



Miljøgifter og nanomaterialer i arbeidsmiljøet

Årgang 11 Nr.5

Serie: STAMI-Rapport

ISSN nr. 1502-0932

Dato: 24 Mars 2010

Helge Johnsen
Eva Kristin Løvseth
Vidar Skaug
Yngvar Thomassen
Syvert Thorud
Steinar Øvrebø



Innholdsfortegnelse	
Innledning	5
Klorerte alkylbenzener (KAB)	6
Polyklorerte bifenyler (PCB)	6
Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	9
Bromerte flammehemmere	13
Heksabromcyklododekan (HBCD)	13
Polybromerte difenyletere (PBDE)	15
Tetrabrombisfenol A (TBBPA)	15
Klorerte parafiner	17
Heksaklorbenzen (HCB)	18
EDC (1,2-dikloreten)	20
Trikloran	20
Trikloretan (TRI)	21
Triklorbenzen (TCB)	23
Tensider (DTDMAC, DSDMAC, DHTDMAC)	24
2,4,6 tri-tert-butylfenol (TTB-fenol)	25
Tetrakloreten (PER)	26
Ftalater	28
Nonylfenoler og oktylfenoler og deres etoksilater	30
Perfluoroktylsulfonat (PFOS) og Perfluorinert oktansyre (PFOA)	32
Siloksaner	35
Muskylener og muskleton	36
Bisfenol A	37
Dioksiner og furaner	38
Tributyltin og andre organiske tinnforbindelser	39
Arsen	39
Bly	40
Kvikksølv	42
Kadmium	43
Krom	44
Nikkel	45
Petroleumsvirksomheten	46
Nanomaterialer	46
Oppsummering og konklusjon	49
APPENDIKS 1	52

MILJØGIFTER OG NANOPARTIKLER I ARBEIDSMILJØET

Innledning

Miljøgiftsutvalget ble nedsatt i statsråd våren 2009 og skal foreslå konkrete tiltak som kan iverksettes for å bidra til at bruk og utslipp av miljøgifter reduseres og stanses senest innen 2020. Utvalget skal avgi en NOU til Miljøverndepartementet i juni 2010. Som en del av utvalgets arbeid ønsker utvalget å få utført en utredning vedrørende eksponering for miljøgifter og nanomaterialer i arbeidsmiljøet.

STAMI påtok seg å gjennomføre en sammenstilling av tilgjengelig kunnskap om for hvilke sektorer/næringer og arbeidsplasser i Norge eksponering for miljøgifter i dag anses å utgjøre størst risiko for helseeffekter hos arbeidstakere. Videre skulle prosjektet starte en innledende kartlegging av hvilke sektorer/næringer og arbeidsplasser hvor arbeidstakere i Norge eksponeres for noen utvalgte stoffer via arbeidsmiljøet: bromerte flammehemmere, ftalater, PFOS/PFOA og nanomaterialer.

Arbeidet i denne utredningen har bestått i å identifisere hvilke stoff-grupper og enkelt-stoffer blant miljøgiftene som bør inkluderes. Stoffene som er ført opp i regjeringens Prioritetsliste ble satt opp mot bruk og mulige eksponeringer i ulike sektorer/næringer, for å finne mulige arbeidsoperasjoner i Norge hvor eksponering for disse miljøgifter i dag anses å kunne utgjøre en risiko for arbeidstakere. Det har også vært søkt i andre lister over mulige kandidater.

I arbeidet ble STAMI's EXPO-database, Produktregisteret og den nordiske SPIN databasen brukt til å søke detaljert informasjon om forekomst og bruk av de enkelte stoffene. Databasen EXPO gir en god oversikt over nåværende og historiske eksponeringer i norsk industri. I tillegg er det søkt informasjon relatert til risikovurdering fra EU og REACH, samt annen relevant, tilgjengelig litteratur.

Klorerte alkylbenzener (KAB)

Stoffgruppen klorerte alkylbenzener (KAB) er definert som miljøgift i forbindelse med forurensing. Men det produseres også klorerte alkylbenzener. I vurdering av arbeidsmiljøeksponering bør det nevnes at KAB ikke er omtalt som stoffgruppe i arbeidsmiljølitteratur.

BRUKSOMRÅDER

KAB kan være en forurensing i forbindelse med organiske forbindelser og klor. Forbindelsene o-klorstyren, α -klortoluen og o-klortoluen finnes i yrkesgrenseverdilister (administrativ norm) i flere land og har derfor hatt en anvendelse som vi ikke har funnet data om. To av stoffene er registrert i Produktregisteret, men mengder er unntatt offentligheten på grunn av lavt antall deklareringer.

HELSEEFFEKTER

Enkeltkomponentene innen stoffgruppen KAB vil ha ulike helseeffekter. Det er oppført 3 klorerte alkylbenzener på Arbeidstilsynets liste over administrative normer. De er o-Klorstyren (Cas 2039-87-4) med norm 25 ppm (140 mg/m³), ikke registrert brukt i Norge; α -Klortoluen (Cas 100-44-7) med norm 1 ppm (5 mg/m³) med anmerkning T (takverdi) og K (kreftanmerking) og o-Klortoluen (Cas 95-49-8) norm 25 ppm (125 mg/m³) H (hudanmerking – opptas lett gjennom hud). Det finnes toksisitetsdata for alle 3 stoffene i toksisitetsdatabasen RTECS. α -Klortoluen er testet for kreftfremkallende effekt av NTP, basert blant annet på ”clear evidence” i museforsøk.

EKSPONERING

o-Klorstyren er ikke registrert brukt i Norge. Det finnes ingen målinger av disse de to andre stoffene registrert i den norske databasen over yrkeseksponeringsmålinger – (EXPO 2010). α -Klortoluen (Cas 100-44-7) er registrert i Stofflisten.

Kjente eksponeringskilder og utslipp av KAB er Xstrata (tidligere Falconbridge). Resultater fra en hovedoppgave i miljøkjemi fra 1997 Kløvstad, T 1997) viser at vandampdestillat av blyulfatslam fra Falconbridge inneholdt ulike KAB forbindelser. Det ble ikke i denne studien påvist KAB i arbeidsluften til arbeiderne. Utslippstrenden av KAB er nedadgående med et utslipp i 2006 på 0,02 tonn.

VURDERING

Anses neppe å være et arbeidsmiljøproblem basert på at det ikke er kjent eksponering for stoffene.

REFERANSER

Eksponeringsdatabasen EXPO - <http://www.stami.no/?nid=16037&lcid=1044>

Kløvstad, T. Miljøprøver analysert på GC-FTIR, Hovedoppgave i miljøkjemi, Universitet i Oslo 1997.

Polyklorerte bifenyler (PCB)

PCB er en gruppe stoffer (209 mulige enkeltstoffer, kongenere) med lav nedbrytningshastighet i naturen. De enkelte stoffene har et ulikt antall kloratomer bundet til molekylet, fra 1 til 10 pr. molekyl. Stoffene ble produsert med klorering av bifenyyl og en fikk da dannet en blanding av flere enkeltstoffer og de har vært solgt under ulike handelsnavn,

mest kjent er Aroclor serien med Aroclor 1254 som var en mye brukt PCB olje. Prosent klorering har betydning for stoffenes egenskaper.

BRUKSOMRÅDER

Stoffene har tidligere vært benyttet som transformatorolje, tilsats til betongprodukter og maling, tetningslister i vinduer, kondensatorer i lysrør og flere andre anvendelser. De er nå forbudt i bruk, men blant annet på grunn av lav nedbrytningshastighet så finnes de fremdeles i våre omgivelser, blant annet i betong og murpuss. De kan også forekomme i gamle trafoer med risiko for eksponering av de som skifter oljen under oppdatering, vedlikehold og reparasjoner, i den grad det fortsatt gjøres i Norge.

HELSEEFFEKTER

Effekter av PCB er hudtoksisitet (klorakne), levertoksisk (sekundær type), reprotoksisk og klassifisert av IARC som 2A ”probable kreftfremkallende – sannsynligvis kreftfremkallende”. En oppsummering av kreftrisiko for PCB inkludert yrkeseksponeringsstudier er publisert i 2009 (Golden R. 2009). ACGIH har satt grenser for eksponering i arbeidslivet datert 2001 og begrunnet grensene (ACGIH – 2001). ACGIH skiller mellom 42% klor (PCB 1242) og 54% klor (PCB 1254) på henholdsvis 1 mg/m³ og 0,5 mg/m³.

Grensen (administrativ norm) for 42% er basert på data fra eksponering av arbeidere. ACGIH skriver at 1 mg/m³ skulle gi relativ god beskyttelse mot øye, hud og luftveis irritasjon, systemisk toksisitet, hovedsakelig leverskade og klorakne. Men fullstendig fravær av klorakne ikke kan garanteres.

Grensen (administrativ norm) for 54% er også basert på data fra eksponering av arbeidere. ACGIH henviser til at 0,5 mg/m³ skulle gi relativ god beskyttelse mot øye, hud og luftveis irritasjon, systemisk toksisitet, hovedsakelig lever skade og klorakne. ACGIH klassifiserer 54% PCB som kreftfremkallende – ”A3 - Confirmed Animal carcinogen with Unknown Relevance to Humans”. Administrative norm for PCB i Norge er 0,01 mg/m³, for øvrige grenser se faktaboks – Yrkesgrenseverdier.

EKSPONERING

Eksponeringsdatabasen EXPO - 2010 har ikke registrert noen målinger for PCB, verken som gruppe eller spesifiserte enkeltstoffer. Norske yrkeseksponeringsdata i vitenskapelige tidsskrifter er ikke funnet.

Yrkesgrenseverdier (OEL) fra RTECS 2010

OEL-AUSTRALIA: TWA 0.5 mg/m³, STEL 1 mg/m³, Carcinogen, JUL2008
OEL-BELGIUM: TWA 0.5 mg/m³, Skin, MAR2002
OEL-FRANCE: VME 0.5 mg/m³, Skin, FEB2006
OEL-GERMANY: MAK 0.7 mg/m³ (0.05 mL/m³), 2005
OEL-JAPAN: OEL 0.01 mg/m³, skin, 2A carcinogen, APR2007
OEL-KOREA: TWA 0.5 mg/m³, STEL 1 mg/m³, skin, 2006
OEL-MEXICO: TWA 0.5 mg/m³; STEL 1 mg/m³ (skin), 2004
OEL-THE NETHERLANDS: MAC-TGG 0.5 mg/m³, Skin, 2003
OEL-NORWAY: TWA 0.01 mg/m³, JAN1999
OEL-POLAND: MAC(TWA) 1 mg/m³, JAN1999
OEL-SWEDEN: TWA 0.01 mg/m³; STEL 0.03 mg/m³, Carcinogen, Skin, JUN2005
OEL-SWITZERLAND: MAK-W 0.05 ppm (0.5 mg/m³); KZG-W 0.4 ppm (4 mg/m³), Skin, DEC2006
OEL-TURKEY: TWA 1 mg/m³, Skin, JAN1993
OEL IN ARGENTINA, BULGARIA, COLOMBIA, JORDAN check ACGIH TLV;
OEL IN SINGAPORE, VIETNAM check ACGIH TLV

Data for yrkeseksponering finner en i ATDSR 2000 og IPCS 2003 samt Dermal Lotti 2003 og Priha 2005.

Globalt er PCB funnet i luften i konsentrasjoner fra 0.002 til 15 ng/m³. I industriområder har nivåene vært høyere (opptil µg/m³). I regnvann og snø finnes PCB i området fra ikke detekterbart (1 ng) til 250 ng / liter. Under yrkesrelaterte forhold kan nivåene i luften være mye høyere. Under visse forhold, for eksempel i produksjon av transformatorer eller kondensatorer, har en observert nivåer 1000 µg/m³. Ved uforutsette hendelser har en målt konsentrasjonene opp til 16 mg/m³. I tilfelle brann og / eller eksplosjoner, har det blitt dannet sot med høye nivåer av PCB. Nivåer på 8000 mg PCB /kg sot er påvist (EHC 140 1993). En risikovurdering/kriteriedokument for PCB fra Nordisk Ekspertgruppe (NEG) vil foreligge i 2010.

Eksponeringsscenario for fjerning av murpuss innholdende PCB. Basert på PCB innhold i murpuss i Fløen barnehage (Ottesen Rolf Tore, 2000) og jord i Skjold skole (Ottesen Rolf Tore, 1999) har vi vurdert et eksponeringsscenario og sammenlignet med den administrative norm på 0,01 mg PCB/m³. I NGU rapporten er det målt/beregnet et høyeste PCB innhold på 620 000 µg PCB/kg murpuss som er det samme som 620 mg PCB/kg murpuss. Dersom dette fjernes med mekanisk utstyr vil det føre til ikke ubetydelig støvdannelse. Eksponering for 0,01 mg PCB/m³ tilsvarer ca 16 mg støv/m³. Dette er en høy støveksposering, men det er mulig å oppnå slike støvkonsentrasjoner. Den høyest tillatte støveksposering (administrativ norm) i Norge, sjenerende støv, er 10 mg/m³ (totalstøv) og 5 mg/m³ (respirabelt). I dette eksempelet så vil eksponeringen for PCB være under administrativ norm dersom en overholder grensen for sjenerende støv.

VURDERING

Yrkesgrupper som er/kan bli eksponert for PCB kan nevnes murere, malere, glassmestere og mange arbeidstakere innen avfallshåndtering, samt transformatorreparatører.

Det finnes administrativ norm for PCB. PCB (Polyklorerte bifenyler 0,01mg/m³ med anmerkning K (kreftfremkallende) og H (hud) som angir at eksponering via hud må vurderes som et bidrag til totaleksponeringen.

Ved rivningsarbeid der murpuss og eller betong inneholder under 0,5 ‰ PCB (0,5 g/kg) bør det være mulig å holde eksponeringen under administrativ norm for PCB. Historiske data (EHC 140, 1993) viser at arbeid med flytende PCB kan føre til relativ høy eksponering. Arbeid med PCB inneholdende materialer krever kunnskap og det er en utfordring å holde eksponeringen på et forsvarlig nivå.

REFERANSER

ACGIH - Documentation of the Threshold Limit Values and Biological Exposure Indices, 7th Ed. ACGIH® ISBN: 978-1-882417-43-8 Copyright © 2001

EHC 140 - International Programme on Chemical Safety Environmental Health Criteria 140 Polychlorinated Biphenyls and Terphenyls. -- 2nd ed. WHO 1993.

Eksponeringsdatabasen EXPO - <http://www.stami.no/?nid=16037&lcid=1044>

Golden R, Kimbrough R. Weight of evidence evaluation of potential human cancer risks from exposure to polychlorinated biphenyls: An update based on studies published since 2003, *Critical Reviews in Toxicology*, 2009; 39(4): 299–331.

Lotti M. Pharmacokinetics and blood levels of polychlorinated biphenyls. *Toxicol Rev.* 2003;22(4):203-15.

Ottesen Rolf Tore, Tore Volden og Toril Haugland, Påvisning av kilde til PCB-forurensning i utearealet til Fløen barnehage i Bergen. 2000, NGU rapport 2000.136 ISSN 0800-3416.

Ottesen Rolf Tore, Tore Volden, Tor Erik Finne og Jan Alexander. Undersøkelse av polyklorerte bifenyler (PCB) i jorden i skolegården ved Skjold skole. 1999, NGU rapport 99.049 ISSN 0800-3416.

Priha E, Rantio T, Riala R, Bäck B, Oksa P. Quantitative risk assessment in relation to occupational exposure to polychlorinated biphenyls in the removal of old sealants from buildings. *Scand J Work Environ Health.* 2005;31 Suppl 2:43-8.

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Polysykliske Aromatiske Hydrokarboner dannes ved ufullstendig forbrenning av organisk materiale og fossilt brensel. De utgjør en bred klasse av forbindelser som består av sammensmeltede benzenoid ringer, men de kan også være sammensatt av umettet fire-, fem- og sekssidete ringer. Forbindelsene er fettløselige og ved høy temperatur vil flere foreligge i en blanding av damp og partikulær (aerosol) form. Det er definert prioriterte enkelt PAH forbindelser; 17 (NIOSH - arbeidsmiljø) og 16 (EPA - miljø). I det siste forslaget for administrativ norm er det foreslått 25 PAH forbindelser (Høringsforslag Arbeidstilsynet 2009/10).

BRUKSOMRÅDER

Tjære med innhold av PAH benyttes som bindemiddel til anoder og katoder i blant annet aluminiumsindustrien. Aluminiumsproduksjon er elektrolyse ved høy temperatur. Anoden lages ved at en blander karbon og tjære som enten direkte varmes slik at de flyktige tjærestoffene damper av og en får en karbonelektrode som settes inn i ovnen, ofte kalt prebake. Alternativt varmes og bakes blandingen under drift av ovnen, den såkalte Søderbergelektroden, slik at nedre del er rent karbon og øvre del karbon og tjære. Prebakte elektroder gir nesten ikke PAH eksponering under drift og brukes i dag i de fleste aluminiumsverk. Noen verk har nye prebake ovner og resterende gamle Søderbergovner. PAH eksponering finner en i massefabrikker som lager elektroder og ved drift av Søderbergovner. Det blir brukt en del tjærestoffer som kreosot til preservering av trematerialer.

PAH dannes også ved forbrenningsprosesser, spesielt ved begrenset tilgang på oksygen. Biltrafikk fører til noe PAH utlipp. Dersom forbrenningen av organisk materiale og fossilt brensel foregår ved høy temperatur og god oksygentilførsel så vil PAH forbindelsene videre bli omdannet til karbondioksid og vann.

HELSEEFFEKTER

Kjente effekter ved PAH er kreftfremkallende effekt og i tillegg er antracen og naftalen rapportert å forårsake øyeirritasjon. Antracen er vist å gi fototoksiske effekter på hud. Det er også rapportert sensibiliserende effekt, immuntoksiske effekter og andre effekter som utløses av aktivering av Aryl Hydrokarbon Reseptoren. PAH kan utløse flere typer skadelige effekter, som immunosuppresjon, teratogenisitet, tumor promovering og hormon effekter. Disse tilsynelatende uavhengige effektene antas å bli utløst av vedvarende aktivering av Aryl Hydrokarbon Reseptoren (AhR) og påfølgende forstyrrelse av homeostasen. Flere PAH forbindelser er også mutagene (IARC 5. Summary; Straif, K, 2005)

Administrativ norm for PAH er $0,04 \text{ mg/m}^3$ partikulær fraksjon (samlet på filter) der PAH er definert som et utvalg av forbindelser fra 17 – 25, ikke presisert i normlisten. PAH er merket K for kreftfremkallende. Ny norm foreslått i 2009 på $0,04 \text{ mg/m}^3$ med 25 definerte forbindelser i partikulær form.

Tabell 1. Yrkeshygieniske grenseverdier for PAH i andre land og organisasjoner.

Tabellen gir en oversikt over yrkeshygieniske grenseverdier med eventuell anmerkning mhp. kreftfremkallende effekt for ulike organisasjoner og land.

LAND/ ORGAN.	KILDE	STOFF	GRENSEVERDI	KOMMENTAR
Norge	Arbeidstilsynet, 2001	PAH	0,04 mg/m ³	Sum av PAH på filter, partikulært
EU		—	—	
Sverige	2000	Benzo[a]pyren	0,002 mg/m ³ Korttidsverdi: 0,02 mg/m ³	Anmerkning for hudopptak, kreft og reproduksjonsskadelig
Danmark	1999	—	—	Det er ikke fastsatt noen grenseverdi for PAH, anses å være kreftfremkallende.
Finland	1999 UNEP, 1994	Benzo[a]pyren	0,01 mg/m ³ (TWA)	Anmerkninger for hudopptak og kreft
Island		PAH	0,2 mg/m ³	Ikke nærmere definert i listen, heller ikke analysemetoder.
Storbritania	EH2000	—	—	Flere PAH-forbindelser i liste for kreftfremkallende stoffer: - benzo[a]pyren - benz[a]antracen - benzo[b,k,j]fluoranten - benz[a]antracen - dibenz[a,h]antracen - koks (kulltjære)
Nederland	1997-1998	PAH	0,2 mg/m ³	Bepaald als oplosbaar in cyclohexaan. Flere PAH-forbindelser i liste for kreftfremkallende stoffer.
Frankrike	1999	—	—	I liste for kreftfremkallende stoffer: - benzo[a]pyren - benz[a]antracen - dibenz[a,h]antracen
MAK	DFG, 2002	Benzo[a]pyren - in production, loading and unloading of pencil pitch, near the ovens in coking plants - others	0,005 mg/m ³ 0,002 mg/m ³	TRK = technical exposure limits Anmerkning: <i>It is still not technically possible to keep the value of 5 µg/m³ in coking plants for persons working close to the upper part of the ovens (lidman, ascension pipe cleaner, doorman) nor during production, loading and unloading of pencil pitch. Therefore additional organizational and hygienic measures as well as protective clothing are necessary here. For further explanations see TRGS 551 "Pyrolyse produkte aus organischen material".</i> Ifølge DFGs liste for 2002 skulle PAH vurderes mhp. kreftfremkallende effekt
	DFG 2008	BaP		Hudanmerkning + kreftfremkallende kategori 2
ACGIH	ACGIH, 2003	Coal tar pitch volatiles	0,2 mg/m ³	As benzene soluble aerosol A1 – Confirmed Human Carcinogen Sist revidert i 1991.
		Benzo[a]pyren Benz[a]antracen Benzo[b]fluoroanten		Vurdert, men det ble ikke foreslått noen TLV A2 – Suspected Human Carcinogen L = Exposure by all routes should be carefully controlled to levels as low as possible.
OSHA	NIOSH 1998a	Antracen Benzo[a]pyren Krysen Fenantren Pyren	0,2 mg/m ³	See coal tar pitch volatiles
NIOSH	NIOSH, 1998a NIOSH, 2008	Krysen Benzo[a]pyren	0,1 ppm	Potential occupational carcinogen Coal tar pitch volatile, cyclohexane-extractible fraction

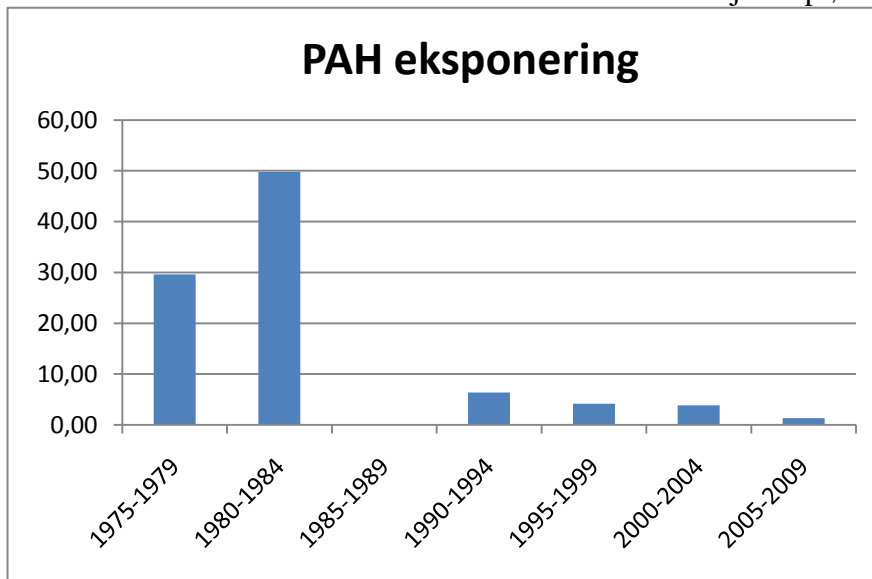
Tabellen over Yrkeshygieniske grenseverdier for PAH i andre land og organisasjoner er fra Høringsutkast. Grunnlag for fastsettelse av administrativ norm for polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Arbeidstilsynet 2009.

EKSPONERING

Yrkeseksponering for PAH har i Norge vært målt fra 1976. På slutten av 70 tallet ble det målt

PAH eksponering i flere bedrifter med blant annet personbåret prøvetakingsutstyr og følgende rapporter foreligger: 1. Kartlegging av PAH ved A/S Årdal og Sunndal Verk, Sunndalsøra 1976, 2. Kartlegging av PAH ved A/S Norsk Koksverk, Mo i Rana 1977. 3. Kartlegging av PAH ved råjernverket, Norsk Jernverk A/S 1978. 4. PAH-eksponering ved produksjon og legging av asfalt og oljegrus 1978. 5. Kartlegging av PAH ved massefabrikken, Elkem-Spigerverket A/S, Fiskaa Verk 1978. 6. Kartlegging av PAH ved Mosal aluminium, Lista Aluminiumsverk 1978. (Bjørseth, A., Bjørseth, O., Fjeldstad, P.E fra SI, SINTEF og YHI). Det foreligger PAH måldata i EXPO databasen fra 1975 til 2009, til saman over 1000 målinger.

Aluminiumsindustrien har redusert PAH eksponering betydelig ved en overgang fra Søderbergovner til Prebakeovner. Trend de siste årene basert på EXPO viser ingen spesiell utvikling og skyldes hovedsakelig at det er stor variasjon fra år til år for hvilke bedriftstyper som er målt. For data 1994 er det nok inkludert flere stasjonærprøver.



PAH eksponeringsdata fra EXPO, median verdier i 5 års intervaller. Personlige prøvedata. Y-aksen er konsentrasjon angitt som $\mu\text{g}/\text{m}^3$

De 6 rapportene fra slutten av 70 tallet representerte de viktigste industritypene i Norge med PAH eksponering. De var: A/S Årdal og Sunndal Verk, Sunndalsøra, A/S Norsk Koksverk, Mo i Rana, Råjernverket, Norsk Jernverk A/S. Produksjon og legging av asfalt og oljegrus Massefabrikken, Elkem-Spigerverket A/S, Fiskaa Verk og Mosal aluminium, Lista Aluminiumsverk. I dag har Norge flere aluminiumsverk og massefabrikk(er), Koksverket er lagt ned. Koksverk har vært og er den type industri med høyest PAH eksponering. Vi har asfalt og oljegrus arbeid. På 50 og 60 tallet benyttet en tjære som bindemiddel mellom underlag og ny asfalt, dette var en arbeidsprosess med betydelig eksponering. I dag benyttes andre bindemidler mellom underlag og asfalt som gir mye lavere PAH eksponering. Taklegging (roofing) var også tidligere en betydelig PAH eksponert oppgave, men her er også bruk av tjære til å binde papp eller fliser byttet med andre stoffer med mindre PAH innhold og noen produkter uten PAH.

Aluminiumindustrien har gått over fra bruk av Søderbergelektrode til prebake elektroder. Dette har ført til betydelig reduksjon i PAH eksponering i aluminiumsindustrien. Hovedforskjellen mellom Søderberg og prebake er at under produksjon av aluminium så bakes Søderbergelektrodene kontinuerlig og det blir kontinuerlig utslipp av PAH. I prebake blir elektrodene bakt i egne fabrikker og mesteparten av PAH forbindelsene slipper ut i disse fabrikkene og elektrodene som transporteres og benyttes i produksjon av aluminium har lite PAH og derfor blir eksponeringen for PAH svært lav. I dag er det få Søderberglinjer igjen i

norsk aluminiumindustri. Produksjon av prebakte elektroder foregår på minst tre produksjonssteder i Norge. Men noen aluminiumsverk importerer prebakte elektroder fra utlandet. Og da har vi flyttet noe av eksponeringsproblemet ut fra Norge. PAH eksponering i norske aluminiumsverk er derfor betydelig redusert de siste 20 år. Data for eksponering for arbeidstakere i fabrikker som produserer prebakte elektroder finnes ikke i EXPO, men data fra en norsk bedrift viser typiske eksponeringsnivåer fra 5 – 10 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ partikulært PAH.

VURDERING

Yrkeseksponering for PAH er i de senere år redusert, spesielt i aluminiumsindustrien. Massefabrikker og produksjon av elektroder ser i dag ut til å være de høyest eksponerte arbeidsplassene. Eksponeringen er gjennomgående godt under administrativ norm. Men det er viktig å redusere eksponeringen for kreftfremkallende stoffer, spesielt de som virker via en genotoksisk mekanisme, som for PAH, og som medfører at det ikke finnes en klar terskel (H. M. Bolt 2008).

REFERANSER

Arbeidstilsynet internettsider: Høringsutkast. Grunnlag for fastsettelse av administrativ norm for polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Arbeidstilsynet 2009.

IARC 5.Summary of Data Reported and Evaluation IARC VOL.: 92 (in preparation)

5.Summary of Data Reported and Evaluation [Monographs.] 2006

Straif, K., Baan, R., Grosse, Y., Secretan, B., El Ghissassi, F., and Cogliano, V.

Carcinogenicity of polycyclic aromatic hydrocarbons Lancet Oncol. 2005;6:931-932.

Bolt HM, Huici-Montagud Strategy of the scientific committee on occupational exposure limits (SCOEL) in the derivation of occupational exposure limits for carcinogens and mutagens. A. Arch Toxicol. 2008 Jan;82(1):61-4.

Kartlegging av PAH ved flere bedrifter i Norge. Rapportene skrevet av Bjørseth, A., Bjørseth, O., Fjeldstad, P.E fra SI, SINTEF og YHI. (I dag SINTEF og STAMI). Flere av rapportene finnes tilgjengelig på <http://www.stami.no/?nid=55> i pdf format.

Bromerte flammehemmere

Heksabromcyklododekan (HBCD)

HBCD består av 3 stereoisomere (α -, β - og γ -HBCD), og γ -isomeren er den dominerende i tekniske produkter.

BRUKSOMRÅDE

HBCD er en additiv flammehemmer som benyttes i ekspandert polystyren (EPS) og ekstrudert polystyren (XPS). Dette er plasttyper som brukes som isolering i bygninger samt i forbindelse med vegkonstruksjoner. I mindre grad brukes det også i møbeltekstiler og slagfast polystyren til EE-artikler.

HELSEEFFEKTER

HBCD har lav akutt toksisitet. I dyreforsøk er det påvist effekter på lever og skjoldbruskkjertel, samt reprotoksisitet. Humane data mangler. HBCDD er inkludert i EUs kandidatliste for stoffer omfattet av godkjenningsordningen i REACH. En omfattende risikovurdering av HBCD er gjort av EU's ECB. De konkluderer sin vurdering med

- NOAEL for (sub)-kronisk toksisitet lik 22,9 mg/kg/dag
- NOAEL for reprotoksisitet lik 10 mg/kg/dag

HBCD er ikke klassifisert for helsefare i henhold til norske og EU's direktiver.

EKSPONERING

Det finnes ingen administrativ norm for HBCD for arbeidslivet i Norge.

I EUs program for eksisterende kjemiske stoffer (ECB RAR) er det utarbeidet en risikovurdering for HBCD hvor det opereres med tre hovedsektorer hvor yrkesrelatert bruk og eksponering kan finne sted. EU-rapporten for HBCD gir detaljert beskrivelse for ulike arbeids-scenarier:

- Fremstilling av HBCD (Ikke aktuelt i Norge)
- Industriell bruk av HBCD som tilsetningsstoff/additiv; produksjon og prosessering i polymerindustrien (XPS, EPS) samt tekstilindustrien.
- Industriell bruk av halv-fabrikerte eller slutt-produkter som inneholder HBCD (Eks søm-arbeid med tekstil)
- demontering og gjenvinning av EE-avfall

Høyest eksponering er rapportert ved produksjon av HBCD med konsentrasjon på 1,2 mg/m³ inhalerbart HBCD-støv (Searl & Robertson 2005). Bruk av HBCD i produksjon av flammehemmet XPS viste en konsentrasjoner i området 0,24 – 1,6 mg/m³ ved bruk av HBCD i pulverform og 0,005 – 0,9 mg/m³ ved bruk av HBCD som granulat (Abbot 2001). En norsk undersøkelse (Thomsen et al. 2007) av yrkeseksponering for HBCD ved produksjon av EPS viser aerosolkonsentrasjoner av HBCD i området 0,2 – 150 µg/m³ (median 2,1 µg/m³). Hvis en antar kroppsvekt lik 75 kg og totalt pustevolum på 10 m³ over 8 timer, vil den maksimale målte konsentrasjonen på 150 µg/m³ gi en omtrentlig dose på 0,02 mg/kg/dag. I relasjon til NOAEL for reprotoksisiteten, vil tilsvare dette en "Margin Of Safety (MOS)" på ca 500, Som betraktes som høy sikkerhetsfaktor ved eksponeringen for 150 µg/m³.

Serumkonsentrasjonen av HBCD i denne undersøkelsen viser verdier i området 6 – 856 ng/g lipidvekt (median 101 ng/g lipidvekt), dvs. 10 – 1000 ganger høyere enn bakgrunnseksponerte personer.

Viktigste eksponeringsveier i denne sammenhengen er ved inhalasjon samt ved hudkontakt. Ved hjelp av måledata for luftkonsentrasjoner samt estimater for hudeksponering ved bruk av EASE, har forfatterne av EU's risikovurdering estimert eksponeringer ved de forskjellige industrielle scenariene, og bruker en minimum sikkerhetsmargin (MOS= Margin Of Safety) på 20 for (sub)-kronisk og 50 for reprotoksisitet i forbindelse med deres konklusjoner angående tiltak.

VURDERING

Ved å sammenligne de norske måledata med vurderingene for tilsvarende scenarie fra EU's rapport, indikerer de norske målingene at eksponering ved inhalasjon er såpass lav at tiltak for å redusere eksponeringen ikke betraktes som påkrevd.

Det er ikke funnet data vedrørende helseeffekter som følge av yrkeseksponering.

Polybromerte difenyletere (PBDE)

PBDE omfatter i alt 209 kongenere, og kommersielt framstilte PBDE består av blandinger av flere kongenere. I industrien er det stort sett tre blandinger som har vært benyttet; et pentabrom-produkt som hovedsakelig inneholder tetra- og penta-kongenere, et oktabrom-produkt som hovedsakelig inneholder hepta- og okta-kongenere og et dekabrom-produkt som hovedsakelig inneholder deka-kongenere.

BRUKSOMRÅDE

Polybromerte difenyletere er en additiv flammehemmer som brukes i ulike plasttyper (polyuretan, polystyren, polyetylen, polypropylen, akrylnitril-butadien-styren (ABS), umettet polyester, epoksy), tekstiler og gummi. De viktigste sluttproduktene er kretskort, TV'er, PC'er og annet elektrisk og elektronisk utstyr, bygningsmaterialer samt diverse produkter innen transportsektoren.

HELSEEFFEKTER

PBDE har lav akutt toksisitet. I dyreforsøk har PBDE vist seg å føre til hormonforstyrrelser, fosterskader, leverskader, hjerneskader og redusert læreevne (WHO 1994, Thomsen 2001). Det har også vist seg at det dannes biologisk aktive metabolitter som kan gi uønskede effekter.

EKSPONERING

Eksponerte grupper er bl. a. de som arbeider med demontering av elektronikk, gjenvinning og avfallshåndtering av elektrisk og elektronisk avfall samt de som arbeider med produksjon og håndtering av flammehemmet gummi. Tilgjengelige studier på yrkeseksponering for PBDE er enten fra Skandinavia eller Asia. Ved demontering av elektronisk utstyr er det påvist luftkonsentrasjoner (median) på henholdsvis 77 ng/m³ (Pettersson Julander et al. 2004), 33 ng/m³ (Julander et al. 2005), 64 ng/m³ (Sjødin et al. 2001), mens konsentrasjonen i andre typer inneluft inkl. kontorer ligger i området 0,04 – 0,77 ng/m³. Hos arbeidere som demonterer elektronisk utstyr er det påvist serum-nivåer av PBDE i området 3,8 – 8500 ng/g lipidvekt (Thomsen et al. 2001, Sjødin et al. 1999, Bi et al. 2007). Ved produksjon av flammehemmet gummi og håndtering (kabelproduksjon) ble det påvist (Thuresson et al. 2005) en serumkonsentrasjon av BDE-209 på henholdsvis 47,8 og 31,8 ng/g lipidvekt (medianverdier), 2,5 – 11 ganger høyere enn referansekonsentrasjonen. Også for arbeidere som resirkulerer skum og legger gulvtepper ble det funnet 8 -10 ganger høyere serumverdier av PBDE enn i kontrollgruppen (Stapleton et al. 2008). En relativt ny review-artikkel summerer opp data vedr. PBDE (Fredriksen et al. 2009).

VURDERING

Det er ikke funnet data vedrørende helseeffekter som følge av yrkeseksponering.

Tetrabrombisfenol A (TBBPA)

BRUKSOMRÅDE

Tetrabrombisfenol A er en reaktiv flammeretardent, dvs. den reageres kjemisk inn i

polymeren. TBBPA brukes primært som flammehemmer i flammehemmet polykarbonat og epoksy-resiner som brukes i kretskort.

HELSEEFFEKTER

TBBPA har lav akutt toksisitet, og i dyreforsøk har stoffet vist seg å være hormonforstyrrende (WHO 1995, Thomsen 2001)).

EKSPONERING

Eksponerte grupper er bl. a. de som arbeider med resirkulering av elektronisk avfall, f. eks. i forbindelse med demontering, oppmaling av plast etc. Det finnes noen få eksponeringsdata fra Sverige i forbindelse med slikt arbeid. Ved demontering av elektronikk ble det funnet luftkonsentrasjoner i området 6,9 – 61 ng/m³ (middelverdi 30 ng/m³) (Sjødin et al. 2001). Ved oppmaling av flammehemmet plast ble det funnet 130 – 150 ng/m³ i to enkeltprøver. I forbindelse med montering av kretskort og reparasjon av PC'er ble det påvist vesentlig lavere verdier (< 1 ng/m³). Hos computerteknikkere ble TBBPA påvist i serum, med nivåer i området <0,54 – 1,85 ng/g lipidvekt (Jakobsson et al. 2002).

I likhet med HBCD er det også for TBBPA gjort en utførlig risikovurdering i EU's regi (ECB RAR). Her konkluderes det med at det ikke er behov for risikoreduserende tiltak utover det som allerede eksisterer, og ingen bekymringer for helseskader forbundet med da angjeldne yrkesscenariene.

VURDERING

Det er ikke funnet data vedrørende helseeffekter som følge av yrkeseksponering. Ut fra EU's risikovurdering antas risikoen for helseeffekter ved yrkesrelatert eksponering for TBBPA som lav.

REFERANSER

Abbot W: Summary of workplace and exposure monitoring data for hexabromocyclododecane. 2001

Bi X, Thomas GO, Jones KC, Qu W, Sheng G, Martin FL, Fu J: Exposure of electronics dismantling workers to polybrominated diphenyl ethers, polychlorinated biphenyls and organochlorine pesticides in South China. *Environ. Sci. Technol.* 2007; 41: 5647 – 5653
EU ECB RAR: Hexabromocyclododecane, 2008

Fredriksen M, Vorkamp K, Thomsen M, Knudsen LE: Human internal and external exposure to PBDEs – A review of levels and sources. *Int. J. Hyg. Environ. Health* 2009; 212: 109 - 134
Jakobsson K, Thuresson K, Rylander L, Sjødin A, Hagmar L, bergman Å: Exposure to polybrominated diphenyl ethers and tetrabromobisphenol A among computer technicians. *Chemosphere* 2002; 46: 709 - 716

Julander A, Westberg H, Engwall M, van Bavel B: Distribution of brominated flame retardants in different dust fractions in air from an electronics recycling facility. *Sci. Total environ.* 2005; 350: 151 - 160

Pettersson-Julander A, van Bavel B, Engwall M, Westberg H: Personal air sampling and analysis of polybrominated diphenyl ethers and other bromine containing compounds at an electronic recycling facility in Sweden. *J. Environ. Monit.* 2004; 6: 874 - 880

Searl A, Robertson A: Workplace exposure to hexabromocyclododecane (HBCD) in the European Union. Report for the European Brominated Flame Retardant Industry Panel. 2005

Sjødin A, Hagmar L, Klasson-Wehler E, Kronhlm-Diab K, Jakobsson E, Bergman Å: Flame retardant exposure: polybrominated diphenyl ethers in blood from Swedish workers. *Environ. Health Perspect.* 1999; 107: 643 - 648

Sjødin A, Carlsson H, Thuresson K, Sjølin S, Bergman Å, Østman C: Flame retardants in indoor air at an electronics recycling plant and at other work environments. *Environ. Sci. Technol.* 2001; 35: 448 - 454

Stapleton HM, Sjødin A, Jones RS, Niehüser S, Zhang Y, Patterson jr, DG: Serum levels of polybrominated diphenyl ethers (PBDEs) in foam recyclers and carpet installers working in the United States. *Environ. Sci. Technol.* 2008; 42: 3453 - 3458

Thomsen C: Bromerte flammehemmere – et brennhett tema. *Kjemi* 2001; 9: 8 - 10

Thomsen C, Lundanes E, Becher G: Brominated flame retardants in plasma samples from three different occupational groups in Norway. *J. Environ. Monit.* 2001; 3: 366 - 370

Thomsen C, Molander P, Daae HL, Janak K, Frøshaug M, Liane VH, Thorud S, Becher G, Dybing E: Occupational exposure to hexabromocyclododecane in workers at an industrial plant. *Environ. Sci. Technol.* 2007; 41: 5210 - 5216

Thuresson K, Bergman Å, Jakobsson K: Occupational exposure to commercial decabromodiphenyl ether in workers manufacturing or handling flame-retarded rubber. *Environ. Sci. Technol.* 2005; 39: 1980 - 1986

WHO 1994: Environmental Health Criteria 162. Brominated diphenyl ethers. International Program on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva, Switzerland 1994

WHO 1995: Environmental Health Criteria 172. Tetrabromobisphenol A. International Program on Chemical Safety, World Health Organization, Geneva, Switzerland 1995

Klorerte parafiner

Klorparafiner er en relativt stor stoffgruppe som deles i grupper etter karbon-kjedelengde og klorinnhold: kortkjedete (SCCP) C10-13, mellomkjedete (MCCP) C14-17 og langkjedete (LCCP) >C17.

Klorparafiner har stort potensiale for bioakkumulering. Akkumuleringen er størst ved lav kjedelengde og høy kloreringsgrad. Det finnes ikke administrative normer for klorparafinene.

SCCP:

Kortkjedete klorparafiner er også klassifisert som kreftfremkallende i kategori 3, "mulig fare for kreft".

EU har risikovurdert kortkjedete klorparafiner, og har vedtatt et direktiv som forbyr bruk av kortkjedete klorparafiner i skjærevæsker i metallindustrien og i produkter til ferdigbehandling av lær. EU har også konkludert med at kortkjedete klorparafiner oppfyller kriteriene for persistente, bioakkumulerende og giftige stoffer (PBT).

Kortkjedete klorparafiner er inkludert i EUs kandidatliste for stoffer med svært betenkelige egenskaper, "substances with very high concern" (SVHC), og er foreslått omfattet av godkjenningsordningen i REACH.

EU har foreslått at kortkjedete klorparafiner tas inn i POPs protokollen under FNs Langtransportkonvensjon. Kortkjedete klorparafiner er også foreslått tatt inn i den globale POPs konvensjonen.

I Norge er det forbudt å produsere, importere, eksportere, omsette og bruke kortkjedete klorparafiner. Forbudet gjelder også stoffblandinger og faste bearbejdede produkter som inneholder mer enn 0,1 vektprosent kortkjedete klorparafiner. Miljøvernmyndighetenes mål om at høyklorerte, kortkjedete parafiner skulle reduseres vesentlig innen 2000 og søkes stanset innen 2005, er oppnådd. Det er ikke registrert import eller produksjon av SCCP i Produktregisteret siden 2005.

MCCP:

De er klassifisert med risikosejningen "Kan skade barn som får morsmelk."

EUs har også risikovurdert mellomkjedete klorparafiner, og har identifisert risiko på flere områder. SCHER har vurdert bruk som tilsetjing til skjærevesker for metallbearbejding og konkludert med behov for risikoreduserende tiltak.

I Norge vurderes en regulering av mellomkjedete klorparafiner (MCCP) i forbrukerprodukter av Miljøverndepartementet. I 2008 ble det importert ca 43 tonn MCCP som inngår i kjemiske produkter og de ble produsert kjemiske produkt med mellom 18-460 tonn MCCP. Trenden på forbruk i Norge tyder på reduksjon i mengder, men en økning i antall produkter.

Mellomkjedete klorparafiner brukes først og fremst som flammehemmer i plast, gummi og tekstiler og som mykgjørere i maling og plast. De brukes også som skjærevæsker ved metallbearbejding.

LCCP:

Engelske myndigheter har risikovurdert langkjedete klorparafiner. Konklusjonen er at stoffet ikke oppfyller kriteriene for persistente, bioakkumulerende og giftige stoffer (PBT), men at det er en mulig risiko forbundet med visse bruksområder.

VURDERING

De mellomkjedete klorparafiner (MCCP) anses som den viktigste gruppen med hensyn på arbeidsmiljøhensyn. EU's risikovurdering har konkludert med at det er behov for risikoreduserende tiltak ved ulike yrkesscenarier for disse.

REFERANSER

Scientific Committee on Health and Environmental Risks (SCHER) har utgitt en rapport om risikovurdering av MCCP.

http://ec.europa.eu/health/ph_risk/committees/04_scher/docs/scher_o_078.pdf

<http://annhyg.oxfordjournals.org/cgi/content/full/mep081v1>

Heksaklorbenzen (HCB)

BRUKSOMRÅDER

Det er ingen kjent bruk i Norge, men HCB kan dannes som forurensning i forbindelse med metallproduksjon og ved forbrenning av avfall. HCB ble tidligere også brukt som fungicid for

såkorn. KLIF har anslått utslippene av HCB til cirka 8 kilo i året, hovedsakelig fra industri eller avfallsforbrenningsanlegg. I Norge var magnesiumfabrikken til Norsk Hydro i Porsgrunn den største kjente kilden til utslipp av heksaklorbenzen, men fabrikken ble lagt ned i 2002. Dette har ført til en betydelig reduksjon i utslippene av HCB. I kjemikaliemeldingen regnes det med tilnærmet hundre prosent utslippsreduksjon innen 2010, sammenlignet med utslippene i 1995. Heksaklorbenzen er forbudt globalt gjennom Stockholmskonvensjonen, omfattes av Rotterdamkonvensjonen, Nordsjødeklarasjonene og er prioritert for tiltak i OSPAR.

HELSEEFFEKTER

Det foreligger ikke risikovurdering av HCB i EU's regi, eller kriteriedokument ved SCOEL. FN's UNEP, gjennom International Programme on Chemical Safety (IPCS) utarbeidet en risikovurdering i 1997 (EHC 1997). Her rapporteres HCB å gi kreft i forsøksdyr, ved siden av skader i sentralnervesystemet, lever, lunger og milt.

HCB har følgende klassifisering i Stofflisten:

R45 Kan forårsake kreft.

R48/25 Giftig: alvorlig helsefare ved lengre tids påvirkning ved svelging.

R50/53 Meget giftig for vannlevende organismer, kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet.

EKSPONERING

Det er ikke registrert måledata for heksaklorbenzen fra norske arbeidsplasser i EXPO eller i andre undersøkelser. All bruk og håndtering av HCB er på det nærmeste opphørt som følge av forbud mot HCB. Ifølge rapporten "Utslipp av prioriterte miljøgifter i 2006: Status og utslippsprognoser", (TA2482), var det fortsatt noe utslipp av HCB ved metallproduksjon i 2006, som kan indikere potensiell yrkesrelatert eksponering. Rapporten viser også noe utslipp av HCB ved avfallsforbrenning i større målestokk, noe som også kan avgi HCB i arbeidsatmosfæren. Utslipp er indikasjon på en prosess hvor HCB dannes som forurensing. Det er som sagt innledningsvis, ingen aktiv bruk av HCB, hvor stoffet tilsettes som råstoff eller mellomprodukt i en eller annen prosess.

Det foreligger ikke administrativ norm for HCB i Norge. Følgende administrative normer (OEL) finnes ifølge RTEC i andre land:

- Belgia: TWA 0,002 mg/m³
- Danmark: TWA 0,025 mg/m³
- Nederland: MAC 0,03 mg/m³
- Polen: MAC(TWA) 0,5 mg/m³
- Russland: TWA 0,3 mg/m³

VURDERING

Det er ikke mulig ut fra tilgjengelig informasjon å vurdere hvorvidt det fortsatt kan være yrkesrelatert eksponering for HCB, som følge av lokalt utslipp. De skadelige effektene som kan oppstå ved langvarig eksponering, spesielt kreftfaren, krever at en fortsatt har oppmerksomhet på mulig eksponering.

REFERANSER

KLIF: Utslipp av prioriterte miljøgifter i 2006: Status og utslippsprognoser; TA2482, 2009
UNEP, WHO, International Programme on Chemical Safety (IPCS); Hexachlorobenzene.
EHC195, 1997

EDC (1,2-dikloretan)

BRUKSOMRÅDER

EDC er et mellomprodukt ved produksjon av VCM, og produseres ved en reaksjon mellom klor og etylen. EDC er væske ved vanlig trykk og temperatur (kokepunkt 80-90 °C). Det er kun én utslippskilde og bruker av EDC av betydning; INEOS Norges VCM (vinyl chloride monomer) fabrikk på Rafnes (tidligere Norsk Hydro). Det er derfor stort sett her en potensiell eksponering av arbeidere kan finne sted. En viss bruk av EDC som avfetningsmiddel, malingsfjerner samt antibankemiddel i høyoktan bensin.

HELSEEFFEKTER

EDC har følgende R-setninger i stofflisten:

R11 Meget brannfarlig.

R22 Farlig ved svelging.

R36/37/38 Irriterer øynene, luftveiene og huden.

R45 Kan forårsake kreft.

Det finnes ikke EU RAR (Risk assessment report), eller SCOEL kriteriedokument. I Norge har 1,2-dikloretan en administrativ norm på 1 ppm (4 mg/m³) med anmerkning på hudopptak, samt kreftfare.

EKSPONERING

Håndteringen av EDC ved INEOS antas å foregå i lukkede systemer. Vi har ingen tilgjengelig informasjon eller EXPO-data for eksponering for andre virkninger.

VURDERING

Vi har ingen tilgjengelig informasjon eller EXPO-data for å kunne vurdere hvorvidt det kan være yrkesrelatert eksponering for EDC.

Triklosan

BRUKSOMRÅDER

Triklosan brukes som antibakterielt middel i ulike forbruksprodukter som kosmetikk, hygieneprodukter, tannpleiemidler, tekstiler og plastprodukter, samt rengjøringsmidler.

I henhold til tall fra Produktregisteret for 2008 indikerer de en totalomsetning på ca 40 kg, uten tydelig trend på nedgang.

KLIF har foreslått å innføre forbud mot produksjon, import, eksport eller omsetning av forbrukerprodukter som inneholder triklosan, når innholdet av stoffet i produktets homogene enkeltdele er høyere eller lik 0,001 vektprosent. Mattilsynet har foreslått å forby bruken av triklosan i kosmetiske produkter overfor EU-kommisjonen. En regulering av triklosan i forbrukerprodukter (unntatt kosmetikk som reguleres av mattilsynet) er under vurdering. Det er ventet at dette vil føre til redusert bruk av triklosan.

HELSEEFFEKTER

Det er ikke utarbeidet risikovurdering i EU's regi for triklosan. Triklosan har lav akutt og kronisk toksisitet, (FDA, 2008). I stofflisten er den klassifisert med følgende R-setninger:

R36/38 Irriterer øynene og huden.

R50/53 Meget giftig for vannlevende organismer, kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet.

EKSPONERING

Det er ikke registrert eksponeringsdata for triklosan i norsk arbeidsmiljø, eller fra andre

myndigheter. Yrkesrelatert eksponering gjennom inhalering eller kontakt med hud, kan først og fremst tenkes relatert til fremstilling av produkter som inneholder triklosan, samt i noen grad der yrkesrelatert bruk av triklosan-holdige produkter brukes.

VURDERING

På bakgrunn av den lave toksisiteten, og lite volum i omsetning, anses triklosan som et relativt lite problem i norsk arbeidsmiljø. Dersom forslag om ytterligere begrensninger i bruk kommer til anvendelse, vil også et eventuelt problem i arbeidsmiljø sammenheng bli ytterligere redusert.

REFERANSER

US Food & Drug Administration, 2008; Triclosan (CAS 3380-34-5): Supporting information for toxicological evaluation by the National Toxicological Program

Trikloretin (TRI)

BRUKSOMRÅDER

TRI fremstilles ikke i Norge, men importeres fra utenlandske produsenter. I henhold til tall fra Produktregisteret for 2008, utgjør bruttomengde 32,3 tonn, og viser en avtagende trend i forbruk. Stoffet brukes i dag i hovedsak til industriell avfetting av ulike metaller innen flere bransjer. Dette bruksområdet utgjør over 90 prosent av all bruk. Noe brukes også i laboratoriekjemikalier. Bruk av klororganiske løsemidler til laboratorieanalyser reduseres mest mulig av arbeidsmiljømessige årsaker. Små mengder brukes også til lim og andre produkter. Det regnes ikke med ytterligere nedgang i forbruket fremover.

Det ble i 2000 innført avgift på omsetting av TRI og samtidig ble det innført en refusjonsordning for TRI-avfall levert til gjenvinning. Dette førte til en betydelig reduksjon av forbruket, og utslippet. Nye tiltak er ikke planlagt.

HELSEEFFEKTER

EU's Scientific Committee on Occupational Exposure Limit konkluderer i sitt kriteriedokument for TRI med fare for kreft som den kritiske og mest alvorlige helseeffekten, som må legges til grunn ved fastsettelse av en administrativ norm. I henhold til kriteriedokumentet fra NEG (1991), betraktes skade på sentralnervesystemet som kritisk effekt for TRI. Samtidig vektlegges TRI's karsinogene og genotoksiske potensiale.

TRI er også irriterende for hud og øyne.

EU ved European Chemicals Bureau (ECB) har utarbeidet en utførlig risikovurdering for TRI (ECB, 2004). Effektene som legges vekt på i denne vurderingen er nedsatt funksjon i sentralnervesystemet ved akutt eksponering, hud og øye irritasjon, samt mulig skade på arvestoff samt kreftfaren. Det konkluderes i denne vurderingen med at det er nødvendig med ytterligere tiltak for å redusere eksponeringen på grunn av kreftfaren.

I Stofflisten er TRI klassifisert med følgende R-setninger:

R36/38 Irriterer øynene og huden.

R45 Kan forårsake kreft.

R52/53 Skadelig for vannlevende organismer, kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet.

R67 Damp kan forårsake dødsighet og svimmelhet.

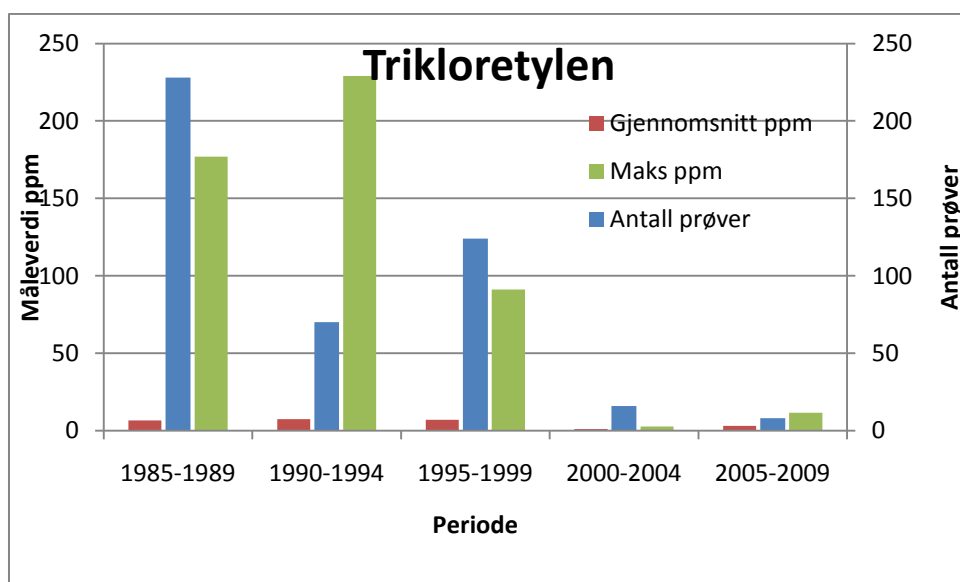
R68 Mulig fare for varig helseskade.

EKSPONERING

Administrative normen for TRI i Norge er 10 ppm (50 mg/m³), med anmerkning for kreftfare.

I EU's risikovurdering av TRI (ECB, 2004) estimeres "worst case" eksponeringsnivåer på ca 50 ppm TRI for avfetting av metaller. For fremstilling av lim estimeres en konsentrasjon på 10-20 ppm ved bruk av avtrekk og 100-140 ppm uten avtrekk. I EXPO er det registrert målinger utført på TRI i ulike yrkessammenhenger fram til i dag. Fra 2000 indikerer disse målingene en markert nedgang i eksponeringsverdiene samtidig med at antall målinger også er redusert. Dette kan ha sammenheng med de endringene som har funnet sted. Tabell og figur under viser sammenstilling av alle målingene på tvers av bransjene.

Periode	Antall prøver	Gjennomsnitt ppm	Maks ppm
1985-1989	228	6,61	177
1990-1994	70	7,51	229
1995-1999	124	6,95	91,1
2000-2004	16	1,00	2,7
2005-2009	8	3,17	11,7



VURDERING

Det er vanskelig å trekke sikre konklusjoner angående eksponeringer for TRI i norsk arbeidsmiljø i dag, fordi måledataene for de ulike bransjene er få. De få måledataene som finnes i EXPO indikerer at eksponeringene hovedsakelig ligger under administrative norm (10 ppm eller 50 mg/m³).

I EU's risikovurdering for TRI (ECB, 2004), uttrykkes det bekymring for TRI, fordi det antydes at det ut fra datagrunnlaget de legger til grunn, ikke kan identifisere en terskeeffekt for kreftfaren. Det konkluderes i denne vurderingen med at det vil være nødvendig med ytterligere tiltak for å redusere eksponeringen for TRI på grunn av kreftfaren, uansett eksponeringsscenariet i arbeidsmiljøet. SCOEL antyder at i henhold til retningslinjene som ligger til grunn for deres vurderinger, kan TRI betraktes som et genotoksisk karsinogen med en praktisk terskeeffekt som kan støttes av mekanistiske og kinetikk-studier. SCOEL foreslår også biologisk monitorering av TRI i urin, som et anvendbart tiltak for kontroll av eksponering, noe som også anvendes i arbeidsmiljøsammenheng (Bolt et al 2004; Lehnert og Greim, 2003).

På grunn av den sterkt reduserte bruken TRI, har TRI blitt et mindre problem i arbeidsmiljø-sammenheng enn det var tidligere. Men stoffets iboende skadelige egenskaper er av en slik art at risikoreduserende tiltak fortsatt må betraktes som viktig.

REFERANSER

Arbeidstilsynet. *Administrative normer for forurensning i arbeidsatmosfære*. Veiledning til arbeidsmiljøloven. Oslo: Direktoratet for Arbeidstilsynet, 2007

NEG, 98.Trikloreten. Nordiska Expertgruppen för Gränsvärdedokumentation, Arbetsmiljöinstitutet, 2003

EU ECB RAR Trichloroethylene, 2004

Scientific Committee on Occupational Exposure Limits (SCOEL); Trichloroethylene SCOEL/SUM/142, 2008 (under høring)

Bolt, HM; Lammert, M; Selinski, S; Brüning, T: Urinary α_1 -microglobulin excretion as biomarker of renal toxicity in trichloroethylene-exposed persons.; *Int. Arch. Occup. Environ. Health*, 2004, 77; 186-190

Lehnert, G; Greim, H: Biologische Arbeitsstoff-toleranz_werte (BAT-Werte), expositionsäquivalente für krebserzeugende arbeitsstoffe (EKA) und biologische leitwerte (BLW); *Arbeitsmedizinisch-toxikologische begründungen*. 11. Lfg, DFG, Deutsche Forschungsgemeinschaft, 2003

Triklorbenzen (TCB)

BRUKSOMRÅDER

1,2,4-triklorbenzen CAS (120-82-1) er den mest omtalte varianten i denne gruppen av triklorbenzen (TCB). TCB ble tidligere brukt som reagens i kjemisk industri, i lukkede systemer, som løsemiddel for fargestoffer, ved bearbeiding av metaller (skjærevæsker) samt korrosjonshemmer (spray). Videre ble TCB også brukt som tilsetningstoff til PCB i transformatorer og store kondensatorer. Det ble også tidligere brukt som avfettingsmiddel. Etter 1995 er TCB er ikke registrert brukt i produkter i Norge.

Det ble innført forbud mot bruk av TCB i produkter 15. juni 2007 iht. EU's begrensningsdirektiv (nå innlemmet i REACH). Det er i dag svært små utslipp av TCB, og anvendelsen av TCB antas også å ha blitt sterkt redusert.

HELSEEFFEKT

TCB er vurdert av EU's RAR (2003).

I Stofflisten er TCB klassifisert som

R22 Farlig ved svelging.

R38 Irriterer huden

R50/53 Meget giftig for vannlevende organismer, kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet.

EKSPONERING

Administrativ norm for TCB er 5 ppm (40 mg/m^3) med anmerkning for Hudopptak. Det er ikke registrert eksponeringsdata i EXPO eller på annen måte i norsk arbeidsmiljøsammenheng. I EU's risikovurdering av TCB (ECB, 2003) estimeres "worst case" eksponeringsnivåer ved forskjellige yrkeseksponeringer, som demontering av transformatorer, spraying av maling som inneholder TCB med mer. Selv ved korttidseksponering er de estimerte eller målte verdiene under vår administrative norm. TCB dannes ved forbrenning av organisk materiale når klor er tilstede, som ved avfallsforbrenning. Her finnes det ingen estimater på eksponering.

VURDERING

I og med at yrkesrelatert anvendelsen av TCB er meget sterkt redusert, anses TCB ikke å

utgjøre særlig problem i arbeidsmiljøssammenheng. Ved håndtering, og gjenvinnings arbeider med brenning av klorholdig avfall, og demontering eldre elektrisk utstyr (transformatorer etc) som inneholder TCB, kan potensiell eksponering for TCB finne sted.

REFERANSER

EU ECB RAR 1,2,4-trichlorobenzene, 2003

Arbeidstilsynet. *Administrative normer for forurensning i arbeidsatmosfære*. Veiledning til arbeidsmiljøloven. Oslo: Direktoratet for Arbeidstilsynet, 2007

Tensider (DTDMAC, DSDMAC, DHTDMAC)

Her omtales de tre kationiske tensidene DODMAC, (også kalt DSDMAC) DTDMAC og DHTDMAC. Disse tre tensidene omfattes av internasjonale avtaler, og står på myndighetenes prioritetsliste.

BRUKSOMRÅDER

Tensider har vært brukt som myknere i tøyskyllemidler, hårbalsam, bilvoks, båtparkel og gulvvoks. Tøymyknere var opprinnelig det største bruksområdet, Klima- og forurensningsdirektoratet regner med at ca. 770 tonn ble brukt til dette formålet i 1991. Bruken i tøymyknere ble faset ut innen utgangen av 1995, etter et OSPAR-vedtak som norske produsenter fulgte opp. Bruken etter 1995 omfatter i hovedsak bilpleiemidler, bilshampo, voks og polish.

DSDMAC, DTDMAC og DHTDMAC produseres ikke i Norge. De har blitt importert til Norge enten i ferdige produkter eller som råvare for produksjon av ferdigprodukter. Bruttomengdene i kjemiske produkter registrert i Produktregisteret for 2008, utgjør ca 1,8 tonn.

HELSEEFFEKTER

Det er meget lite data tilgjengelig relevant for helseeffekter på mennesker. I forsøksdyr viser de lav akutt toksisitet.

DODMAC har følgende R-setninger i stofflisten:

R41 Fare for alvorlig øyeskade.

R50/53 Meget giftig for vannlevende organismer, kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljø

EKSPONERING

Det antas at inhalering av pussestøv og hudkontakt er viktigste eksponering for tensidene. Det er ikke utarbeidet administrativ norm av Arbeidstilsynet. I henhold til EU's ECB RAR (2009) risikovurdering for DODMAC, er eksponeringsnivåene neglisjerbare for de eksponeringsscenariene som kan være aktuelle.

VURDERING

EU's ECB vurdering av DODMAC konkluderer med at det ikke er grunn til ytterligere risikonedsettende tiltak. De konkluderer videre med at det ikke er bekymring for noen toksikologiske endepunkter. Dette skulle tilsi at tensidene ikke utgjør noe særlig problem i arbeidsmiljøssammenheng, bortsett fra mulig uforutsett hendelse med direkte kontakt av pussestøv på øyne, med mulighet for lokal skade.

REFERANSER

EU, ECB RAR, Dimethyldioctadecylammonium chloride (dodmac), With addendum 2009

2,4,6 tri-tert-butylfenol (TTB-fenol)

BRUKSOMRÅDER

TTB-fenol er en antioxidant. TTB-fenol brukes for eksempel som tilsetningsstoff i brensel, drivstoff og smøreoljer. Det registrerte forbruket i perioden 2000-2006 basert på tall i Produktregisteret har ligget på om lag 1 tonn i året. Det er importert 0,25 tonn for 2008 i følge tall fra Produktregisteret. Det ble satt i gang tiltak for å kartlegge forekomst og forbruk av TTB-fenol i Norge i 2007. Resultatene av disse er foreløpig ikke kjent.

Den viktigste anvendelsen av TTB-fenol i Norge er som tilsetningsstoff i enkelte smøremidler, oljer og drivstoff.

HELSEEFFEKTER

Det kjennes ikke til skadelige effekter hos mennesker forårsaket av TTB-fenol.

Stoffet er lite nedbrytbart, bioakkumulereende og giftig for vannlevende organismer.

Kanadiske miljømyndigheter har foretatt en vurdering av TTB-fenol og prioriterer dette stoffet for sine økotoksikologiske effekter. Ut fra de kanadiske kriteriene og verktøy de bruker for prioritering, betrakter de ikke TTB-fenol som et stoff med høy risiko for helseskadelige effekter hos menneske. Derfor gjør de sin vurdering først og fremst ut fra økotoksikologiske hensyn. Amerikanske "Hazard Substance DataBase (HSDB) har utarbeidet en toksikologisk vurdering av TTB, som senest ble oppdatert Desember 2009. In vitro viser TTB-fenol en svak cytotoxisk effekt. Kronisk eksponering av rotter for TTB-fenol (30 – 1000 ppm) gitt i foret over 2 år, viste leverskade ved konsentrasjoner over 30 ppm. (Matsumoto et al, 1991). I henhold til RTEC, er laveste dose som viser toksisitet ca 15 mg/kg gitt over 2 uker, mens akutt LD₅₀ er 1600 mg/kg, som indikerer lav akutt toksisitet. TTB-fenol er ikke klassifisert i Stofflisten som helsefarlig. Det er heller ikke utarbeidet administrativ norm for TTB i Norge.

EKSPONERING

Potensiell eksponering for TTB-fenol kan skje ved inhalasjon og hudkontakt ved håndtering av produkter eller prosesser hvor TTB-fenol er involvert. I Norge vil det være ved håndtering og tilsetningen av TTB-fenol til produktene. Det finnes ingen dokumentasjon på eksponering for TTB-fenol i norsk arbeidsmiljø sammenheng. NIOSH (NOES survey 1981-1983) estimerte at 12085 arbeidstakere potensielt ble eksponert for TTB-fenol i tidsperioden 1981-1983. Det er i denne sammenheng ikke rapportert om eksponerings-nivåer eller helseeffekter knyttet til denne eventuelle eksponeringen.

VURDERING

Det foreligger ingen humane data for eksponeringsnivåer eller yrkesrelaterte helseeffekter. Ut fra mengde forbruk og yrkesmessig bruk av TTB-fenol i Norge antas TTB-fenol å ikke utgjøre et særlig problem i arbeidsmiljø sammenheng.

REFERANSER:

-HSDB Toxnet; 2,4,6-Tris(1,1-dimethylethyl)phenol, Desember 2009

<http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/search>

-Matsumoto K et al; J Toxicol Sci 16 (4): 167-79 (1991)

- NIOSH; NOES National Occupational Exposure Survey conducted from 1981-1983. Estimated numbers of employees potentially exposed to specific agents by 2-digit standard industrial classification (SIC)
- RTEC; Registry of Toxic Effects of Compounds
- Environment Canada; Screening assessment for the challenge phenol, 2,4,6-tris(1,1-dimethylethyl)-(2,4,6-tri-tert-butylphenol), CAS nr 732-26-3, November 2008

Tetrakloreten (PER)

BRUKSOMRÅDER

Stoffet PER fremstilles ikke i Norge, men importeres fra utenlandske produsenter. Det ble importert 485 tonn PER i 2008. Det meste av dette eksporteres. PER, som er meget fettløslig, brukes hovedsakelig ved tekstilrensing og som løsemiddel ved rengjøring/avfetting av metaller. Små mengder PER brukes også i laboratorieanalyser. Bruk av klororganiske løsemidler til laboratorieanalyser er redusert mest mulig av arbeidsmiljømessige årsaker. Det ble innført avgift på omsetning av PER i 2000, og forbruket har siden blitt redusert betraktelig. Reduksjonen skyldes for en viss del reduksjon i antall vaskerier/reenserier og at mange reenserier har skiftet ut gamle PER-maskiner med nye lukkede tekstilrensemaskiner, eller de har gått over til alternative rensemetoder som ikke benytter PER.

KLIF regner ikke med ytterligere reduksjoner i omsetningen av PER fremover, og ytterligere tiltak er heller ikke planlagt.

HELSEEFFEKTER

En kritisk effekt ved eksponering av PER skader på sentralnervesystemet. Dyreforsøk viser tilstrekkelig evidens på kreftfare, og eksponering for PER blir derfor forbundet med mulig fare for kreft. (SCOEL, Grunnlagsdokument, NEG/DECOS). PER virker også irriterende på hud og øyne(NEG 2003).

EU gjennom ECB RAR har utført risikovurdering av PER, og ECHA/REACH arbeider for tiden med denne, hvor nedsettende effekter på sentralnervesystemet, hud, øye luftveisirritasjon kreftfare samt reprotoksisitet er viet oppmerksomhet.

PER har følgende risiko klassifisering i den norske stofflisten:

R40 Mulig fare for kreft.

R51/53 Giftig for vannlevende organismer, kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet.

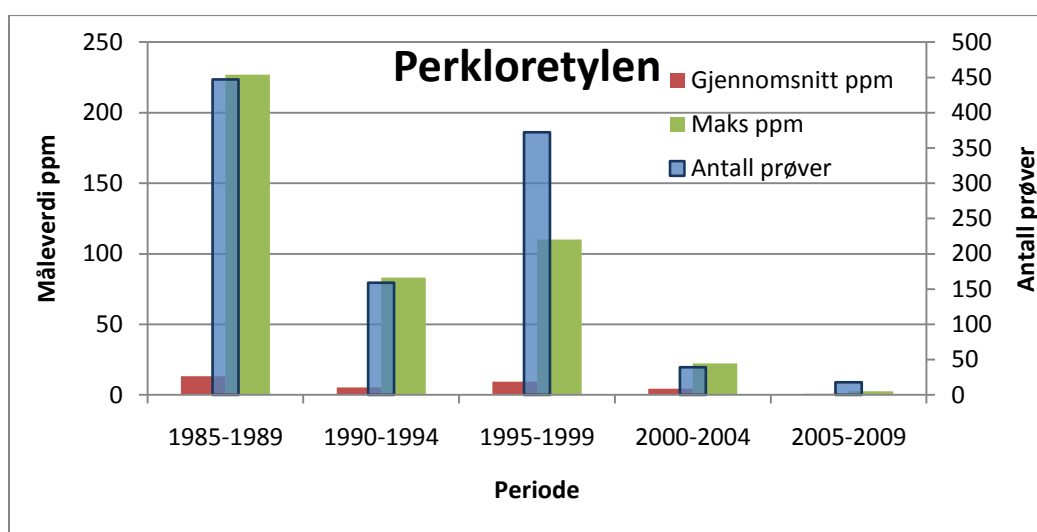
EKSPONERING

Administrative normen for PER i Norge er 6 ppm (40 mg/m³), med anmerkning både for hudopptak, fare for kreft, samt fare for reprotoksisitet. Den norske normen er den laveste normen som gjelder for PER. De øvrige skandinaviske myndigheter har administrativ norm lik 10 ppm (70 mg/m³).

Det norske arbeidsmiljøet i vaskeri- og renserinæringen ble undersøkt med tanke for PER i perioden 1992-1996 (Thorud et al 1997, HD1081/97 FOU). Rapporten omfatter både langtids- og korttidsprøver med middelverdien for eksponering av PER på 7,7 ppm. Langtidsprøvene alene viste gjennomsnittsverdi på 5,7 ppm og med median på 3,3 ppm. Korttidsprøvene viste en middelverdi på 18,6 ppm med median 6,4 ppm.

I tillegg til denne undersøkelsen er det utført målinger av PER i ulike yrkessammenhenger fram til i dag, som er registrert i EXPO. I de senere årene indikerer disse målingene en markert nedgang i eksponeringsverdiene samtidig med at antall målinger også er redusert. Dette kan ha sammenheng med de endringene som har funnet sted; redusert antall vaskeri-rensier, samt overgang til alternativ teknologi som ikke involverer PER. Tabell og figur under viser sammenstilling av alle målingene på tvers av bransjene.

Periode	Antall prøver	Gjennomsnitt ppm	Maks ppm
1985-1989	447	13,28	227
1990-1994	159	5,27	83
1995-1999	372	9,28	110
2000-2004	39	4,47	22,3
2005-2009	18	0,65	2,54



I EU's RAR risikovurdering antar de "worst case" eksponerings nivåer på 10-30 ppm for renservirksomhet, metallavfetting/rengjøring, avfallsgjenvinning samt laboratorievirksomhet. Disse tallene kommer delvis fra eksponeringsdata samt fra EASE (metallavfetting).

VURDERING

Det er vanskelig å trekke sikre konklusjoner angående eksponeringer for PER i norsk arbeidsmiljø i dag, fordi måledataene for de ulike bransjene er få. For vaskeri- og renservirksomheten, men også for de øvrige yrkeskategoriene, indikerer de måledataene som finnes i EXPO at eksponeringene for PER ligger under administrative norm (6 ppm eller 40 mg/m³). De få målingene som gjelder for andre yrkesrelaterte anvendelser, indikerer også at eksponeringen ligger under administrativ norm.

I ECHA/REACH sitt arbeid med PER ved ECB RAR risikovurdering vurderes eventuelle tiltak for å begrense/kontrollere eksponering for PER både for arbeidstakere og forbrukere. Dette vil kunne resultere i forslag til maksimale tillatte eksponeringsverdier, tilsvarende våre administrative normer. I tillegg vurderes eventuell biologisk monitorering av eksponeringen.

De helseskadelige egenskapene til PER er av en slik art at risikoreduserende tiltak fortsatt må betraktes som viktig. Viktigste typer arbeid som kan medføre eksponering til PER er metallavfetting/rengjøring, avfallshåndtering, samt rensierier.

REFERANSER

Arbeidstilsynet. *Administrative normer for forurensning i arbeidsatmosfære*. Veiledning til arbeidsmiljøloven. Oslo: Direktoratet for Arbeidstilsynet, 2007

NEG-DECOS. (2003). Tetrachloroethylene (PER). The Nordic Expert Group for Criteria Documentation of Health Risks from Chemicals and The Dutch Expert Committee on Occupational Standards. Stockholm: National Institute for Working Life.

Scientific Committee on Occupational Exposure Limits; Tetrachloroethylene (Perchloroethylene) SCOEL/SUM/133, 2008 (under høring)

EU's Draft RAR amendum, 2003 og amendum 2008:

http://ecb.jrc.ec.europa.eu/documents/Existing-Chemicals/RISK_ASSESSMENT/DRAFT/R021_0712_env_hh.pdf

ECHA/REACH, Tetrachloroethylene, ANNEX XV TRANSITIONAL REPORT, 2009

Ftalater

BRUKSOMRÅDER

Ftalater er en gruppe plastmyknere som øker plastens fleksibilitet. I Norge brukes ftalater hovedsakelig for å mykne plaststoffet polyvinylklorid (PVC). Myk PVC blir brukt i gulvbelegg, tapet, plastfilm, tetningsmidler, maling, printer-blekk, lakk, lim og bilpleieprodukter, medisinsk utstyr, reiseeffekter for å nevne noen. Ftalater brukes også i overflatebehandling av lær og klær og i kosmetikk, særlig negleprodukter. Myknere i plast til medisinsk utstyr (plastprodukter til blodoverføring, dialyse etc) er en viktig yrkesmessig bruk. I samme gruppe som DEHP finnes også DBP, BBP, DIBP. Disse er klassifiserte som reproduksjonsskadelige og produseres ikke i Norge lenger og det er ikke tillatt å omsette disse. DEHP og de øvrige ftalatene i denne gruppen erstattes med andre og mindre skadelige myknere som DINP, DIDP og DNOP og lignende ftalater. DINP og DIDP er ikke klassifisert som helse- eller miljøskadelige. Siste registrerte bruk av DEHP (SPIN-databasen) som mykner i produksjon av plast var i 2000. DEHP forekommer allikevel som mykner i importerte plastprodukter. De aller siste tall fra Produktregisteret (2008) er vist i tabellen i Appendix 1.

HELSEEFFEKTER

Kritisk effekt ved eksponering av ftalatene DEHP, DBP og BBP er reproduksjonsskader.

Forsøk tyder på at ftalater har en lav akutt toksisk effekt. I de få studiene vi har på menneske, har arbeidstakerne vært eksponert for en blanding av kjemikalier. Det er derfor vanskelig å benytte disse studiene i vurderingen av ftalaters helseskadelige effekt.

EUs risikovurderingsrapporter konkluderer med at dagens kunnskap ikke gir holdepunkter for å si at ftalater er skadelige for genmaterialet. Det har vært vist at flere ftalater kan gi kreft hos rotter og mus. Relevansen av dette for mennesker diskuteres fortsatt blant forskere, men med bakgrunn i ny mekanismekunnskap har EUs rapporter konkludert med at stoffene ikke er kreftfremkallende for mennesker.

Ftalatene dibutylftalat (DBP), diisodekylftalat (DIDP), diisononylftalat (DINP), dietylheksylftalat (DEHP) og butylbenzylftalat (BBP) er risikovurdert i EU's ECB. Norge hadde rapportøransvar for BBP, med ansvar for utarbeidelsen av risikovurderingen.

Administrative normer for ftalater:

CAS	Navn	Adm. norm
117-81-7	DEHP	1 mg/m ³
85-68-7	BBP	1 mg/m ³
84-74-2	DBP	3 mg/m ³
84-66-2	DEP	3 mg/m ³
131-11-3	DMP	3 mg/m ³
117-84-0	DOP	3 mg/m ³

EKSPONERING

På grunn av begrensede tiltak og strenge klassifiseringen, viser trenden de siste årene en sterkt redusert anvendelse både av DEHP, DBP og BBP, mens anvendelsen av de mindre skadelige substituttene DIBP og DINP øker i samme periode.

I en arbeidsmiljø-sammenheng vil eksponering til ftalater hovedsakelig være enten via inhalasjon eller ved hudkontakt. Ftalater har lavt damptrykk og er generelt lite flyktige ved romtemperatur, noe som gir lave luftkonsentrasjoner. DBP er mer flyktig enn de øvrige, og på grunn av sin høyere flyktighet, brukes gjerne DBP sammen med andre ftalater og sjelden alene. Eksponering for ftalater forekommer i arbeidslivet, da i fremstilling og håndtering av produkter som inneholder ftalater. Produksjon av rene ftalater foregår i lukkede systemer, men eksponering kan forekomme ved for eksempel fylling av oppbevarings-tønner og tankbiler, samt rengjøring og vedlikehold av utstyr. Siden vi ikke har produksjon av ftalater i Norge, er slik eksponering ikke relevant. Under fremstilling av produkter som inneholder ftalater, som for eksempel gulvbelegg eller flyteblåser, er det særlig innblanding av ftalatstoffet og varmebehandling av PVC-materialer som kan gi høy eksponeringen. Ftalatene er ikke kjemisk bundet til polymeren i fleksibel PVC og andre produkter, og kan dermed frigjøres fra faste produkter ved bruk og ved håndtering av avfall. Under vurdering av DBP i REACH bruker en eksponerings-scenariene som grovt beskrives som:

1. Produksjon av ftalatet selv (Ikke aktuell i Norge)
2. Industriell framstilling av produkter som inneholder ftalatet
3. Bruk og håndtering av ftalat-holdig produkt: aerosol dannende aktivitet
4. Bruk og håndtering av ftalat-holdig produkt: nonaerosol dannende aktivitet

For DBP indikeres/estimeres typisk inhalasjons-eksponeringsnivå på ca 2 mg/m³ med 5 mg/m³ som "worst case", mens administrativ norm er 3 mg/m³. Arbeidsprosesser, som mekanisk håndtering av avfall som inneholder ftalater og hvor det dannes aerosoler og partikler kan medføre risiko for eksponering. Ved bruk og håndtering av ftalat-holdige produkter hvor en ikke får dannet aerosoler og partikler, medfører dette en neglisjerbar inhalasjons-eksponering pga lav flyktighet av ftalatene (Reach). EU's rapport for BBP gir detaljert beskrivelse for ulike arbeidsscenarier

Det er generelt meget lite måledokumentasjon tilgjengelig for ftalater i arbeidsmiljøet. Ftalatene DEHP, BBP og DBP er forbudt i kosmetikk både i Norge og EU, slik at her antas liten mulighet for eksponering hos frisører, kosmetologer og andre som gjennom sitt yrke anvender kosmetikk og lignende produkter. ECHA har inkludert DEHP, DBP og BBP i

REACH liste over stoffer med svært betenkelige egenskaper (Annex XV), som i så fall vil medføre at all bruk av disse krever autorisasjon.

Det finnes ingen registrerte målinger for DEHP i EXPO. Det er kun registrert noen få målinger av ftalat-forbindelsene DIBP og DBP i den yrkesrelaterede eksponeringsbasen EXPO. De målingene som er gjort, viser en eksponering langt under administrative norm.

VURDERING

Som en følge av det nevnte risikovurderingsprogrammet, har EU vedtatt at tre av ftalatene (DBP, DEHP og BBP) skal klassifiseres som reproduksjonsskadelige. For ftalatene (DIDP og DINP) er helseeffektene ikke tilstrekkelig dokumentert til at stoffene er klassifiserte, og disse brukes som erstattere og alternativer til de klassifiserte. Det arbeides globalt med å finne gode alternative plastmyknere som ikke er ftalater.

Rapporten (ECB) om DEHP konkluderer med at det for arbeidstakere er behov for tiltak som kan redusere risikoen for reproduksjonsskadelig effekt og skadelig effekt på nyre. Dette gjelder ved produksjon av DEHP og ved fremstilling og bruk av produkter hvor DEHP inngår. Rapporten om DBP konkluderer med at det er behov for tiltak som kan redusere risikoen for reproduksjonsskadelig effekt ved arbeidsoperasjoner hvor det dannes aerosoler av DBP. Konklusjonene for DIDP og DINP sier at det ikke er behov for å sette inn risikoreducerende tiltak utover de som allerede finnes.

På grunn av den sterkt reduserte produksjon og håndtering av produkter med de skadelige ftalatene, samt overgang til mindre skadelige ftalater, har ftalatene blitt et langt mindre problem i arbeidsmiljø-sammenheng. Men i og med at produkter som inneholder DEHP fortsatt importeres, kan visse typer arbeider fortsatt medføre eksponering til ftalater. Dette kan være arbeider som for eksempel avfallshåndtering, bygningsarbeid med fuging, liming og tetting, maling, tapetsering og gulvlegging, gjerne i kombinasjon med varme.

Nonylfenoler og oktylfenoler og deres etoksilater

BRUKSOMRÅDER

Etoksilatene av nonylfenol og oktylfenol er de hovedsakelige bruksformene i produkter, men disse brytes forholdsvis lett ned til henholdsvis nonylfenoler og oktylfenoler. De er lite flyktige. Nonylfenoletoksilater er overflateaktive stoffer (ikke-ioniske tensider; surfaktanter og detergenter) som på grunn av sine allsidige tekniske egenskaper har vært brukt i en rekke produkter, for eksempel i vaske- og rengjøringsmidler, bilpleiemidler, maling, lakk og lim, samt som skjærevæske ved metallbearbeiding. Det er innført forbud mot produksjon, import, eksport eller omsetning av en rekke produkter med innhold over 0,1 vektprosent til rengjøring, tekstil- og lær-behandling, osv. For kosmetikk er det forbudt å bruke nonylfenol. Dette har redusert forekomst og bruk betraktelig. Forbudet gjelder imidlertid ikke maling, lakk, smøreolje og faste bearbeidede produkter, som dermed utgjør de viktigste bruksområdene i Norge.

Andre unntak fra forbudet gjelder for (Produktforskriften, Paragraf 2-18):

- Ervervsmessig kjemisk rensing i kontrollerte lukkede systemer
 - Ervervsmessig rengjøring i spesielle rengjøringsystemer
- hvor rengjøringsmidlet gjenvinnes eller forbrennes

- Tekstil og lær-bearbeiding uten utslipp av avløpsvann
- Tekstil og lær-bearbeiding-systemer, hvor prosessvannet forbehandles slik at organisk stoff fjernes før biologisk rensing av avløpsvannet (avfetting av saueskinn)
- Metallbearbeiding i lukkede systemer hvor rensesvæskene (skjærevæskene) gjenvinnes eller forbrennes

HELSEEFFEKTER

EU (ECB EUR 20387) har utarbeidet en risikovurdering for nonylfenol og deres etoksilater, og Storbritannia har utarbeidet en utførlig risikovurdering for oktylfenol. Stoffene er vist å ha hormonforstyrrende effekter på fisk. Hos pattedyr kan nonylfenol gi mulig skade på foster og forplantningsevne. Nonylfenoler er i tillegg klassifisert som etsende og farlig ved svelging.

Følgende R-setninger er gitt:

R22 Farlig ved svelging.

R34 Etsende.

R50/53 Meget giftig for vannlevende organismer, kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet.

R62 Mulig fare for skade på forplantningsevnen.

R63 Mulig fare for fosterskade.

EKSPONERING

Det finnes ingen administrative normer for nonylfenol, oktylfenoler eller deres etoksilater, verken i Norge eller globalt. Det foreligger ingen eksponeringsdata for disse stoffene i EXPO. I henhold til EU's risikovurdering for nonylfenol, antas de viktigste eksponeringsformer i arbeidsmiljø sammenheng å være:

-fremstilling og produksjon av nonylfenol (Ikke aktuelt for Norge)

-bruk av nonylfenol som mellomprodukt i annen kjemisk produksjon (Ikke aktuelt for Norge)

-produksjon av spesialmaling (for eksempel marin maling) som inneholder nonylfenol

-bruk av spesialmaling som inneholder nonylfenol, spesielt spraymaling

I EU's risikovurdering vurderes fremstilling og bruk av nonylfenol som kjemisk mellomprodukt, samt bruk av spraymaling som inneholder nonylfenol som risiko for arbeidstakere og at det her vil være behov for ytterligere risikoreduserende tiltak. Med de restriksjonene og begrensningene som gjelder for nonylfenol i Norge, antas kun yrkesmessig bruk av spraymaling med innhold av nonylfenol å kunne innebære potensiell risiko for eksponering av arbeidstakere, og hvor det kan være nødvendig med risikoreduserende tiltak. Teoretisk estimering av eksponering ved hjelp av systemet EASE, gir en omtrentlig eksponering ved spraymaling lik 1 ppm eller ca 9 mg/m³. Estimaten i denne risikovurdering er gjort uten personlig verneutstyr, som gjelder for all risikovurdering. Det er grunn til å anta at tilstrekkelig verneutstyr brukes ved profesjonell spraying av slik spesialmaling, noe som vil redusere eksponeringen betraktelig. På grunn av nonylfenols etsende effekt, kan uforutsette hendelser/uhell medføre tilstrekkelig øye- hudkontakt slik at etseskade kan tenkes å forekomme. Det antas at vurderingene som er gjort for nonylfenol, også kan sies å gjelde for oktylfenol.

VURDERING

På grunn av den begrensede bruk av nonylfenol og oktylfenol antas disse stoffene å ikke være et særlig problem i arbeidslivet generelt. I henhold til EU's risikovurdering, er det ved spraymaling med spesialmaling som inneholder disse stoffene, hvor en potensiell eksponering

med fare for helseeffekter kan finne sted. For denne eksponeringen vil luftveisbeskyttelse/verneutstyr redusere denne risikoen betraktelig.

REFERANSER

EU ECB Risk Assessment Report; 4-nonylphenyl (branched and nonylphenol, EUR 20387 EN, 2002

UK DEFRA Report; 4-tert-octylphenol Risk reduction strategy and analysis of advantages and drawbacks, 2008

KLIF, Miljøstatus; Nonyl- og oktylfenoler.

Perfluoroktylsulfonat (PFOS) og Perfluorinert oktansyre (PFOA)

For de fleste forbindelsene i denne gruppa finnes det lite kunnskap om helse- og miljøeffekter, men de har fått mye oppmerksomhet for sine miljømessige skadelige effekter. PFOS og PFOA har lav akutt toksisitet, men har meget lang elimineringsstid fra kroppen. Ved kronisk eksponering av PFOS og PFOA er det vist reproduksjonsskadelige effekter på forsøksdyr. Det foreligger også studier som viser at stoffet kan være kreftfremkallende i forsøksdyr. Det er lite data fra studier på mennesker. Stoffgruppen er meget bioakkumulerende og persistente.

BRUKOMRÅDER

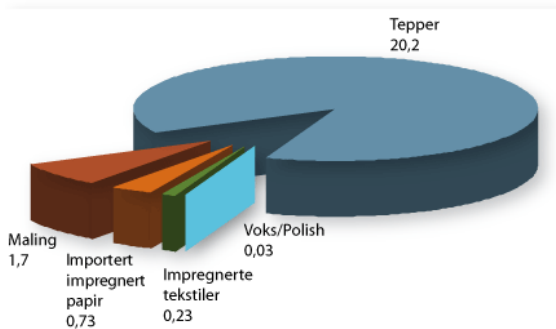
PFOS og PFOA tilhører en stor gruppe av til dels komplekse organiske forbindelser. PFOS har vært brukt i industri- og forbrukerprodukter i lang tid. Stoffet brukes hovedsakelig på grunn av sine gode overflateegenskaper. Den viktigste nasjonale kilden til utslipp av PFOA og PFOS er antatt å være ulike produkter.

Det har vært brukt i stor skala som brannslukkingsmiddel, samt til å redusere fordampning av flyktige organiske stoffer, og til å bedre overflaters vann- og smussavvisende egenskaper (se liste).

Norske bruksområder/produkter:

- Brannskum, spesielt petroleums-, skips- og fly-industri
- Impregnerings-midler
- Impregnerte produkter og tekstiler, spesielt tepper
- Hydraulikk oljer, spesielt til fly
- Maling og lakk
- Rensemiddel
- Voks
- Overflatebehandling av metaller, forkromming, fornikling
- Polish til gulv
- Fotografisk papir

Forbruk av PFOA i 2006 (kilo)



Kilde: Statens forurensningstilsyn, 2007
www.miljostatus.no

På grunn av oppmerksomheten rundt perfluorerte forbindelser og deres uheldige miljømessige egenskaper, har store internasjonale organisasjoner som blant annet OECD og EU satt i gang arbeid for å kartlegge risiko ved bruk og fremstilling av disse forbindelsene. Norge innførte et forbud mot PFOS og PFOS-relaterte forbindelser i brannskum, tekstiler og impregneringsmidler i april 2007. KLIF har utarbeidet revidert handlingsplan med planlagte tiltak for perioden 2008-2010 (TA-2395/2008). I henhold til St. melding nr. 14 (2006-2007) om Regjeringens politikk for en giftfri fremtid har man satt som mål at PFOS, PFOS-relaterte forbindelser og PFOA skal reduseres vesentlig innen 2010 og de er oppført på den utvidede prioritetslisten som inngår i Stortingsmeldingen.

HELSEEFFEKTER

PFOS og PFOA er ikke klassifisert som farlige i henhold til Stofflisten, og de er ikke gitt administrative normer for arbeidsmiljøet, hverken for Norge eller EU. Tyskland og Sveits har en OEL verdi på $0,005 \text{ mg/m}^3$.

EKSPONERING:

I USA ble det påvist høye PFOA-konsentrasjoner i blodet hos yrkeseksponerte som var involverte i produksjon av selve PFOA (1000 -10 000 ppm; 3M,USA), mens det i den generelle befolkningen er funnet langt lavere konsentrasjoner (ca 5 ppm) (FHI, 2009) Det finnes ikke data for PFOA eller PFOS i Produktregisteret eller i SPIN for Norge, men det utelukkes ikke at det kan være registrert andre PFOS/PFOA-relaterte stoffer. KLIF har tidligere gjort et utførlig søk i Produktregisteret etter fluoreerte substanser som kan degraderes til PFOA (TA2354/2007), og konkluderte med at direkte kontakt med aktører må gjøres i tillegg til den knappe informasjonen en kan få fra Produktregisteret. Det finnes ingen eksponeringsdata registrert i EXPO.

PFOA ble påvist som forurensning i skismøringer. I fluorpulver-produkter ble det funnet $2,7 \mu\text{g PFOA/g}$ produkt (median) (maksverdi $12 \mu\text{g/g}$) i et utvalg ($n=11$) fra ulike leverandører. PFOS ble kun påvist i 3 av 11 produkter (median $0,037 \mu\text{g/g}$, maksverdi $0,15 \mu\text{g/g}$). I fluorholdige glidvokser ble det funnet $0,7 \mu\text{g PFOA/g}$ produkt (median) (maksverdi $2,7 \mu\text{g/g}$) i et utvalg ($n=11$) fra ulike leverandører.

I aerosolprøver tatt under smøring av ski ble det i den respirable aerosolen påvist PFOA (median $15 \text{ ng PFOA/mg støv}$, maksverdi 38 ng/mg). Det ble ikke påvist PFOS i støvprøvene. I serumprøver fra 13 norske skismørere (tatt etter sesong 1, før sesong 2 og etter sesong 2) ble det påvist konsentrasjoner av PFOA i området $20 - 174 \text{ ng/ml}$ (medianverdier hhv. $50, 53$ og 57 ng/ml). Nivåene av PFOA er i gjennomsnitt omtrent 25 ganger høyere enn tidligere rapporterte nivåer hos eksempelvis nordmenn med høyt inntak av fisk. Det ble også funnet PFOS-verdier i området $8,7 - 91 \text{ ng/ml}$ (medianverdier $27, 24$ og 26 ng/ml).

Med de restriksjoner og reguleringer som er innført for PFOS og PFOA vil eventuell eksponering for disse stoffene først og fremst skje ved håndtering av produkter som inneholder PFOS, PFOA eller forløperer til disse, som ved tekstilimpregnering, polering,

voksing, hvor sliping av herdet voks finner sted. Det er også vist at butikker som oppbevarer og selger tekstilprodukter som inneholder disse stoffene har et innemiljøet med forhøyede konsentrasjoner av PFOS og PFOA. Det ble funnet høyere verdier i inneluften fra en sportsbutikk sammenliknet med et kontorlokale (KLIF, 2008). Dette vil dermed gi en eksponering av de ansatte for PFOS og PFOA.

Brannskum; Den absolutt største forekomsten av PFOS finnes i brannskum. På grunn av forbud og utfasing av brannskum som inneholder PFOS, vil det ikke lenger foregå ny skumfylling. Og på grunn av forurensninger til jordsmonnet, blir dette skummet heller ikke benyttet i øvelser. Dette medfører at PFOS stående brannskum ikke bør utgjøre noen risiko for arbeidstakere annet enn ved selve utskiftningen av gammelt skum. Dette er i så fall et problem for meget få arbeidstakere over en kort tid.

Galvanoteknisk industri (forkromming): PFOS og PFOS-relaterte forbindelser brukes i galvanobransjen som skumdemper ved forkromming i elektrolysebad. På grunn av sine overflate-egenskaper hindrer stoffet avdamping av 6-verdig krom fra overflaten. Som kjent er seksverdig krom svært helseskadelig, og bruken av PFOS eller PFOS-relaterte stoffer i denne forbindelsen er derfor et viktig arbeidsmiljø-tiltak. PFOS eller PFOS-relaterte forbindelser er de eneste stoffene som holder under de sterkt oksidative betingelser med seksverdig krom. Ved hardforkromming (korrosjonsbeskyttelse) må det brukes seksverdig krom, treverdig krom gir for dårlig kvalitet, i henhold til norsk galvanoteknisk industri. For de fleste andre forkrommingsprosesser (glansforkromming) kan man benytte 3-verdig krom i stedet. Antatt bruk i Norge er 3-5 liter PFOS-konsentrat per år. Dette samles opp etter bruk og håndteres som farlig avfall og anses ikke å utgjøre noen stor risiko, spesielt med tanke på ytre miljøet.

Etter en liten hurtig undersøkelse blant galvanotekniske bedrifter, ser det ut til at de fleste nå har erstattet seksverdig krom med mindre skadelige treverdig krom i sine elektrolyse-bad. Dette reduserer eller eliminerer behovet for skum-dempende PFOS i elektrolysebadene, og dermed liten ingen risiko for eksponering av arbeidstakere. For de meget få gjenværende elektrolysebadene hvor seksverdig krom fortsatt benyttes, vil det kunne være en potensiell risiko for eksponering for PFOS. Hvis det her er mulig å bedre avtrekk over badene kan dette ytterligere redusere behovet for PFOS-relaterte forbindelser som skumdemper. For å få en oversikt over bruk og eksponering av PFOS og lignende stoffer i galvanisk industri, må en full kartlegging av all aktivitet med seksverdig krom av denne typen utføres sammen med målinger av arbeidsatmosfæren.

Forbudet mot bruk av PFOS og PFOS-lignende stoffer som ble innført i april 2007 gjelder ikke for galvanoteknisk anvendelse. Angående videre begrensninger og utfasing av bruk er det derfor behov for å samarbeid mellom norsk galvanoteknisk industri og norske arbeidsmiljømyndigheter for å vurdere hvilke begrensninger som er mulig å gjennomføre uten at det går på bekostning av arbeidsmiljøet.

Tilsetning til hydraulikkoljer: PFOS-relaterte stoffer anses som en meget viktig tilsetning (ca 0,05%) i hydraulik-væsker som brukes i fly. Det finnes i dag ikke sikre alternativer for PFOS-relaterte forbindelser for bruk i hydraulikkvæsker til fly. Bruken er kritisk i forhold til flysikkerheten og forbud/restriksjoner vil ramme flytrafikken. Britene foreslår at man gir et tidsmessig ubegrenset unntak for denne bruken. Men de anbefaler at man som en forutsetning for dette unntaket, krever dokumentasjon på at det forskes på alternativer. Det er ikke funnet eksponeringsdata for PFOS i forbindelse med eksponering for hydraulikkoljer

VURDERING

Med de restriksjoner og reguleringer som er innført for PFOS og PFOA vil eventuell eksponering for disse stoffene først og fremst skje ved håndtering av produkter som er diskutert her og som inneholder PFOS og PFOA. En nærmere kartlegging ville derfor bestå i å foreta målinger av PFOS og PFOA på arbeidsplasser hvor profesjonell håndtering av PFOS/PFOA holdige produkter eller prosesser foregår, f.eks skismørere, gulvleggere, bilpleiere, galvanisk industri, flymekanikere .

REFERANSER

Daae HL, Olsen R, Hersson M, Thorud S, Freberg BI, Ellingsen DE, Molander P: Kjemisk eksponering og effekter på luftveiene blant profesjonelle skismørere. STAMI-rapport 2009; nr. 8 Årgang 10

Folkehelseinstituttet (FHI), Publikasjon B.7.05 Fluorerte forbindelser: Publisert 01.07.2008 , Oppdatert: 27.02.2009, 10:29

Siloksaner

Denne utredningen omhandler kun sykliske siloksaner:

- Oktametylsyktetrasiloksan (D4)
- Dekametylsyklopentasiloksan (D5)
- (- Cyclohexasiloxane, dodecamethyl (D6))

BRUKSOMRÅDER

Det skjer ingen produksjon av siloksaner i Norge. Bruttomengdene registrert i Produktregisteret for 2008 er på 41 tonn for D5, og ca 45 tonn for D4 pluss D5. Bruk i kosmetikk og faste, bearbejdede produkter er ikke inkludert i statistikken.

Siloksaner brukes i industrien, tilsettes drivstoff og inngår i en rekke forbruksprodukter som bilvoks, rengjøringsmiddel, kosmetikk, hygieneprodukter og skumdempingsmidler. Blant importerte ferdigprodukter finnes de største mengdene trolig i elektriske og elektroniske produkter (EE-produkter).

På oppdrag av KLIF, har COWI gjennomført en materialstrømsanalyse av siloksaner som er i bruk og i hvilke produkter og prosesser de inngår i. Denne analysen gir en grundig kartlegging av omsetning og bruksområder for siloksaner i Norge ((KLIF: Kartlegging av siloksaner; Kartlegging av bruk i Norge i 2008, TA-2557/2009).

En vurderingen av siloksaner i arbeidsmiljøssammenheng, vil i hovedsak bygge på informasjon tilgjengelig i denne rapporten.

HELSEEFFEKTER

Det foreligger ingen risikovurdering i EU's regi, og heller ingen administrativ norm. EU's SCOEL, har ikke utarbeidet kriteriedokumenter. D4 er registrert i Stofflisten med R62: "Mulig fare for skade på forplantningsevnen."

Kanadiske risikovurdering av D4, D5 (ikke D6), konkluderer med at siloksanene brukes i såpass stort omfang at det utgjør et miljøproblem med sin persistens (Environment Canada, 2008). De konkluderer foreløpig at disse stoffene ikke utgjør bekymringer for helsefare hos mennesker, basert på eksponering for disse stoffene gjennom normal bruk av produkter som inneholder stoffene. Ved offentlig høring av denne offentlige vurderingen, kommer det fram at på grunn av store mengder i bruk, mange ulike bruksområder, høy flyktighet samt likhet mellom D4 (mulig skadelige) og D5, D6, bør det være grunn til å anta at alle siloksaner kan entre atmosfæren i tilstrekkelig konsentrasjon til å kunne utgjøre en fare for menneskers helse.

EKSPONERING

Potensiell eksponering kan forekomme ved produksjon av produkter og materialer som inneholder siloksaner, samt ved yrkesrelatert arbeid, behandling, spesielt polymerisering

og/eller oppvarming, som involverer produkter eller materialer som inneholder siloksaner. Eksempler på aktiviteter kan være innen fugging og tetting og liming, samt maling, kosmetikk, rengjøring og polering av gulver, rengjøring og polering av bil. Eksponering av damp som inneholder rest-monomerer. Eksponering av arbeidstakere for siloksan er ikke et kjent og prioritert problem i tilknytning til arbeidsmiljø. Eksponering kan også skje ved frigjøring av rest-monomerer under polymeriseringsprosessen, gjelder særlig ved all yrkesrelatert behandling ved fugging og tetting og liming, samt maling med produkter som inneholder siloksan (byggningsarbeidere, malere, gulvleggere etc).

Vi har lite eller ingen eksponeringsdata for siloksaner i arbeidsmiljø. I EXPO foreligger det fire ulike målinger for D4 og D5. Ved ett tilfelle ble D5 påvist i et slipe/pusserom for overflatebehandling, hvor målingene ble gjort i romluft før aktivitet, under aktivitet og uten aktivitet.

I USA tilsier en guideline fra Industrial Hygiene Guideline en øvre grense på 5-10 ppm som tilsvarer 122 µg/m³.

VURDERING

Det er ikke mulig ut fra tilgjengelig informasjon og data å vurdere hvorvidt det kan være yrkesrelatert eksponering for siloksaner.

Muskxylen og musketon

BRUKSOMRÅDER

Muskxylen og musketon brukes som luktstoff blant annet i rengjøringsmidler, toalettartikler, tøyemyknere, kosmetikk, parfymmer, luftrensere, bilvoks, gulv- og møbelpoleringsprodukter. Bruttomengdene i Produktregisteret for 2008 er på 0,01 tonn. Dette tallet kan være sterkt underrapportert på grunn av at kosmetikk og parfymeprodukter uten faremerking, og som inneholder xylen er ikke nødvendigvis er deklareringspliktige. Muskxylen og musketon fremstilles ikke i Norge eller EU (KLIF TA-2320/2005; KLIF TA-2374/2008), men brukes som tilsetningsstoff ved fremstilling av ovennevnte produkter.

KLIF har foreslått å innføre forbud mot produksjon, import, eksport eller omsetning av forbrukerprodukter som inneholder muskxylen, når innholdet av stoffet i produktets homogene enkeltdeler er høyere eller lik 0,05 vektprosent. Forbudet gjelder ikke vaskemidler og kosmetikk.

ECHA har videre foreslått at muskxylene tas inn i annex XIV i REACH, først og fremst på grunn av at muskxylen er svært persistent og svært bioakkumulerende (vPvB). Dersom forslaget blir vedtatt, avhenger videre bruk av at det blir gitt autorisasjon til aktuelle bruksområder.

HELSEEFFEKTER

Muskxylen merket med følgende R-setninger i Stofflisten:

R2 Eksplosjonsfarlig ved støt, gnidning, ild eller andre antennelseskilder.

R40 Mulig fare for kreft.

R50/53 Meget giftig for vannlevende organismer, kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet.

Musketon er ikke klassifisert.

EKSPONERING

I EU' risikovurdering er muskxylen og musketon begge vært gjenstand for utførlig risikovurdering. Utslipp til luft er i EUs risikovurdering antatt å være neglisjerbar. Muskxylen er en PBT kandidat. P og B kriteriet synes å være tilfredsstillt. T kriteriet er tilfredsstillt pga. Carcinogenese Cat 3.

EU risikovurdering indikerer at eksponering i arbeidsmiljøet kan skje ved avgivelse av muskxylen eller muskketon fra produksjon av forbrukerprodukter og ved bruk av ferdige forbrukerprodukter som inneholder disse stoffene. Inhalasjon av damp eller pulver samt direkte kontakt med hud anses som mest sannsynlig eksponeringsmåte.

Risikovurderingen for muskxylen ser for seg et scenarie med produksjon av selve bruksløsninger av muskxylen og muskketon. I slikt arbeid vil involverte arbeidstakere foreta ulike håndteringer av krystallinsk pulver, som veiing og overføring av pulver til væskeløsningen. Fordi disse stoffene har et veldig lavt damptrykk, antas at inhalasjon av damp sannsynligvis er neglisjerbar. Et annet scenarie i risikovurdering er håndtering av bruksløsninger (konsentrater) av muskxylen eller muskketon for produksjon av sluttprodukter, som kosmetikk, hygieneprodukter osv. Et tredje scenarie som omhandles er profesjonell, yrkesrelatert bruk og håndtering av produktene som inneholder muskxylen eller muskketon, f.eks rengjørere.

VURDERING

EU's risikovurdering konkluderer med at det for de ulike scenariene som er vurdert, ikke er nødvendig å foreta videre undersøkelser eller foreta risikoreducerende tiltak ut over det som allerede er på plass. Dette skulle tilsi at yrkesrelaterte bruk og håndtering av produkter som inneholder muskxylen eller muskketon ikke skulle innebære særlige problemer i arbeidsmiljø sammenheng.

Bisfenol A

BRUKSOMRÅDER

Det registrerte total-forbruket i Norge av bisfenol A i 2008 er anslått å være i størrelsesorden 76-82 tonn (Produktregisteret). Bisfenol A som kjemikalie produseres ikke i Norge, brukes for det meste som bestanddel til plast, polykarbonat og epoxy, maling, lakk og lim, stabilisatorer samt fugefrie gulv.

HELSEEFFEKTER

Den kritiske effekten for BisfenolA er reproduksjonsskade samt irriterende og allergifremkallende ved hudkontakt.

BisfenolA er klassifisert med følgende R-setninger i Stofflisten:

R37 Irriterer luftveiene.

R41 Fare for alvorlig øyeskade.

R43 Kan gi allergi ved hudkontakt.

R62 Mulig fare for skade på forplantningsevnen.

EKSPONERING

Det finnes ingen registrerte eksponeringsdata for BisfenolA i EXPO og det finnes ikke andre yrkesrelaterte målinger av BisfenolA i norsk arbeidsmiljø. Det foreligger ikke administrativ norm for BisfenolA i Norge.

I EUs program for eksisterende kjemiske stoffer (ECB RAR, 2010) er det utarbeidet en risikovurdering for bisfenol A, som er oppdatert Februar 2010. Yrkes scenariene som er vurdert her bygger delvis på målte eksponeringsdata fra ulike industrier og arbeidsoperasjoner samt på kalkulerte estimater (EASE). Følgende eksponeringsscenarier med er vurdert:

-Kjemisk fremstilling av BisfenolA

-Produksjon av polykarbonat råplast

-Fremstilling av produkter av polykarbonat

- Fremstilling av epoksy råmateriale
- Bruk av BisfenolA i PVC produksjon
- Produksjon av epoxy-basert maling, lakk og overflatebehandlingsprodukter
- Produksjon av termisk papir som inneholder BisfenolA
- Tinn-platting

VURDERING

Risikovurderingen fra ECB konkluderer med at ved langvarig eksponering for BisfenolA er det behov for ytterligere risikoreduserende tiltak med tanke på reproduksjonsskader ved kjemisk fremstilling av BisfenolA, samt produksjon av epoxy råmateriale. Det er også behov for å begrense risikoen for hudsensibilisering ved alle yrkesscenarier hvor eksponering for BisfenolA kan skje ved hudkontakt. For alle andre anvendelser av BisfenolA som inngår i denne vurderingen, konkluderes det med at det ikke er behov for ytterligere begrensninger av risiko, ut over det som gjelder i dag. Dette gjelder for alle nevnte effekter og alle scenarier. Det finnes også eksponeringsscenarier som ikke er omhandlet i EU's risikovurdering. Ved varmt arbeid på malte overflater av eldre dato kan overflatebehandlingen inneholde stoffer som BisfenolA, som epoxymaling. Bruksområder og arbeidsoperasjoner kan bestå av flammeskjæring, sveising og sliping på malte metalleder, samt fjerning av maling ved brenning eller bruk av varmluftspistol. Også varmt arbeid på plastmaterialer kan frigi BisfenolA. Dette gjelder gjerne varmt arbeid ved reparasjon, vedlikehold og opphugging av offshore installasjoner, båter osv (Infoblad for varmt arbeid, Norsk Industri 2005). For disse arbeidsoperasjonene har vi ikke data eller informasjon om mulig eksponering for BisfenolA.

REFERANSER

European Union Risk Assessment Report (EU RAR); 4,4'-isopropylidenediphenol (bisphenol-a), 2010

Norsk Industri; Informasjonsblad for varmt arbeid: maling, malte flater, 2005

Arbeidstilsynet. Veiledning om varmt arbeid, Veiledning 560, 2003

Dioksiner og furaner

FOREKOMST

Etter våre vurderinger forekommer ingen reell bruksområder for disse stoffene. Det er heller ikke registrert tall i Produktregisteret. Dioksiner og furaner oppstår som forurensning i alle forbrenningsprosesser der klor og karbon er tilstede.

HELSEEFFEKTER

Hos mennesker har effekter på immunsystemet, hudutslett og hudsykdommen klorakne blitt observert. Dioksiner kan også være kreftfremkallende. Stoffene kan gi mulige effekter på forplantningsevnen, skade foster, hormonsystemet og nervesystem under utvikling. Hos mennesker anses slike skader som lite sannsynlige ved de lave eksponeringer som er aktuelle i Norge.

EKSPONERING

Det finnes rapporter på yrkeseksponering for de som jobber ved forbrenningsanlegg. (WHO 1998)

VURDERING

Etter vår vurdering er det fortsatt mulig eksponering for dioksiner, med risiko for

helseeffekter hos arbeidstakere. Derfor bør en fortsatt ha fokus på eksponeringsreduserende tiltak.

REFERANSER

WHO Consultation 1998. Assessment of the health risk of dioxins: re-evaluation of the tolerable daily intake (TDI)

Tributyltin og andre organiske tinnforbindelser

BRUKSOMRÅDER

Tributyltinn(TBT)- og trifenylyltinnforbindelser (TFT) ble tidligere brukt hovedsaklig i bunnstoff på skip og i treimpregneringsmidler for å hindre begroing og råte. Fra 1990 ble det forbudt å bruke tinnorganiske forbindelser i bunnstoff for båter under 25 meter og i notimpregneringsmidler. Fra 1. januar 2003 ble forbudet utvidet til å også omfatte påføring av TBT/TFT-holdig bunnstoff på skip over 25 meter. Fra januar 2008 ble tilstedeværelse av slike bunnstoffer som ytterlag på skip forbudt. TBT er heller ikke lenger tillatt å bruke som treimpregneringsmiddel i Norge og EU.

I henhold til utslippsrapporten for 2006 (TA2482) er reduksjonen i nasjonale utslippene av TBT/TFT i perioden 1995 – 2006 anslått til ca 100 %.

HELSEEFFEKTER

TBT og TFT er klassifisert som giftige for mennesker. TBT kan gi helseskader ved kronisk eksponering. Følgende klassifisering er gitt i norske stofflisten

21 Farlig ved hudkontakt.

25 Giftig ved svelging.

36/38 Irriterer øynene og huden.

48/23/25 Giftig: alvorlig helsefare ved lengre tids påvirkning ved innånding og svelging.

50/53 Meget giftig for vannlevende organismer, kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet.

VURDERING

Siden nærmest all bruk og anvendelse av TBT og TFT er opphørt, betraktes ikke disse stoffene som særlig problem for arbeidsmiljøet. Enkelte uforutsette hendelser ved sandblåsing av gammelt bunnstoff kan imidlertid ikke utelukkes helt.

Arsen

BRUKSOMRÅDER

Selv om forbruket av arsen har blitt sterkt redusert de senere årene, brukes arsen fremdeles i en rekke produkter. Viktigste bruken av arsen i dag er i tilknytning til produkter som messing, til bruk i blant annet elektriske og elektroniske produkter (EE-produkter) og blyakkumulatorer. KLIF har foreslått å utvide forbudet mot produksjon, import, eksport eller omsetning av en rekke forbrukerprodukter som inneholder arsen eller arsenforbindelser, når innholdet av stoffet i produktets homogene enkeltdeler er høyere eller lik 0,01 vektprosent (for EE-produkter gjelder 0,1 vektprosent).

HELSEEFFEKTER

Lungekreft regnes som den kritiske effekten av arsen, da flere studier i arbeidsmiljø viser en sammenheng mellom lungekreft og eksponering for uorganiske arsenforbindelser.

Administrativ norm for arsen er 0.01 mg/m³

EKSPONERING

Det ble innført forbud mot CCA impregnert trevirke i Norge i 2003, med enkelte unntak. Eksposering for arsen i forbindelse med industriell produksjon av CCA-behandlet trevirke er derfor ikke aktuelt lenger. Det stilles idag krav til avfallsplaner og miljøsaneringsbeskrivelse ved riving av byggverk som inneholder CCA-impregnert trevirke. CCA-impregnert trevirke leveres nå til egne forbrenningsanlegg. I arbeidsmiljø-sammenheng regnes det derfor ikke som sannsynlig at arbeidere som håndterer brukt trevirke som inneholder CCA, eksponeres for Arsen opp mot administrativ norm på 0.01 mg/m³ satt av Arbeidstilsynet

Arsen ble tidligere blitt brukt i glass-produksjon (krystall- og bly-glass), men dette er faset ut, og utgjør ingen eksponeringsrisiko i arbeidsmiljøet.

En viktig anvendelse av arsen er som bestanddel, ved siden av kobber og sink, i legeringer som brukes i messing-støperier. Her, som i all støperivirksomhet, vil det være en viss risiko for eksponering til de metallene som inngår. Varmt arbeid som utføres på messing, som f. eks. ved plasmaskjæring, kan det også være fare for eksponering for metallene som inngår i messing-legeringen.

I fremstilling av blyakkumulator-batterier inngår arsen i bly-legeringen for å gjøre blyet sterkere og mer støpbart, og arbeidsoperasjoner knyttet til produksjon av blyakkumulatorer medfører potensiell eksponering for arsen. Siden all produksjon av blyakkumulatorer er opphørt i Norge, er ikke dette en relevant eksponerings-scenarie for arsen. Derimot, kan en tenke seg en mulig potensiell eksponering for arsen i form av arsin (AsH₃) i innendørs, store lokaler hvor lading av mange/store akkumulatorer utføres (Ladehall/stasjon). Eksempelvis, i hangarer hvor forsvarrets ubåter ligger til kai for opplading av sine store bly-akkumulatorer, kan en også se for seg en viss konsentrasjon av arsen i luft.

Arsen-forbindelser inngår også i preparater som brukes i forbindelse med utstopping av døde dyr. Et mulig hull i vår kunnskap om eksponering for arsen, kan være i hvilken grad preparanter i dette arbeidet eksponeres for arsen, både ved inhalasjon og ved hudkontakt.

I arbeidsoperasjoner, spesielt varmt arbeid, hvor man er i kontakt med og håndterer metalliske produkter som inneholder arsen er det en viss risiko for eksponering for arsen;

- Håndtering av skrapjern og metallprodukter
- gjenvinning av metaller og metallprodukter
- Omsmelting av skrapjern og metallprodukter
- Varmt arbeid

VURDERING

Det er flere ulike arbeidsoperasjoner hvor eksponering for arsen kan forekomme. Ut fra arsens helseskadelige effekt, er det viktig å ha fokus på dette i arbeidsmiljø-sammenheng.

Bly

BRUKSOMRÅDER

Bly brukes i en rekke produkter i stort omfang. Forbruket av bly i produkter har blitt økt fra cirka 16000 tonn i året i 1995 til over 23000 tonn i året i 2006.

Det er tidligere innført grenseverdier for bruk og import av bly i blant annet emballasje, EE-produkter og biler. Det er også innført forbud mot blyhagl fra og med 2005, med unntak for bruk i forsvaret.

Det er også innført krav til alle virksomheter om at blybatterier skal leveres til godkjent mottak for farlig avfall. I 2005 var innsamlingsgraden på 98 prosent.

HELSEEFFEKTER

Den hovedsaklige kilden til helseskade grunnet eksponering for bly i miljøet stammer fra industriell og/eller teknologisk utnyttelse av bly. Typiske helseskader ved blyeksponering er hjerne- og nyreskader og reproduksjonskader.

Administrativ norm er 0.05 mg/m³ for bly, som uorganiske og organiske forbindelser.

Blykromat er plassert i REACH liste over SVHC.

EKSPONERING

Eksponering for bly kan forekomme gjennom mange ulike virksomhetstyper – slik som arbeid i metallstøperier og smelteverk, batteriproduksjon og sveising og skjæring av metall og håndtering av skrap. Bly forekommer i maling og overflatebehandlingen på eldre konstruksjoner. Varmt arbeid som sveising og termisk skjæring på blybelagt materiale gir svært små blypartikler i luften. Yrkesmessig eksponering for bly skjer vanligvis via innånding av blyholdig støv, røyk eller damp, men kan også skje oralt ved berøring av metallisk bly hvor det er blitt dannet et støvlag av blyoksid som lett kan overføres til mat eller sigaretter.

Siden all produksjon av blyakkumulatorer er opphørt i Norge, og på grunn av krav til alle virksomheter om at blybatterier skal leveres til godkjent mottak for farlig avfall, er ikke dette en relevant eksponerings-scenarie for bly. Derimot, kan en tenke seg en mulig potensiell eksponering for bly i innendørs, store lokaler hvor lading av mange/store akkumulatorer utføres (ladehall/stasjon). Eksempelvis, i hangarer hvor forsvarets ubåter ligger til kai for opplading av sine store bly-akkumulatorer, kan en også se for seg en viss konsentrasjon av arsen i luft.

Bly inngår også i legeringer som brukes i messing-støperier samt at bly også inngår i annen produksjon av metallprodukter/legeringer, hvor det kan være en viss risiko for eksponering.

I glass-produksjon, krystallglass, men spesielt ved blyglass-behandling kan det foregå varmt arbeid, som lodding. Det finnes lite data på eksponeringer ved blyglassproduksjon.

I arbeidsfunksjoner, spesielt varmt arbeid, hvor man er i kontakt med og håndterer metalliske produkter som inneholder bly er det en viss risiko for eksponering for bly;

- Håndtering av skrapjern og metallprodukter
- gjennvinning av metaller og metallprodukter
- Omsmelting av skrapjern og metallprodukter
- Varmt arbeid, som sveising og termisk dekomponering.

Selv om bly er faset ut i mange sammenhenger, vil det fortsatt være fare for eksponeringer pga varmt arbeid med eksisterende metalliske produkter som inneholder bly. Dette gjelder også dersom skrapjernet og metallproduktene er overflatebehandlet med bly-holdige produkter. Relevant eksempel på eksponering-scenarie med bly-holdig støv, vil være

oppussing sliping av gammelt bunnstoff (bly-mønje) på eldre båter og andre konstruksjoner, som tidligere har vært behandlet med bly-holdig bunnstoff eller maling.

Spesielt for kjemisk arbeidsmiljø offshore:

Helserisiko ved varmt arbeid er hovedsakelig knyttet til forurensninger som dannes fra sveiseprosessen (gass og røyk) og fra arbeidsoperasjoner i forbindelse med sveise-arbeidet (f.eks. sliping). Sveiserøyk består av faste partikler som dannes når fordampet metall kondenseres til bl.a. ultrafine partikler og agglomerater av disse. Det fordampede metallet blir oksidert når det kommer i kontakt med oksygen i luften slik at hovedkomponentene i sveiserøyken er metall oksider fra elektroden som benyttes.

Innretninger i Nordsjøen har overflatebelegg som gjenspeiler den perioden de ble bygget i.

Malingssystemer med blykromat ble i hovedsak faset ut på 80-tallet, mens bruken av polyuretanbaserte malinger gradvis har blitt redusert på 90-tallet. Begrunnelsen for redusert bruk har primært vært potensial for dannelse av helseskadelig røyk ved oppvarming ved skjærebrenning, sveising og annet varmt arbeid. Det er epoxybaserte malingssystemer som de siste 15-20 årene har dominert i næringen (Pilotprosjekt: Kjemisk arbeidsmiljø offshore).

Ved innendørs skyting med pisol og andre håndvåpen benyttes fortsatt bly-holdig ammunisjon, og det er kjent at bly frigjøres ved skyting (FFI-rapport 2009/00820). Innendørs skyting med håndvåpen og bly-holdig ammunisjon kan derfor medføre en vesentlig risiko for eksponering for bly for utøvere. Dette er aktuell problemstilling for yrkesaktive innen forsvaret og politiet, som i sitt arbeid utøver innendørs skyting med håndvåpen.

VURDERING

Det er flere ulike arbeidsoperasjoner hvor eksponering for bly kan forekomme. Ut fra bly's helseskadelige effekt, er det viktig å ha fokus på dette i arbeidsmiljøssammenheng.

Kvikksølv

BRUKSOMRÅDER

Fra 1. januar 2008 er det innført et generelt forbud mot produksjon, import, eksport, omsetning og bruk av kvikksølv. Tannfyllingsmaterialer, sparepærer og måleinstrumenter er foreløpig unntatt fra forbudet. For tannfyllingsmaterialer gjelder unntaket kun fram til 31. Desember 2010, og omhandler amalgam til bruk i tannbehandling for pasienter som må behandles i narkose eller som er allergiske mot ingredienser i andre tannfyllingsmaterialer.

HELSEEFFEKTER

Kvikksølv forekommer både som uorganiske og organiske forbindelser. De organiske kvikksølvforbindelsene er mest skadelige. Kvikksølvforbindelser kan gi skader på sentralnervesystemet, nyreskader, fosterskader, samt gi kontaktallergi. Disse skadene kan oppstå ved kronisk eksponering selv til lave konsentrasjoner ved at det akkumuleres i kroppen.

Administrativ norm for kvikksølv og kvikksølvforbindelser er 0.02 mg/m^3 og 0.01 mg/m^3 for alkylforbindelser av kvikksølv. I tillegg til disse normene finnes også biologisk grenseverdi for kvikksølv utskilt via urin (30 µg/g kratinin).

EKSPONERING

Helt opp til i dag er arbeid knyttet til avfalls-gjennvinning av kvikksølv fra metaller som inneholder kvikksølv, tannfyllingsmaterialer (amalgam), gjennvinning av kvikksølv fra kloakkslam, lystoffrør, sparepærer og elektriske eller elektronisk utstyr som også inneholder kvikksølv en potensiell kilde for eksponering for kvikksølv. Ettersom det nå er forbudt å produsere stoff eller stoffblandinger som inneholder kvikksølv, vil det ikke lenger være tillatt

å gjenvinne kvikksølv fra kvikksølv-holdig avfall i Norge. Det vil heller ikke bli tillatt å eksportere kvikksølv for gjenvinning i andre land. Dette medfører at risikoen for eksponering for kvikksølv knyttet til disse arbeidsoperasjonene også vil forsvinne.

Det har vært utbredt og langvarig eksponering for kvikksølv hos arbeidstakere i kloralkali-industrien, hvor kvikksølv tidligere ble brukt som anode i den kjemiske prosessen. På grunn av endret teknologi i kloralkali-industrien over de seneste 10 år, er kvikksølv-anodene fjernet og risikoen for eksponering for kvikksølv er dermed sterkt redusert eller fjernet helt. Også under sink-produksjon har arbeidstakere blitt eksponert for kvikksølv ved at råstoffer til produksjon har inneholdt kvikksølv.

Yrkes-utøvere innen tannhelsetjenestene har også vært en gruppe som over lang tid har vært eksponert for kvikksølv. Men siden amalgam som tannfyllingsmateriale i stadig økende grad erstattes med annet materiale, vil også risikoen for kvikksølv-eksponering reduseres for denne yrkesgruppen.

Det finnes mye eksponeringsdata og måledata på kvikksølv i EXPO fra kloralkali-industrien, enda mens kvikksølv ble benyttet i anodene. Det finnes også mye data for kvikksølv i EXPO ved målinger innen tannhelse-tjenesten.

Til tross for utstrakt eliminering av uønsket omgang med kvikksølv, så vil det alltid være en viss risiko for eksponering for kvikksølv der hvor arbeid utføres på produkter, avfall eller råstoff som inneholder kvikksølv. Et eksempel er at kvikksølv forekommer naturlig i olje og gass, og i petroleumsindustrien forekommer det hendelser hvor petroleums-arbeidere kan bli eksponert for kvikksølv-holdig damp. I arbeidsoperasjoner hvor det er fare for kontakt med kvikksølv i petroleumsindustrien, antas det at egnet verneutstyr brukes.

VURDERING

Som følge av den utstrakte utfasingen av produkter og prosesser som involverer kvikksølv, er det få arbeidstakere som potensielt kan eksponeres for kvikksølv gjennom sitt arbeid, og der det kan skje, vil konsentrasjonene av kvikksølv være lave.

Kadmium

BRUKSOMRÅDER

Yrkesmessig bruk av kadmium:

- Kadmium som et biprodukt ved fremstilling av sink
- Fremstilling av batterier og akkumulatører (Ni-Cd batterier)
- Produksjon av ikke-jernholdige metaller, hvor kadmium inngår i råvarer til fremstilling av metaller
- Produksjon av fargestoffer bruk i elektriske og elektroniske komponenter
- Overflatebehandling av metall; kadmiering
- Fargestoff i maling og lakk og fargestoffer i plast, keramikk og glass
- PVC-embalasje i medisinsk utstyr

2006 gikk 89% av kadmiumforbruket til produksjon av nikkel-kadmium-batterier. Kadmium brukes også til kadmiering, dvs å legge et belegg av kadmium på en stål gjenstand for å beskytte den bl.a mot korrosjon.

HELSEEFFEKTER

Kadmium er klassifisert både som akutt og kronisk meget giftig ved inhalering og kadmium er klassifisert som kreftfremkallende.

Administrativ norm er $0,05 \text{ mg/m}^3$ for kadmium og uorganisk kadmium, mens den er $0,02 \text{ mg/m}^3$ for kadmiumoksyd

EKSPONERING

Visse arbeidsoperasjoner representerte tidligere en risiko for kadmiumpåvirkning, for eksempel ved framstilling av NiCd-batterier og ved sveising av kadmiumholdige metaller er

det fare for eksponering. Inhalering av kadmiumoksidgasser er spesielt farlig, og det er kjente tilfeller hvor sveising av kadmiumholdige metaller har fått fatale konsekvenser. Eksponering for kadmium kan også forekomme i sink-produksjonen, hvor kadmium er tilstede i råvarer som brukes i prosessen.

På grunn av streng regulering av bruk og omsetning av kadmium, er det i dag meget få arbeidstakere som eksponeres for kadmium i sitt arbeidsmiljø. Fortsatt kan det være noen få arbeidstakere som foretar overflatebehandling av metaller (kadmiering), fortsatt noe sink-produksjon samt enkelte uheldige episoder som kan inntreffe ved sølv-lodding.

Varmt arbeid, som f. eks ved demontering av utrangerte båter og installasjoner kan også utgjøre en risiko for eksponering for kadmium fra overflatebehandling og maling som inneholder kadmium.

VURDERING

Det er flere ulike arbeidsoperasjoner hvor eksponering for kadmium kan forekomme. Ut fra kadmium's helseskadelige effekt, er det viktig å ha fokus på dette i arbeidsmiljøsammenheng.

Krom

BRUKSOMÅDER

Krom brukes i en rekke produkter og prosesser, og forbruket er økende. De største bruksområdene for krom er kromlegert stål og støpte stålprodukter. Kromforbindelser blir også brukt som fargestoffer i maling, varmeoverføringsmedier, rustbeskyttelsesmidler, råvarer til syntese, metalloverflatebehandlingsmidler og galvanotekniske midler(forkromming) samt bore- og brønnekjemikalier.

Det ble i 2003 innført forbud mot CCA-impregnerert trevirke i Norge (CCA=Cupper, Chrome, Arsen), med enkelte unntak for næringsvirksomhet. Som for arsen, regnes det ikke som sannsynlig at arbeidere som håndterer brukt CCA-impregnerert trevirke eksponeres nevneverdig for seksverdig krom.

Det er også innført forbud på europeisk nivå mot bruk av seksverdig krom i elektroniske og elektriske produkter iht. RoHS-direktivet. Det er også innført forbud mot bruk av krom i for eksempel emballasje og kjøretøy. Dette betyr at eventuell eksponering for krom ved arbeid knyttet til disse produktene og avfall fra disse er opphørt.

HELSEEFFEKTER

I denne sammenstillingen er det hovedsakelig seksverdig kromforbindelser som omhandles. Helseskadene som forbindes med innånding av seksverdig kromforbindelser er først og fremst dens kreftfremkallende effekt, spesielt lungekreft som kritisk effekt, men seksverdig kromforbindelser forårsaker også skader på hud, slimhinner, åndedretsorganer og mage-tarm kanalen samt skader på nyrene.

Administrativ norm for seksverdig krom er i dag $0,02 \text{ mg/m}^3$ med anmerkning for kreftfremkallende og allergifremkallende egenskaper. I henhold til revidert grunnlagsdokument fra Arbeidstilsynet som er til høring foreslås å redusere administrative normen for seksverdig krom til $0,005 \text{ mg/m}^3$, med de samme anmerkningene for kreft og allergi.

EKSPONERING

Arbeidstakere kan bli eksponert for kromforbindelser ved produksjon av metaller og

metallegeringer og produksjon av kjemikalier og kjemiske produkter. Videre kan arbeidstakere eksponeres for kromater innen overflatebehandling av metaller (forkromming), ved produksjon, reparasjon og demontering av båter, oljeinstallasjoner samt jernbane, sporvei, fly, samt gjenvinning av skrapmetall fra disse. Historisk har krom vært mye brukt som pigment i maling (blykromat) til større konstruksjoner. Selv om blykromat for det meste er faset ut, vil det fortsatt være en rell risiko for eksponering for krom fra krom-holdig overflatebehandling og maling ved varmt arbeid som sveising, sliping og termisk demontering.

Spesielt bør nevnes potensiell risiko for eksponering for krom ved MMA (Manual Metal Arc) sveising, hvor man sveiser rustfritt stål med dekkede elektroder. Her, men også ved andre sveiseteknikker og slipearbeid av rustfritt stål kan det lett dannes seksverdig krom i sveiserøyken, som medfører risiko for eksponering av arbeidstakere som utøver sveising og sliping. Forbedrede sveiseteknikker har redusert eksponeringsnivået ved disse arbeidsoperasjonene. Selv om rustfritt stål ikke produseres i Norge lenger, vil det ikke være sannsynlig at rustfritt stål vil bli faset ut, men heller øke. All behandling av rustfritt stål, som sveising og sliping, vil derfor medføre fare for eksponering, hovedsakelig ved inhalasjon. I enkelte prosesser innen forskning og utviklingsarbeid, samt i undervisning kan man også bli eksponert for kromforbindelser. Krom foreligger også som forurensning i blåsesand. En annen anvendelse som kan medføre risiko for eksponering av arbeidstakere er i produksjon av sement til sluttbrukere, hvor krom kan forefinnes som forurensning. Her vil eksponering være gjennom hudkontakt.

Eksponering for seksverdige kromforbindelser kan skje via:

- inhalering av damp (foreksempel ved maling, krombehandling av plater/platelegging, forkromming)
- inhalering av støv (fra eksempelvis uorganiske pigmenter, som forurensning i blåsesand)
- inhalering av røyk (blant annet ved sveising av rustfritt stål)
- kontakt med hud (eksempelvis ved arbeid med sement).

Måledata fra EXPO for perioden 1985-2008 viser at arbeidstakere som arbeider med bygging og reparasjon av skip og båter er høyest eksponert for krom. Måledata viser eksponeringsverdier i størrelsesorden 0,025-0,23 mg/m³. Arbeidsprosesser som brenning utgjør den største risikoen med høye verdier for eksponering (0,15 og 0,23 mg/m³). Derimot gir sveising av rustfritt stål de laveste eksponeringsdataene (0,025 mg/m³) innenfor dette intervallet. Data er fra normale arbeidsforhold, og data er tatt opp i løpet av 330 og 280 minutter for henholdsvis eksponeringsverdiene 0,15 og 0,23 mg/m³ (Grunnlagsdokument 2008, Arbeidstilsynet).

VURDERING

Det er flere ulike arbeidsoperasjoner hvor eksponering for krom kan forekomme. Ut fra krom's helseskadelige effekt, er det viktig å ha fokus på dette i arbeidsmiljøssammenheng.

Nikkel

Nikkel produksjonen i Kristiansand er globalt sett den største utenfor Russland. Denne produksjonen medfører eksponering av arbeidstakere knyttet til denne produksjonen. Som for krom vil all behandling av rustfritt stål, som sveising og sliping, medføre fare for eksponering, hovedsakelig ved inhalasjon.

Petroleumsvirksomheten

Eksponering for kjemikalier i olje- og gassindustrien, dagens eksponeringsbilde.

(Tilknyttet samarbeidsprosjektet ”Kjemisk arbeidsmiljø i olje- og gassindustrien”)

Bransjeorganisasjonene, industrien og Statens arbeidsmiljøinstitutt samarbeider om å kartlegge **dagens** eksponeringssituasjon hos arbeidere i olje- og gassindustrien. Prosjektet ble oppstartet i november 2008 og er planlagt ferdig i 2012.

Målene med dette prosjektet er å karakterisere arbeidsrelatert eksponering for aerosoler og gasser/damper i norsk olje- og gassindustri og å utvikle modeller for determinanter av eksponering i relevante jobbgrupper/arbeidsfunksjoner. Denne informasjonen kan legges til grunn ved helsevurderinger, helseundersøkelser, risikovurderinger og forebyggende arbeid i selskapene, og kan brukes i senere epidemiologiske undersøkelser.

Nanomaterialer

Innledning

Nanoskalerte partikler mindre enn 100 nm inngår i definisjonen av nanoobjekter (ref OECD) og finnes i mange nye tilvirkede nanomaterialer som er laget med spesifikk sammensetning for å utnytte de nye egenskapene som fremkommer i partikler i denne størrelsesorden.

Partiklene omtales som produserte, syntetiske, designede eller ”engineered” nanopartikler.

Nanoteknologien utnytter slike partikler i en lang rekke eksisterende og potensielt anvendbare områder blant annet innen materialteknologi (konstruksjonsmaterialer, til ulike overflatebehandlinger i form av malinger og andre overflatebeskyttelser, i tekstiler og dekk til kjøretøy), energi (produksjon, katalyse, lagring) elektronikk (halvledere/brikker, skjermer), optikk, kosmetika (hudkremer/solkremer), matvareindustrien, og i medisin (diagnostikk og behandling).

Med den store satsingen i mange land på nyskapning ved hjelp av Nanoteknologi og produksjon av nye designede nanopartikler og nanomaterialer er det forventet at det også kan bli mer omfattende frigivelse av nanopartikler til arbeidsmiljøet under ulike scenarier hvor nanopartikler/nanomaterialer inngår: forskning og utvikling, produksjon og import, industriell innblanding i andre materialer/kompositter, men også under videre bruk og bearbeiding av nanoprodukter både i fast og flytende form. Arbeidsmiljøeksponeringer under avhending/avfallshåndtering kan også bli mer omfattende.

Utvikling av nye nanomaterialer og nanopartikler øker i norske forsøkslaboratorier. Norsk industriell produksjon har fortsatt lavt volum sammenliknet med andre land som produserer nanopartikler. Det er av betydning å skille mellom prosesser som frigjør fri nanopartikler til omgivelsene og de som ikke gjør det.

Betydningen for arbeidstakers helse ved eksponering for nanopartikler i arbeidsmiljøet, er under pågående forskning. Fortsatt kjenner vi for lite til i hvilken grad de ulike nanomaterialer kan gi negative helsevirkninger når de tas opp i kroppen.

Det er store forskjeller på biologisk aktivitet både mellom og innen de ulike grupper av nanopartikler som produseres. For en helserisikovurdering av nanopartikler i Norge er det derfor av betydning å vite omfanget av produksjon, import, bruk, bearbeiding og avfallshåndtering og tilhørende karakterisering av eksponeringen både med hensyn til partiklens egenskaper og hvor stor eksponeringene er.

Mulige helseeffekter hos arbeidstakere ved eksponering for produserte nanopartikler

Det finnes ikke dokumentasjon på at mennesker har fått skader/sykdom ved eksponering for produserte nanopartikler. Samtidig er det grunn til å anta at ulike helseeffekter kan oppstå, blant annet fordi effekter er registrert ved eksponering for tilsvarende partikkelstørrelser i byluft og fra forurensinger fra partikler i forbrenningsprosesser. Selv om forholdene ikke er

direkte sammenliknbare er det fra en forebyggende synsvinkel viktig å forholde seg til at nanoskalerte (ultrafine) partikler kan føre til skadevirkninger i lunger/luftveier og i hjertekarsystemet. Dertil viser dyreeksperimentelle undersøkelser også slike effekter i ulike organsystemer, spesielt i lunger og blodåresystemet hos gnagere som inhalerer bestemte nanopartikler. Det gjelder i første rekke betennelseprosesser, forverring av allergiske reaksjoner, åreforkalkning, dannelse av blodpropp og kreftutvikling. Det kan være forskjell på effekten mellom grupper av nanopartikler, først og fremst betinget av antall partikler, samlet overflate, overflatekjemi, løselighet og graden av sammenklumping av partiklene. Betydelig forskning må fortsatt til innen toksikologisk forskning for å avklare om slike effekter kan være en risiko for de enkelte grupper av syntetiske nanopartikler.

Nanomaterialer i norske virksomheter.

I Norge foregår produksjon, import og bruk av nye nanopartikler/nanomaterialer som for eksempel av karbon, ulike metalloksider og organiske forbindelser. I tillegg foregår produksjon og bruk av noen nanopartikler som tidligere ble ansett som forurensninger fra smelteverksindustrien. Det har ikke blitt offentliggjort gjort noen samlet oversikt over materialstøvm og tilhørende uønsket frigjøring av partikler til arbeidsmiljøet. Det er således relativt sparsomt med dokumentasjon.

STAMI deltok i utarbeidelsen av rapporten "Evaluation and Control of Occupational health risks from nanoparticles" utgitt i desember 2007 ¹⁾. Den omhandler en kartlegging av nanopartikler i de nordiske land, med vekt på tekniske nanopartikler som omfatter metalliske og keramiske nanopartikler, karbon nanopartikler som fullerener og Karbonnanorør, nanofibrer, nanokapsler, dendrimerer og kvanteprikker, men også noen forbrenningspartikler som tidligere ble ansett som uønskede forurensninger. Informasjonen om produksjon og bruk i Norge ble innhentet på bakgrunn av generell kunnskap om norsk næringsliv og ikke på noen systematisk måte. Industriell produksjon var i en forsiktig oppstart. Innen gruppen nanopartikler fremstilt som nye materialer var det informasjon om at høykvalitets karbon nanorør ble produsert industrielt i beskjedent omfang ved n-tec i samarbeid med IFE på Kjeller. N-tec samarbeidet også med SINTEF med å utvikle koniske karbon nanopartikler med kommersiell anvendelse. Arbeid med å lage syntetiske nanopartikler på norske arbeidsplasser ansees fortsatt å skje i forskningslaboratoriene (forskningsmiljøer hovedsakelig i Trondheim, Oslo og Bergen) fremfor i produksjonsindustrien.

I Norge skjer industriell produksjon og bruk av nanoskalerte partikler i form av silisium røyk ("fumed silica"). Det er amorft silica som opprinnelig var en uønsket forurensning fra smelteverksindustrien og som nå produseres industrielt for å utnytte partiklenes egenskaper som tilsetningsmateriale i sement og betong.

Tilsvarende brukes Manganoksid fra ferromangan-industrien til pigmenter og som tilsetning til boreslam. I Norge har det også blitt produsert Titandioksid partikler, i form av fint støv (<1 µm i diameter, også kalt "pigment grade"), men nå også i nanoskala ("ultrafine"/"nano"), til bruk i blant annet til bruk i malingproduksjon.

Fra NFR programmet NANOMAT ²⁾ ble det i 2004 opplyst at interessante nanoteknologisk forskningsprosjekter i norsk industri var på gang: Elkem arbeidet med å utvikle nanokrystallinske silisiumkrystaller, til bruk i billige og lyssterke blå lysdioder. Borregaard brukte Nanoteknologi for å utvikle cellulosefibre for tilsetning til plastmaterialer for å gi dem andre egenskaper, blant annet økt styrke, gjennomsiktighet og lysfiltreringsegenskaper. FMC Biopolymers har utviklet et alginat som kan gi mer effektiv sårbehandling for pasienter med kroniske sår. Oslobedriften Lingvitae har utviklet et produkt og en metode for å forstørre DNA-strukturer slik at diagnostikk og overvåking av biokjemiske prosesser forenkles.

Det vises også til foreløpig informasjon fra en spørreundersøkelse, kartlegging av Nanoteknologi, gjennomført av en parts sammensatt prosjektgruppe fra Arbeidstilsynet (prosjektleder), STAMI, Klima- og forurensningsdepartementet, LO og Norsk Industri som ble

presentert i form av en poster på en konferanse i Sveits i mars 2010³⁾. Det ble sendt ut invitasjon til å delta i spørreundersøkelsen til 140 virksomheter (industri/FoU) som prosjektgruppen antok å kunne ha aktiviteter som involverer Nanoteknologi. Invitasjon til deltakelse ble også lagt ut på nettsiden til Norsk industri. Blant 162 svar fra forskning og industri oppga nær 20 % at de på en eller annen måte håndterte nanoteknologiske materialer. De fleste av disse var universiteter, høyskoler og andre forskningsmiljøer). Resultater fra undersøkelsen analyseres per idag, og detaljerte resultater vil bli publisert i en sluttrapport som ferdigstilles innen 30. april 2010. I den forbindelse vil prosjektgruppen sende ut en felles pressemelding ved prosjektslutt.

Bransjer som antas å være involvert i tillegg til de som er nevnt i NMR-rapporten¹⁾ er tekstilindustrien, matvareindustrien, kosmetikkindustrien, byggenæringen, maling/overflatebehandlingsbransjen og kosmetikkbransjen. Mange av disse antas å importere nanopartikler / nanoprodukter.

KLIF/Produktregisteret ber norske bedrifter om frivillig å rapportere inn produkter som inneholder Nanoteknologi.

Hva skjer videre?

Faggruppe for overvåking av arbeidshelserelaterte aspekt ved Nanoteknologi ("Nanogruppen") ble etablert i 2009 som et samarbeid mellom STAMI, Arbeidstilsynet og Produktregisteret med LO og Norsk Industri i referansegruppen. Blant mandatene er å utarbeide og oppdatere oversikter over hvilke miljøer som arbeider innen feltet Nanoteknologi, hvem som arbeider der og hvilke nanomaterialer de kommer i kontakt med. Videre å utarbeide og oppdatere kvantitative oversikter over produksjon, import og bruk av stoffer og produkter hvor nanomaterialer inngår. Disse mandatene inngår i arbeidsområdene til den partsammensatte prosjektgruppen som er omtalt ovenfor³⁾. Oppdaterte rapporter vil foreligge fra begge gruppene i 2010. Nanogruppen vil også inkludere anbefalinger for det videre arbeid på området sikkerhåndtering av nanomaterialer i Norge.

Referanser

1) Evaluation and control of occupational health risks from nanoparticles. Thomas Schneier et al (TemaNord 2007: 581© Nordic Council of Ministers Copenhagen 2007, ISBN 978-92-893-1563-0).

http://www.norden.org/da/publikationer/publikationer/2007-581/at_download/publicationfile

2) NFR programmet NANOMAT (2004) www.forskningsradet.no

3) A Descriptive Study on Use, Production and Import of Nanotechnological Products in the Norwegian Work life. Astrid Lund Ramstad In: Book of abstracts. 2nd NanoImpactNet, Lausanne 9.-12.mars 2010.

Oppsummering og konklusjon

Eksposering for kjemikalier generelt forekommer i de aller fleste hovedsektorer i arbeidslivet, for eksempel gjennom rengjøringsmidler, smøremidler og skjærevæsker, metallstøv og røyk, mineralstøv og annet støv og fibre, løsemidler, uorganiske og organiske gasser, plantevernmidler, plastkjemikalier som monomere og polymere forbindelser samt tilsetningsstoffer i maling, lakk, lim, isolasjons og tetningsmidler. Blant disse stoffene og stoffblandingene finner en også miljøgiftene, som er listet i Prioritetslisten.

De norske utslippene av de prioriterte miljøgiftene har blitt redusert med over 50 prosent fra 1995 til 2007. For noen av stoffene, er reduksjonen mer enn 80 prosent. Dette har skjedd ved at nasjonale virkemidler overfor et flertall av de prioriterte stoffene er iverksatt for å redusere bruken, og dermed utslippene av disse stoffene. Disse tiltakene har vært generelt forbud og restriksjoner mot produksjon, innkjøp eller bruk av stoffet eller forbud eller restriksjon som bestanddel i utvalgte produkter. Det kan også være innført avgift på innkjøp og bruk av stoffet eller stoffblandingen, for å redusere omsetningen. Også internasjonale avtaler er inngått om utfasing eller bruksreduksjoner for enkelte av stoffene.

Parallelt med redusert utslipp, forbruk og anvendelse av mange av miljøgiftene, vil en forvente at yrkesrelatert eksponering for de samme stoffene også vil kunne reduseres. Dette gjelder for mange av de prioriterte miljøgiftene, enten ved at færre arbeidstakere og grupper av arbeidstakere utsettes for mulig eksponering eller ved at de det gjelder, eksponeres for lavere konsentrasjoner av de aktuelle stoffene. I tillegg til tiltakene som rettes mot redusert forbruk og utslipp, så kan tiltak som rettes mot selve arbeidsmiljøet i den hensikt å redusere eksponeringen av arbeidstakerne også medføre redusert utslipp til det ytre miljøet. Slike tiltak kan for eksempel innebære at utsatte arbeidsprosesser lukkes, eller at ny og bedret teknologi tas i bruk eller ved å benytte alternative stoffer eller stoffgrupper med godt kjente og akseptable helsemessige egenskaper. Som eksempel kan nevnes moderniseringen av aluminiumsverkene, som har pågått i flere år og som har medført betydelig utslippsreduksjoner. Denne moderniseringen har bestått i aktiv endring av teknologien ved at man har erstattet Søderberg-elektroden med den såkalte prebake elektroden som beskrevet i kapitlet om PAH. Dette tiltaket rettet mot redusert eksponering av arbeidstakere, har dermed ført til både redusert eksponering av arbeidstakere og redusert utslipp av PAH til det ytre miljøet. Ved tiltak rettet mot reduksjon av utslipp ved innelukking av industrielt utslipp, vil disse kunne gi nye utfordringer som er viktige å ivareta for et sunt og godt arbeidsmiljø.

Til tross for store reduksjoner i bruk og håndtering av mange av de prioriterte miljøgiftene, finnes det fortsatt bruksområder som fortsatt kan medføre mulig eksponering for noen av miljøgiftene med risiko for helseskader. Dette kan dels skyldes at den aktuelle miljøgiften ikke lar seg fase ut, som for eksempel krom, kadmium og tinn, eller dels sekundæreksposering hvor stoffene fremkommer som forurensning eller utilsiktet frigjøring ved en bestemt arbeidsprosess. Sekundæreksposeringer kan forekomme ved oppvarming og bearbeiding av ulike overflater som er behandlet med tidligere tiders uheldige kjemikalier eller malingstyper som inneholder miljøgifter, som for eksempel bisfenol A og blyholdig maling. Med varmt arbeid og varme prosesser menes støperier og smelteverk, sveising, termisk skjæring, termisk sprøyting, lodding og sliping. Sekundær eksponering for eksisterende og utfasede miljøgifter pluss andre helseskadelige stoffer er en stor utfordring knyttet til vedlikehold og demontering og opphugging av utfasede konstruksjoner, skip og skrapmetall innen olje og skipsindustrien. Ved håndtering, resirkulering og forbrenning av forskjellige typer avfall kan det også forekomme eksponering for miljøgifter som foreligger i

det aktuelle avfallet. Ved demontering og service på eldre oljefylte transformatorer kan arbeidstakere fortsatt eksponering for PCB.

Myndighetenes liste over prioriterte miljøgifter omfatter for tiden i underkant av 30 stoffer eller stoffgrupper. Dette arbeidet har bestått i en utredning først og fremst av de prioriterte miljøgiftene i henhold til Prioritetslisten. De enkelte stoffene og stoffgruppene har blitt undersøkt med hensyn på bruksområder og forekomst i norsk arbeidsliv, hva som er deres kritiske helseeffekter ved eksponering, samt vurdering av eksponering. Det er også forsøkt å gjøre en enkel, innledende kartlegging av hvilke sektorer, næringer og arbeidsplasser hvor arbeidstagere i Norge eksponeres for de enkelte av stoffene som er inkludert i regjeringens Prioritetsliste.

Som følge av dette arbeidet, har vi forsøkt å gruppere stoffene etter vår vurdering av mulig eksponering og risiko for helseeffekter hos arbeidstakere.

For følgende stoffer finnes det arbeidstaker-grupper som etter vår vurdering kan utsettes for eksponering med risiko for helseeffekter (Gruppe A):

- PCB
- PAH
- Klorerte parafiner; mellomkjedet
- Trikloretten (TRI)
- Tetrakloretten (PER)
- Ftalater
- Bisfenol A
- Dioksiner og furaner
- Arsen
- Bly
- Kvikksølv
- Kadmium
- Krom
- Nikkel

Følgende stoffer anses for å være knyttet til liten grad av eksponering og lav risiko for helseeffekter (Gruppe B):

- KAB
- HBCD
- PBDE
- TBBPA
- Triklosan
- Triklorbenzen (TCB)
- Tensider (DTDMAC, DSDMAC, DHTDMAC)
- 2,4,6 tri-tert-butylfenol (TTB-fenol)
- TBT/TFT
- Nonylfenol og oktylfenol og deres etoksilater
- Muskxylenener og muskketoner

Følgende stoffer har vi for lite informasjon og data til å kunne vurdere (Gruppe C):

- Hexaklorbenzen (HCB)
- EDC (1,2-dikloretan)
- PFOS/PFOA
- Siloksaner

Med den store satsingen i mange land på nyskaping ved hjelp av Nanoteknologi og produksjon av nye designede nanopartikler og nanomaterialer er det forventet at det også kan bli mer omfattende frigivelse av nanopartikler til arbeidsmiljøet under ulike scenarier hvor nanopartikler/nanomaterialer inngår. Arbeidsmiljøeksponeringer under avhending/avfallshåndtering kan også bli mer omfattende.

Faggruppe for overvåking av arbeidshelserelaterte aspekt ved Nanoteknologi ("Nanogruppen") ble etablert i 2009 som et samarbeid mellom STAMI, Arbeidstilsynet og Produktregisteret med LO og Norsk Industri i referansegruppen. Blant mandatene er å utarbeide og oppdatere oversikter over hvilke miljøer som arbeider innen feltet Nanoteknologi, hvem som arbeider der og hvilke nanomaterialer de kommer i kontakt med, samt å utarbeide kvantitative oversikter over produksjon, import og bruk av stoffer og produkter hvor nanomaterialer inngår.

Foreløpig informasjon fra en pågående norsk spørreundersøkelse og kartlegging av Nanoteknologi, gjennomført av en partsammensatt prosjektgruppe fra Arbeidstilsynet (prosjektleder), STAMI, KLIF, LO og Norsk Industri viser at ca 20 % av de forespurte på en eller annen måte håndterte nanoteknologiske materialer. De fleste av disse var universiteter, høyskoler og andre forskningsmiljøer. Resultater fra undersøkelsen analyseres per idag, og detaljerte resultater vil bli publisert i en sluttrapport som ferdigstilles innen 30. april 2010.

APPENDIKS 1

Tabell 1: Mengder, trender, klassifisering og administrative normer.

Tabell 2: Mål for reduksjon av utslipp, omtale i Produktforkriften og gruppering av risiko for helseeffekter i arbeidsmiljøsammenheng

Tabell 3: Risikosestninger

Tabell 1: Mengder, trender, klassifisering og administrative normer.

Stoff/stoffgruppe	CAS-nr	Maks bruttomengde i tonn i PR 2008 *	Utviklingstrend for bruttomengder i Produktregisteret	Klassifisering Stofflisten (Faresymbol)	Administrativ norm Norge****
Bisfenol A	80-05-7	75,8-82,2 T ***	Ingen tydelig trend	Rep3;R62Xi;R37-41R43 (Xn)	-
Bromerte flammehemmere					
HBCD	flere	-	-	-	-
TBBPA	79-94-7	-	-	-	-
PBDE	flere	-	-	-	-
1,2-dikloretan (EDC)	107-06-2	Konfidensielt	-	F;R11Kreft2;R45Xn;R22Xi;R36/37/38 (F;T)	1 ppm, 4 mg/m ³ , HK
Dodecylfenol med isomerer (DD fenoler)	flere	-	-	-	-
Ftalater					
DEHP	117-81-7	5,3 T	Avtagende trend	Rep2;R60-61 (T)	1 mg/m ³ , R
DBP	84-74-2	14,5 T	Avtagende trend	Rep2;R61Rep3;R62N;R50 (T;N)	3 mg/m ³
BBP	85-68-7	10 T	Ingen tydelig trend	Rep2;R61Rep3;R62N;R50-53 (T;N)	1 mg/m ³ , R
DINP	28553-12-0/68515-48-0	218 T	Økende trend	-	-
DIBP	84-69-5	17,3 T	Ingen tydelig trend	-	-
DIDP	26761-40-0 /68515-49-1	39,1 T/21,4 T	Økende trend til 2007/avtagende trend	-	-
DEP	84-66-2	1,6 T	Rel. konstant	-	3 mg/m ³
DMP	131-11-3	15.4 T	Avtagende trend	-	3 mg/m ³
DNOP	117-84-0	Konfidensielt	-	-	3 mg/m ³
Hexaklorbenzen (HCB)	118-74-1	-	-	Kreft2;R45T;R48/25N;R50-53 (T;N)	-
Klorerte alkylbenzener (KAB, som EOCI)					
o-klorstyren	2039-87-4	-	-	-	25 ppm, 140 mg/m ³
α-klortoluen	100-44-7	konfidensielt	-	Kreft2;R45T;R23Xn;R22-48/22Xi;R37/38-41 (T)	1 ppm, 5 mg/m ³ , TK
o-klortoluen	95-49-8	-	-	Xn;R20N;R51-53 (Xn;N)	25 ppm, 125 mg/m ³ H
Klorerte dioksiner og furaner (PCDD/PCDF)	flere	-	-	-	-

Stoff/stoffgruppe	CAS-nr	Maks bruttomengde i tonn i PR 2008 *	Utviklingstrend for bruttomengder i Produktregisteret	Klassifisering Stofflisten (Faresymbol)	Administrativ norm Norge****
Klorparafiner					
kortkjedete (C10-C13; SCCP)	85535-84-8	-	-	Kreft3;R40N;R50-53 (Xn;N)	-
mellomkjedete (C14-C17; MCCP)	85535-85-9	58,7-497 T***	Avtagende trend	-	-
Muskylener					
Muskxylen	81-15-2	0,01 T	Avtagende trend	E;R2Kreft3;R40N;R50-53 (E;Xn;N)	-
Muskketon	81-14-1	< 0,001 T	-	-	-
Oktyl- og nonylfenoler og deres etoksilater					
Nonylfenol	25154-52-3	3,3 T	Avtagende trend	Rep3;R62-63Xn;R22C;R34N;R50-53 (C;N)	-
Nonylfenol, forgreinet	84852-15-3	1,5 T	Svakt økende trend	Rep3;R62-63Xn;R22C;R34N;R50-53 (C;N)	-
Etoksilert nonylfenol	9016-45-9	61 T	Ingen tydelig trend	-	-
PAH					
Naftalen	91-20-3	148 T	Svakt økende trend	-	0,04 mg/m ³ , K
Benzo(a)pyren	50-32-8	466-765 T***	Ingen tydelig trend	Kreft2;R45Mut2;R46Rep2;R60-61R43N;R50-53 (T;N)	10 ppm, 50 mg/m ³
Kreosot	8001-58-9	2726 T	Ingen tydelig trend	Kreft2;R45 (T)	-
Pentaklorfenol (PCP)	87-86-5	-	-	Kreft3;R40T+;R26T;R24/25Xi;R36/37/38N;R50-53 (T+;N)	0,05 ppp, 0,5 mg/m ³ , HK
Perfluoroktansyre (PFOA)	flere	-	-	-	-
PFOS og PFOS-relaterte forbindelser	flere	-	-	-	-
PCB (uspesifikk)	1336-36-3	-	-	R33N;R50-53 (N)	0,01 mg/m ³ , HK
Siloksaner					
Oktametylsykklotetrasiloksan D4	556-67-2	4,7 T	Avtagende trend	Rep3;R62R53 (Xn)	-
Dekametylsykklopentasiloksan D5	541-02-6	40,8 T	Rel. konstant	-	-
Tensider:					
DTDMAC	68783-78-8	0,82 T	Avtagende trend	-	-
DODMAC/DSDMAC	107-64-2	0,71 T	Ingen tydelig trend	Xi;R41N;R50-53 (Xi;N)	-
DHTMAC	61789-80-8	0,25 T	Ingen tydelig trend	-	-

Stoff/stoffgruppe	CAS-nr	Maks bruttomengde i tonn i PR 2008 *	Utviklingstrend for bruttomengder i Produktregisteret	Klassifisering Stofflisten (Faresymbol)	Administrativ norm Norge****
Tetrakloreten (PER)	127-18-4	485 T	Rel. konstant	Kreft3;R40N;R51-53 (Xn;N)	6 ppm, 40 mg/m ³ , HKR
Tinnorganiske forbindelser (tributyltinn (TBT) og trifenylytinn (TFT))	flere	-	-	flere	0,1 mg/m ³ , H **
Triklorbenzen (TCB) 1,2,4-Trichlorobenzene	120-82-1	Konfidensielt	-	Xn;R22Xi;R38N;R50-53 (Xn;N)	5 ppm, 40 mg/m ³ , HT
Triklloreten (TRI)	79-01-6	32,3 T	Avtagende trend	Kreft2;R45Mut3;R68R67Xi;R36/38R52-53 (T)	10 ppm, 50 mg/m ³ , K
Trikloran	3380-34-5	0,042 T	Ingen tydelig trend	Xi;R36/38N;R50-53 (Xi;N)	-
2,4,6 Tri-tert-butyfenol (TTB-fenol)	732-26-3	0,25 T	Ingen tydelig trend	-	-
Uorganiske forbindelser					
Arsen og arsenforbindelser	flere	-	-	Arsenforbindelser**; T;R23/25N;R50-53 (T;N)	0,01 mg/m ³ , K**
Bly og blyforbindelser	flere	-	-	Blyforbindelser**; Rep1;R61Rep3;R62Xn;R20/22R33N;R50-53 (T;N)	0,05 mg/m ³ , R** 0,05 mg/m ³ , K
Kadmium og kadmiumforbindelser	flere	-	-	Kadmiumforbindelser**; Xn;R20/21/22N;R50-53 (Xn;N)	(Kadmiumoksid: 0,02 mg/m ³ KT)** 0,5 mg/m ³
Krom og kromforbindelser	flere	-	-	-	(Kromsyre/Kromater 0,02mg/m ³ , AK) **
Kvikksølv og kvikksølvforbindelser	flere	-	-	Kvikksølvforbindelser, uorg.**:T+;R26/27/28R33N;R50-53 (T+;N)	0,02 mg/m ³ , A **

*: Bruttomengde fra Produktregisteret er import + produksjon. Eksport er ikke trukket fra.

** : For grupper av stoffer

***: Oppgitt som intervall pga stor forskjell på innmeldt minimums- og maksimumsverdi til Produktregisteret.

****: H= hudopptak, K = Kreftfremkallende, M=arbestoffskaedlige, M=Reproduksjonsskadelige, A=Allergifremkallende

- :Ikke registrert, evt at det finnes flere alternativer

Tabell 2: Mål for reduksjon av utslipp, omtale i Produktforriften og gruppering av risiko for helseeffekter i arbeidsmiljøssammenheng.

Stoff/stoffgruppe	CAS-nr	Prioritetslisten, mål for utslipp.	Produktforriften	Risiko for helseeffekter* (Se konklusjon)
Bisfenol A	80-05-7	Skal reduseres vesentlig innen 2020	-	Gruppe A
Bromerte flammehemmere				Gruppe B
HBCD	flere	Mål om vesentlig reduksjon i 2010 for penta-, okta- og deka- PDE	Forbud; §§2-20,4-1, 3-18	
TBBPA	79-94-7			
PBDE	flere			
1,2-dikloretan (EDC)	107-06-2	Mål om vesentlig reduksjon i 2010	-	Gruppe C
Dodecylfenol med isomerer (DD fenoler)	flere	Skal reduseres vesentlig innen 2020	-	Ikke vurdert
Ftalater				Gruppe A
DEHP	117-81-7	Mål om vesentlig reduksjon i 2010	Forbud;§ 3-12	
DBP	84-74-2		Forbud;§ 3-12	
BBP	85-68-7		Forbud;§ 3-12	
DINP	28553-12-0/68515-48-0		Forbud;§ 3-12	
DIBP	84-69-5		-	
DIDP	26761-40-0 /68515-49-1		Forbud;§ 3-12	
DEP	84-66-2			
DMP	131-11-3			
DNOP	117-84-0		Forbud;§ 3-12	
Hexaklorbenzen (HCB)	118-74-1	Mål om vesentlig reduksjon i 2010	Forbud: kap. 4	Gruppe C
Klorerte alkylbenzener (KAB, som EOCl)	-	Mål om vesentlig reduksjon i 2010	-	Gruppe B
o-klorstyren	2039-87-4			
α-klortoluen	100-44-7			
o-klortoluen	95-49-8			
Klorerte dioksiner og furaner (PCDD/PCDF)	flere	Mål om vesentlig reduksjon i 2010	Forbud;§§ 4-1, 3-16	Gruppe A
Klorparafiner				
kortkjedete (C10-C13; SCCP)	85535-84-8	Mål om stans i 2005	Forbud; § 2-17	Gruppe A
mellomkjedete (C14-C17; MCCP)	85535-85-9	Mål om vesentlig reduksjon i 2010	-	

Stoff/stoffgruppe	CAS-nr	Prioritetslisten, mål for utslipp.	Produktforskriften	Risiko for helseeffekter* (Se konklusjon)
Muskxylen Muskxylen Musketon	81-15-2 81-14-1	Mål om vesentlig reduksjon i 2010	- -	Gruppe B
Oktyl- og nonylfenoler og deres etoksilater Nonylfenol Nonylfenol, forgreinet Etoksilert nonylfenol	25154-52-3 84852-15-3 9016-45-9	Mål om stans i 2005 Mål om stans i 2005 Mål om stans i 2005 Mål om stans i 2005	Forbud; § 2-18	Gruppe B
PAH Naftalen Benzo(a)pyren Kreosot	91-20-3 50-32-8 8001-58-9	Mål om vesentlig reduksjon i 2010	Regulert; §§2-14, 3-7, 3-24	Gruppe A
Pentaklorfenol (PCP)	87-86-5	Mål om stans i 2005	Forbud; § 2-10, 3-4	
Perfluoroktansyre (PFOA)	flere	Skal reduseres vesentlig innen 2020		Gruppe C
PFOS og PFOS-relaterte forbindelser	flere	Mål om vesentlig reduksjon i 2010	Forbud; § 2-23	Gruppe C
PCB (uspesifikk)	1336-36-3	Mål om stans i 2005	Forbud; §§ 2-2, 3-1	Gruppe A
Siloksaner Oktametylsykladetrasiloksan D4 Dekametylsyklpentasiloksan D5	556-67-2 541-02-6	Skal reduseres vesentlig innen 2020		Gruppe C
Tensider: DTDMAC DODMAC/DSDMAC DHTMAC	68783-78-8 107-64-2 61789-80-8	Mål om stans i 2005 Mål om stans i 2005 Mål om stans i 2005	Krav; § 3-10	Gruppe B
Tetrakloreten (PER)	127-18-4	Mål om vesentlig reduksjon i 2010		Gruppe A
Tinnorganiske forbindelser (tributyltinn (TBT) og trifenylytinn (TFT))	flere	Mål om vesentlig reduksjon i 2010	Forbud; § 2-8	Gruppe B
Triklorbenzen (TCB) 1,2,4-Trichlorobenzene	120-82-1	Mål om vesentlig reduksjon i 2010	Forbud; § 2-25	Gruppe B
Trikloretan (TRI)	79-01-6	Vesentlig reduksjon i 2010		Gruppe A
Trikloran	3380-34-5	Skal reduseres vesentlig innen 2020		Gruppe B

Stoff/stoffgruppe	CAS-nr	Prioritetslisten, mål for utslipp.	Produktforskriften	Risiko for helseeffekter* (Se konklusjon)
2,4,6 Tri-tert-butylfenol (TTB-fenol)	732-26-3	Skal reduseres vesentlig innen 2020		Gruppe B
Uorganiske forbindelser				Gruppe A
Arsen og arsenforbindelser	flere	Mål om vesentlig reduksjon i 2010	Forbud; §§ 2-7, 3-6	
Bly og blyforbindelser	flere	Mål om vesentlig reduksjon i 2010	Krav: §§ 2-5, 3-11, 3-16, 3-18	
Kadmium og kadmiumforbindelser	flere	Mål om vesentlig reduksjon i 2010	Krav til begrensning §§ 2-11, 2-12, 2-13, 3-11, 3-18	
Krom og kromforbindelser	flere	Mål om vesentlig reduksjon i 2010	Forbud: §§ 3-6 3-11, 3-14, 3-15, 3-18	
Kvikksølv og kvikksølvforbindelser	flere	Mål om vesentlig reduksjon i 2010	Regulert; §§ 2-6, 3-11, 3-14, 3-15, 3-18	

*: -Gruppe A: For følgende stoffer finnes det arbeidstaker-grupper som etter vår vurdering kan utsettes for eksponering med risiko for helseeffekter

-Gruppe B: Følgende stoffer anses for å være knyttet til liten grad av eksponering og lav risiko for helseeffekter

-Gruppe C: Følgende stoffer har vi for lite informasjon og data til å kunne vurdere

Tabell 3: Risikoesetninger

R1	Eksplisjonsfarlig i tørr tilstand.
R2	Eksplisjonsfarlig ved støt, gnidning, ild eller andre antennelseskilder.
R3	Meget eksplisjonsfarlig ved støt, gnidning, ild eller andre antennelseskilder.
R4	Danner meget følsomme eksplisjonsfarlige metallforbindelser.
R5	Eksplisjonsfarlig ved oppvarming.
R6	Eksplisjonsfarlig ved og uten kontakt med luft.
R7	Kan forårsake brann.
R8	Brannfarlig ved kontakt med brennbare stoffer.
R9	Eksplisjonsfarlig ved blanding med brennbare stoffer.
R10	Brannfarlig.
R11	Meget brannfarlig.
R12	Ekstremt brannfarlig.
R14	Reagerer voldsomt med vann.
R15	Reagerer med vann under dannelse av ekstremt brannfarlige gasser.
R16	Eksplisjonsfarlig ved blanding med oksiderende stoffer.
R17	Selvantennelig i luft.
R18	Ved bruk kan brennbare damper/eksplisive damp-luft-blandinger dannes.
R19	Kan danne eksplisive peroksider.
R20	Farlig ved innånding.

R21	Farlig ved hudkontakt.
R22	Farlig ved svelging.
R23	Giftig ved innånding.
R24	Giftig ved hudkontakt.
R25	Giftig ved svelging.
R26	Meget giftig ved innånding.
R27	Meget giftig ved hudkontakt.
R28	Meget giftig ved svelging.
R29	Ved kontakt med vann utvikles giftig gass.
R30	Kan bli meget brannfarlig under bruk.
R31	Ved kontakt med syre utvikles giftig gass.
R32	Ved kontakt med syre utvikles meget giftig gass.
R33	Kan opphopes i kroppen ved gjentatt bruk.
R34	Etsende.
R35	Sterkt etsende.
R36	Irriterer øynene.
R37	Irriterer luftveiene.
R38	Irriterer huden.
R39	Fare for alvorlig varig helseskade.
R40	Mulig fare for kreft.
R41	Fare for alvorlig øyeskade.
R42	Kan gi allergi ved innånding.
R43	Kan gi allergi ved hudkontakt.
R44	Ekspløsjonsfarlig ved oppvarming i lukket rom.
R45	Kan forårsake kreft.
R46	Kan forårsake arvelige skader.
R48	Alvorlig helsefare ved lengre tids påvirkning.
R49	Kan forårsake kreft ved innånding.
R50	Meget giftig for vannlevende organismer.
R51	Giftig for vannlevende organismer.
R52	Skadelig for vannlevende organismer.
R53	Kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet.
R54	Giftig for planter.
R55	Giftig for dyr.

R56	Giftig for jordlevende organismer (jordbunnsorganismer).
R57	Giftig for bier.
R58	Kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i miljøet.
R59	Farlig for ozonlaget.
R60	Kan skade forplantningsevnen.
R61	Kan gi fosterskader.
R62	Mulig fare for skade på forplantningsevnen.
R63	Mulig fare for fosterskader.
R64	Kan skade barn som får morsmelk.
R65	Farlig: kan forårsake lungeskade ved svelging.
R66	Gjentatt eksponering kan gi tørr eller sprukken hud.
R67	Damp kan forårsake dødsighet og svimmelhet.
R68	Mulig fare for varig helseskade.
R14/15	Reagerer voldsomt med vann under dannelse av ekstremt brannfarlige gasser.
R15/29	Reagerer med vann under dannelse av giftige og ekstremt brannfarlige gasser.
R20/21	Farlig ved innånding og hudkontakt.
R20/22	Farlig ved innånding og svelging.
R20/21/22	Farlig ved innånding, hudkontakt og svelging.
R21/22	Farlig ved hudkontakt og svelging.
R23/24	Giftig ved innånding og hudkontakt.
R23/25	Giftig ved innånding og svelging.
R23/24/25	Giftig ved innånding, hudkontakt og svelging.
R24/25	Giftig ved hudkontakt og svelging.
R26/27	Meget giftig ved innånding og hudkontakt.
R26/28	Meget giftig ved innånding og svelging.
R26/27/28	Meget giftig ved innånding, hudkontakt og svelging.
R27/28	Meget giftig ved hudkontakt og svelging.
R36/37	Irriterer øynene og luftveiene.
R36/38	Irriterer øynene og huden.
R36/37/38	Irriterer øynene, luftveiene og huden.
R37/38	Irriterer luftveiene og huden.
R39/23	Giftig: fare for alvorlig varig helseskade ved innånding.
R39/24	Giftig: fare for alvorlig varig helseskade ved hudkontakt.
R39/25	Giftig: fare for alvorlig varig helseskade ved svelging.

R39/23/24	Giftig: fare for alvorlig varig helseskade ved innånding og hudkontakt.
R39/23/25	Giftig: fare for alvorlig varig helseskade ved innånding og svelging.
R39/24/25	Giftig: fare for alvorlig varig helseskade ved hudkontakt og svelging.
R39/23/24/25	Giftig: fare for alvorlig varig helseskade ved innånding, hudkontakt og svelging.
R39/26	Meget giftig: fare for alvorlig varig helseskade ved innånding.
R39/27	Meget giftig: fare for alvorlig varig helseskade ved hudkontakt.
R39/28	Meget giftig: fare for alvorlig varig helseskade ved svelging.
R39/26/27	Meget giftig: fare for alvorlig varig helseskade ved innånding og hudkontakt.
R39/26/28	Meget giftig: fare for alvorlig varig helseskade ved innånding og svelging.
R39/27/28	Meget giftig: fare for alvorlig varig helseskade ved hudkontakt og svelging.
R39/26/27/28	Meget giftig: fare for alvorlig varig helseskade ved innånding, hudkontakt og svelging.
R42/43	Kan gi allergi ved innånding og hudkontakt.
R48/20	Farlig: alvorlig helsefare ved lengre tids påvirkning ved innånding.
R48/21	Farlig: alvorlig helsefare ved lengre tids påvirkning ved hudkontakt.
R48/22	Farlig: alvorlig helsefare ved lengre tids påvirkning ved svelging.
R48/20/21	Farlig: alvorlig helsefare ved lengre tids påvirkning ved innånding og hudkontakt.
R48/20/22	Farlig: alvorlig helsefare ved lengre tids påvirkning ved innånding og svelging.
R48/21/22	Farlig: alvorlig helsefare ved lengre tids påvirkning ved hudkontakt og svelging.
R48/20/21/22	Farlig: alvorlig helsefare ved lengre tids påvirkning ved innånding, hudkontakt og svelging.
R48/23	Giftig: alvorlig helsefare ved lengre tids påvirkning ved innånding.
R48/24	Giftig: alvorlig helsefare ved lengre tids påvirkning ved hudkontakt.
R48/25	Giftig: alvorlig helsefare ved lengre tids påvirkning ved svelging.
R48/23/24	Giftig: alvorlig helsefare ved lengre tids påvirkning ved innånding og hudkontakt.
R48/23/25	Giftig: alvorlig helsefare ved lengre tids påvirkning ved innånding og svelging.
R48/24/25	Giftig: alvorlig helsefare ved lengre tids påvirkning ved hudkontakt og svelging.
R48/23/24/25	Giftig: alvorlig helsefare ved lengre tids påvirkning ved innånding, hudkontakt og svelging.
R50/53	Meget giftig for vannlevende organismer, kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet.
R51/53	Giftig for vannlevende organismer, kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet.
R52/53	Skadelig for vannlevende organismer, kan forårsake uønskede langtidsvirkninger i vannmiljøet.
R68/20	Farlig: mulig fare for varig helseskade ved innånding.
R68/21	Farlig: mulig fare for varig helseskade ved hudkontakt.
R68/22	Farlig: mulig fare for varig helseskade ved svelging.
R68/20/21	Farlig: mulig fare for varig helseskade ved innånding og hudkontakt.
R68/20/22	Farlig: mulig fare for varig helseskade ved innånding og svelging.

R68/21/22

Farlig: mulig fare for varig helseskade ved hudkontakt og svelging.

R68/20/21/22

Farlig: mulig fare for varig helseskade ved innånding, hudkontakt og svelging.