USA: 94:4499–4503.

Mashino, M. , Ninomiya, Y., Kawasaki, M., Wallington, T.J. & Hurley, M.D. (2000) Atmospheric chemistry of CF3CF=CF2: Kinetics and mechanism of its reactions with OH-radicals, Cl atoms and ozone. J. Phys. Chem. A 104:7522-7260.

Oram, D.E, Sturges, W.T, Penkett, S.A., McMulloch, A., Fraser, P.J. (1998) Growth of fluoroform (CHF3, HFC-23) in the background atmosphere. Geophysical Res. Lett. 25:35-38.

J. J. Orlando and D. R. Smith (1988) Time-Resolved Tunable Diode Laser Detection of Products of the Infrared Multiphoton Dissociation of Hexafluoroacetone: A Line-Strength and Band-Strength Measurement for CF3. J. Phys. Chem. 92:5147-5150

Ogilvie,S.C., Hetzel,F. Eason, T.C (1996) Effect of Temperature on the Biodegradation of Sodium Monofluoroacetate (1080) in Water and in Elodea canadensis

Schulze, P-E. & Norin, H. (2006) Fluormiljøgifter i allværsklær. Norges Naturvernforbund - Rapport 2/2006.

Scott, B.F. MacDonald, R.W. Kannan, K. Fisk, A. Witter, A. , Ymashita, N. Durham, L. Spencer, C. & Muir, G. (2005) Trifluoroacetate profiles in the Artic, Atlantic and Pacific Ocean. Environ. Sci. Technol 39:6555-6560.

Visscher, P.T., Culbertson, C.W. & Oremland, R.S. Degradation of trifluoroacetate in oxic and anoxic sediments. Nature 369: 729-731.

Washburn, S.T., Bingman, T.S., Braithwaithe, S.K., ..& Shipp, A.M. (2005) Exposure assessment and risk characterisation for perfluorooactanoate in selected consumer articles. Env. Sci. Technol. 39:3904-3910.

Wiegand C., Phlugmacher, S., Giese, M., Frank, H. & Steinberg, C. (1999) Uptake, toxicity and efffects of detoxification enzymes of atrazine and trifluoroacetate in embryos of zebrafish. Ecotox & Environ. Safety 45:122-131.