

NILU TR: 4/88

NILU TR : 4/88
REFERANSE: E-8808
DATO : MARS 1988
ISBN : 82-7247-907-9

DIOKSINER I MILJØET, FOREKOMST OG KILDER

Michael Oehme



NILU

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
Norwegian Institute for Air Research
POSTBOKS 64 — N-2001 LILLESTRØM — NORWAY

SAMMENDRAG

Det gis en oversikt over våre kunnskaper om kilder, toksiske effekter og forekomst av dioksiner i vårt miljø.

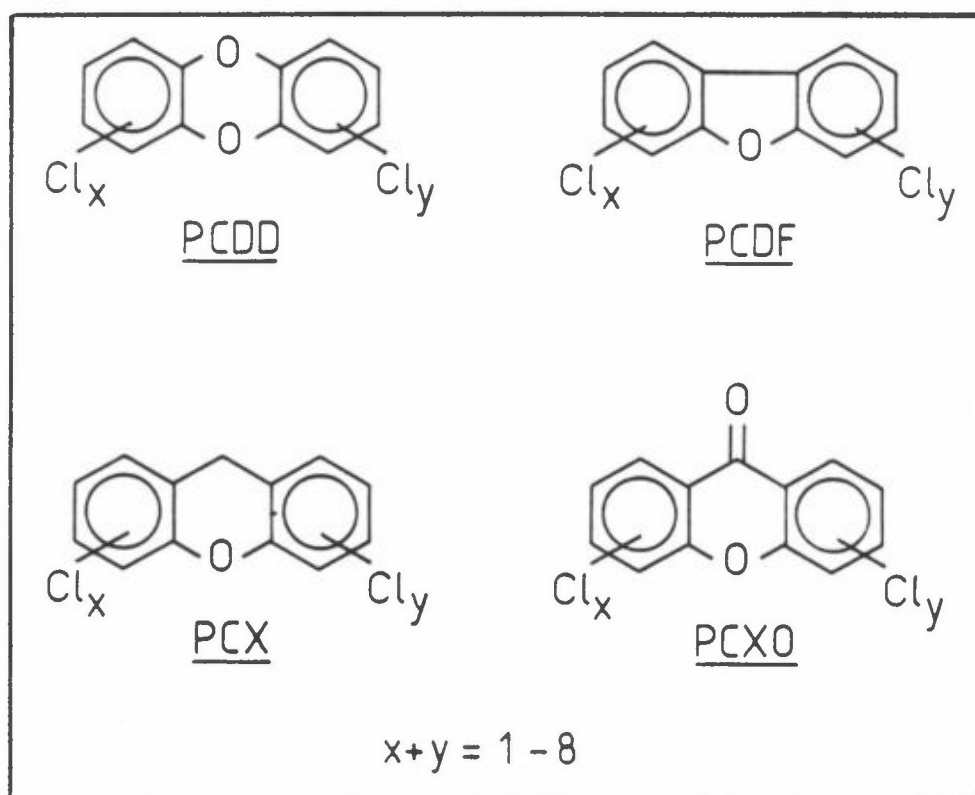
INNHOLD

	Side
SAMMENDRAG	1
1 INNLEDNING	3
2 TOKSIKOLOGI OG HELSEEFFEKTER	4
3 IDENTIFISERTE DIOKSINKILDER	5
3.1 Søppelforbrenning	5
3.2 PCB-branner	8
3.3 Forbrenning av spesialavfall	8
3.4 Gjenvinning av metaller	8
3.5 Treforedlingsindustri	9
3.6 Elektrometallurgisk industri	9
3.7 Forbrenningsmotorer	11
3.8 Isomermønsteret i utslipp fra forskjellige kilder	11
4 FOREKOMST AV DIOKSINER I MILJØET	13
4.2 Konsentrasjonsnivået i luft, vann og sedimenter	13
4.3 Dioksiner i biologiske prøver	15
4.4 Dioksiner i humane prøver	16
KONKLUSJONER	19
LITTERATUR	19

DIOKSINER I MILJØET, FOREKOMST OG KILDER

1 INNLEDNING

Begrepet dioksiner brukes som en samlebetegnelse for to beslektede stoffgrupper, polyklorerte dibenzo-p-dioksiner (PCDD) og dibenzofuraner (PCDF). Disse består av henholdsvis 75 og 135 enkeltkomponenter med stor forskjell i toksisiteten.



Figur 1: Struktur av polyklorerte dioksiner (PCDD), dibenzofuraner (PCDF), xantener (PCX) og xantoner (PCXD). Antall klor pr. molekyl kan variere fra 1 til 8 ($x+y = 1-8$).

Rundt 1950 ble enkelte av de mest giftige dioksinene for første gang oppdaget som uønskete biprodukter i klorerte fenoler (mellomprodukter til kjemiske synteser og treimpregneringsmidler) og klorerte fenoksyeddiksyrederivater (avløvingsmidler)(1). I lang tid trodde man at disse stoffene bare forårsaket klorakne, en langvarig hudsykdom. I midten av 70-årene ble begge stoffgrupper også påvist i utslipp fra søppelforbrenningsanlegg. I mellomtiden hadde man også funnet ut at

disse komponenter kunne gi mange forskjellige toksikologiske effekter. Kreft, genskader og svekkelse av immunsystemet kunne påvises ved langvarig inntak av bare noen få nanogram pr. kg kroppsvekt hos aper. Dette førte til en intens forskningsvirksomhet innenfor dette området. Samtidig begynte man å lete etter andre kilder for dioksiner og prøvde å få klarlagt de ytterst kompliserte dannelsesmekanismene. Artikkelen gir en oversikt over våre kunnskaper pr. i dag angående kilder, toksiske effekter og forekomst av disse komponenter i miljøet.

2 TOKSIKOLOGI OG HELSEEFFEKTER

Vi vet i dag mest om toksikologien av 2,3,7,8-tetraklordioksin (TCDD) og forbindelser som har klor i posisjon 2,3,7,8. De andre komponentene er adskillig mindre giftige og derfor mindre godt undersøkt. Våre kunnskaper kan sammenfattes som følgende:

- Meget lave inntak (1-10 ng/kg kroppsvekt og døgn) av 2,3,7,8-TCDD over 1-2 år forårsaker immunotoksikologiske (forstyrrelse av immunsystemet) og genetiske effekter og kreft hos rotter og aper (2). De fleste risikovurderinger går allikevel ut fra at et daglig inntak av 1 ng/kg kroppsvekt og døgn kan betraktes som et ikke-effektnivå (NOEL: non observable effect level). De forutsetter også at 2,3,7,8-TCDD er en tumorpromotor (forsterker den kreftfremkallende virkning av andre effekter) men ikke et fullstendig karsinogen (3).
- På grunn av den meget lange biologiske halveringstiden i mennesker (5-7 år (4)) og usikkerheten om det virkelig finnes et nedre NOEL-nivå, anvender man en større sikkerhetsfaktor enn vanlig (200 istedenfor 10-100) ved fastleggelsen av et tolerabelt daglig eller ukentlig inntaksnivå. Det nordiske forslaget ligger ved 0-35 pg 2,3,7,8-TCDD/kg kroppsvekt og uke (3).
- Denne inntaksverdien kan også overføres til andre 2,3,7,8-substituerte PCDD/PCDF ved å vurdere de toksikologiske effektene av disse komponentene mot hverandre. På denne måten er man kommet frem til vektfaktorer, som uttrykker toksisiteten i forhold til 2,3,7,8-TCDD. Konsentrasjonene av alle 2,3,7,8-substituerte

PCDD/PCDF i en prøve multipliseres med disse faktorene. Summen gir et mål for den totale toksisiteten. Dette tallet betegnes som 2,3,7,8-TCDD-ekvivalenter (TCDD-EQ) og oppgis i pg eller ng/g prøve. Et nytt sett vekt faktorer ble nylig beregnet av en nordisk ekspertgruppe på grunnlag av de aller nyeste toksikologiske data (3). Modellen har gode muligheter til å bli en internasjonalt akseptert standard. For biologiske prøver får man omtrent de samme TCDD-EQ-tallene som for den tidligere brukte Eadon-modellen (5).

- EPA i USA har foretatt en risikobedømmelse for 2,3,7,8-TCDD som forutsetter at denne forbindelsen er et komplett karsinogen (6). I dette tilfelle finnes det ingen nedre NOEL-verdi og det tolerable daglige inntaksnivået blir adskillig lavere. Det finnes foreløpig ingen toksikologiske data som bekrefter eller avkrefter denne påstanden.

Tabell 1: Vekt faktorer for 2,3,7,8-TCDD-ekvivalentberegninger etter den nordiske modellen.

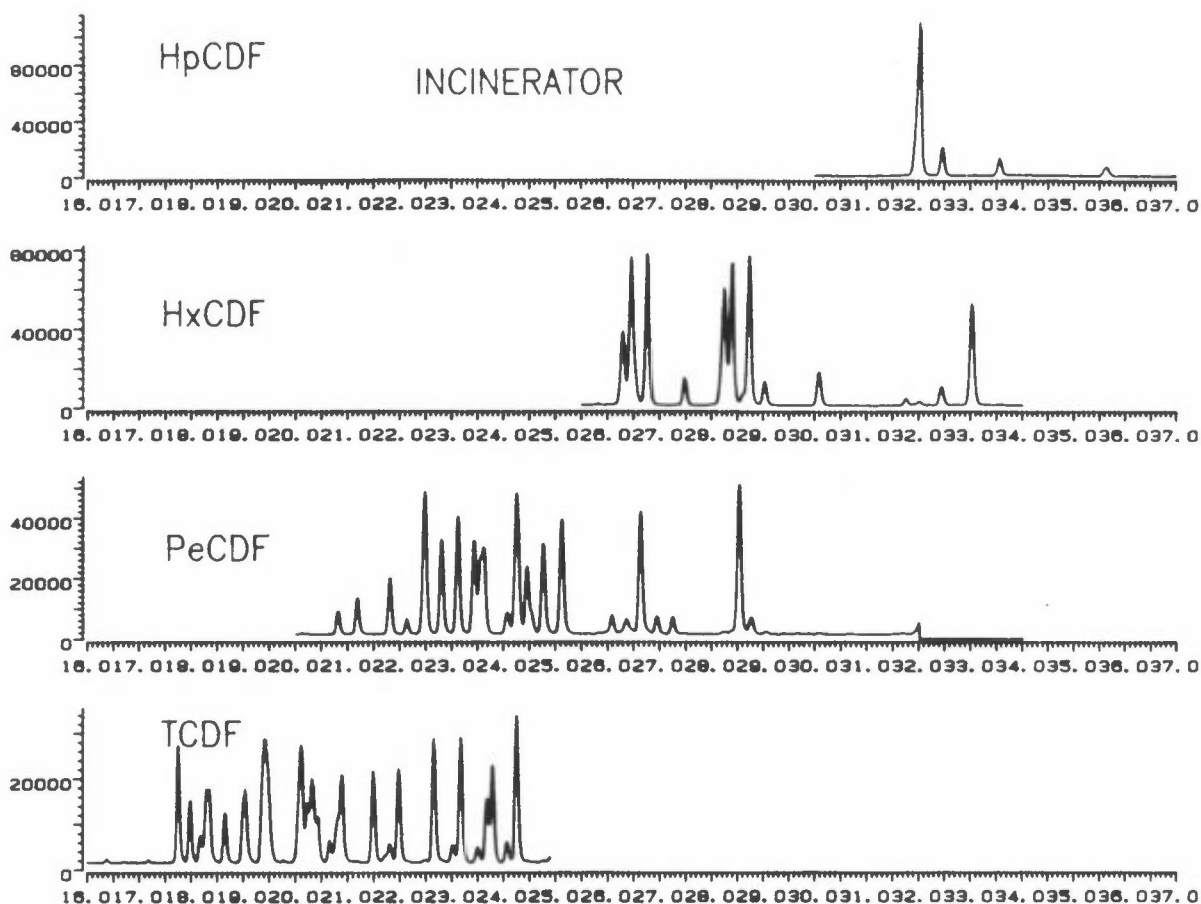
Forbindelser	Vekt faktor
2,3,7,8-TCDD	1
1,2,3,7,8-PeCDD	0.5
2,3,7,8-substituerte HxCDD	0.1
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0.01
OCDD	0.001
2,3,7,8-TCDF	0.1
1,2,3,7,8-PeCDF	0.01
2,3,4,7,8-PeCDF	0.5
2,3,7,8-substituerte HxCDF	0.1
2,3,7,8-substituerte HpCDF	0.01
OCDF	0.001

3 IDENTIFISERTE DIOKSINKILDER

3.1 SØPPELFORBRENNING

Forbrenning av husholdningssøppel og problemavfall betraktes som en av de klassiske dioksinutslippskilder. Undersøkelser av utslippsmengden i forhold til forbrenningsparameterne har foregått i snart 10 år. Resultatene kan sammenfattes som følgende (7-9):

- Hovedforutsetningen for dannelsen av PCDD/PCDF er at det formes Cl-radikaler under forbrenningen. Disse reagerer videre og danner via klorbensener/klorfenoler polyklorerte dioksiner og dibenzofuraner. Det optimale temperaturområdet for denne prosessen er ca. 450-650⁰C. De mest giftige tetra- og pentaklorforbindelser brytes imidlertid ned igjen ved temperaturer over 750⁰C, mens de høyt-klorerte trenger minst 900⁰C.
- Det er viktig å sørge for god turbulens under forbrenningen og forholdsvis lang oppholdstid (sekunder) av røkgassene ved temperaturer over 900⁰C, slik at også de meget stabile oktaklorforbindelsene blir destruert. Disse kan nemlig ellers katalytisk brytes ned til de mest giftige tetra-, penta- og heksaklorkomponentene på tungmetallholdige overflater som f.eks. flyveasken i elektrostatfilteret. Denne prosessen skjer ved forholdsvis lave temperaturer (250-300⁰C). Ved oppholdstider på 1 min. eller mindre ved denne temperaturen er tetra-/heksa-isomerene såpass stabile, at de overlever og kan påvises i utslippet (10,11).
- Selv ved meget høye forbrenningstemperaturer og gode forbrenningsforhold ble det i enkelte tilfeller funnet høye dioksinkonsentrasjoner i utslippet. Disse ble dannet på katalytiske overflater (flyveaske i elektrostatfilteret) etter den såkalte Decan-prosessen. Denne prosessen fører til dannelse av elementær klor fra saltsyre, som passerer en metalloksidoverflate oppvarmet til 250-450⁰C. I motsetning til saltsyre kan klor i form av klorradikaler lett klorere aromatiske forbindelser, som finnes i røkgassene, og dermed føre til dannelse av PCDD/PCDF etter forbrenningsovn (10,11).



Figur 2: Karakteristisk PCDF-isomermønster i utslippet fra et søppel-
forbrenningsanlegg.

- Ved meget dårlige reduktive forbrenningsbetingelser dannes det nesten ikke klorradikaler. Dette forklarer hvorfor man bare finner meget små konsentrasjoner av dioksiner og andre klorerte forbindelser i utslipp fra meget små forbrenningsovner (100-300 l volum) (12,13). Disse har imidlertid meget høye utslippsfaktorer for benzen og andre helsefarlige stoffer (1-10 g/kg søppel).
- Optimeringen av forbrenningsbetingelsene reduserer PCDD/PCDF-utslippet til ca. 1-2 ng/Nm³ målt i TCDD-ekvivalenter. Dette tilsvarer ca. 3-10 g TCDD-EQ/år for et vanlig anlegg (> 10-20 tonn/t kapasitet).
- Veldrevne små anlegg (ca. 1 tonn/t kapasitet) gir ikke større utslipp enn store anlegg.
- Dioksinkonsentrasjonene i utslipp fra små sykehusforbrenningsanlegg kan ligge flere størrelsesordener over det som måles for vanlige søppelforbrenningsanlegg. Totalutslippet pr. år kan derfor være betydelig (4-10 g TCDD-EQ/år).

3.2 PCB-BRANNER

Kortslutning eller brann i PCB-holdige komponenter som høyspennings-transformatorer eller -kondensatorer kan føre til dannelse av store mengder PCDF (14). Sotbelegget kan inneholde ppb-mengder av de mest giftige isomerene. Opprydding etter slike branner er meget kostbar og krever omfattende sikkerhetstiltak. Avfallet må forbrennes i spesielle anlegg. Slike branner kan føre til en meget høy eksponering av enkeltpersoner, som kan få akutte forgiftningssymptomer. Et eksempel er kondensatorbranner i elektriske lokomotiver. For det totale PCDD/PCDF-eksponeringsnivået er PCB-branner imidlertid av underordnet betydning.

3.3 FORBRENNING AV SPESIALAVFALL

Forbrenning av flytende høytklorert avfall foretas i dag hovedsakelig i spesialbygde anlegg eller sementovner, som har forbrenningstemperaturer på minst 1400°C . Dioksininnholdet i røkgassene er ofte lavere enn for vanlige søppelforbrenningsanlegg ($0,1-1 \text{ ng/Nm}^3$). En del forbrennes også på spesialbygde forbrenningsskip ved 1400°C og med et stort luftoverskudd (15). Utslippsmengden av tetraklordibenzofuraner ble målt ved testforbrenninger av PCB og lå ved ca. $2 \text{ ng } 2,3,7,8\text{-TCDF/Nm}^3$. Konsentrasjonsnivået for andre klorisomerer ble ikke bestemt. Flere undersøkelser ble ikke foretatt, men disse resultater indikerer at dioksinutslippet fra slike skip ikke er større enn for vanlige landbaserte forbrenningsanlegg (ca. $2-4 \text{ g TCDD-EQ/år}$).

3.4 GJENVINNING AV METALLER

En svensk undersøkelse har påvist, at det dannes PCDD/PCDF ved omsmelting av skrapjern til stål (16). Skrapjern inneholder en del organiske forurensninger som maling og plast. Disse kan reagere til PCDD/PCDF i smelteovnen. Gjenvinning av malt aluminium (ølbokser etc.) fører også til dannelse av dioksiner. For Sverige ligger den totale utslippsmengden ved $15-20 \text{ g TCDD-EQ/år}$. Flere undersøkelser må imidlertid gjennomføres for å bestemme utslippsfaktorer pr. tonn produsert stål i avhengighet av plastandelen i skrapjern. Gjenvinning av kobberholdig skrap (f.eks. PVC-isolerte ledninger) fører også til dannelse av PCDD/PCDF. Hovedkilden er avsviing av isoleringsmaterialet.

3.5 TREFOREDLINGSINDUSTRI

Klorbleking av cellulose og tremasse fører til dannelse av store mengder klorert organisk materiale. Amerikanske og svenske undersøkelser har påvist dioksiner i avløpsvann fra sulfatprosessfabrikker (17). Isomermønsteret for slike utslipp avviker sterkt fra andre kilder. Konsentrasjonen av 2,3,7,8-tetraklordioksin og -dibenzofuran er meget høy i forhold til de andre isomerer. I tillegg ble polyklorerte xantener og xantoner påvist. Disse komponentgrupper har en struktur som ligner PCDD/PCDF. De er hittil ikke blitt påvist i andre kilder og man vet svært lite om toksisiteten. Sverige har beregnet det totale utslippet fra sine cellulosefabrikker til ca. 15-20 g TCDD-EQ/år.

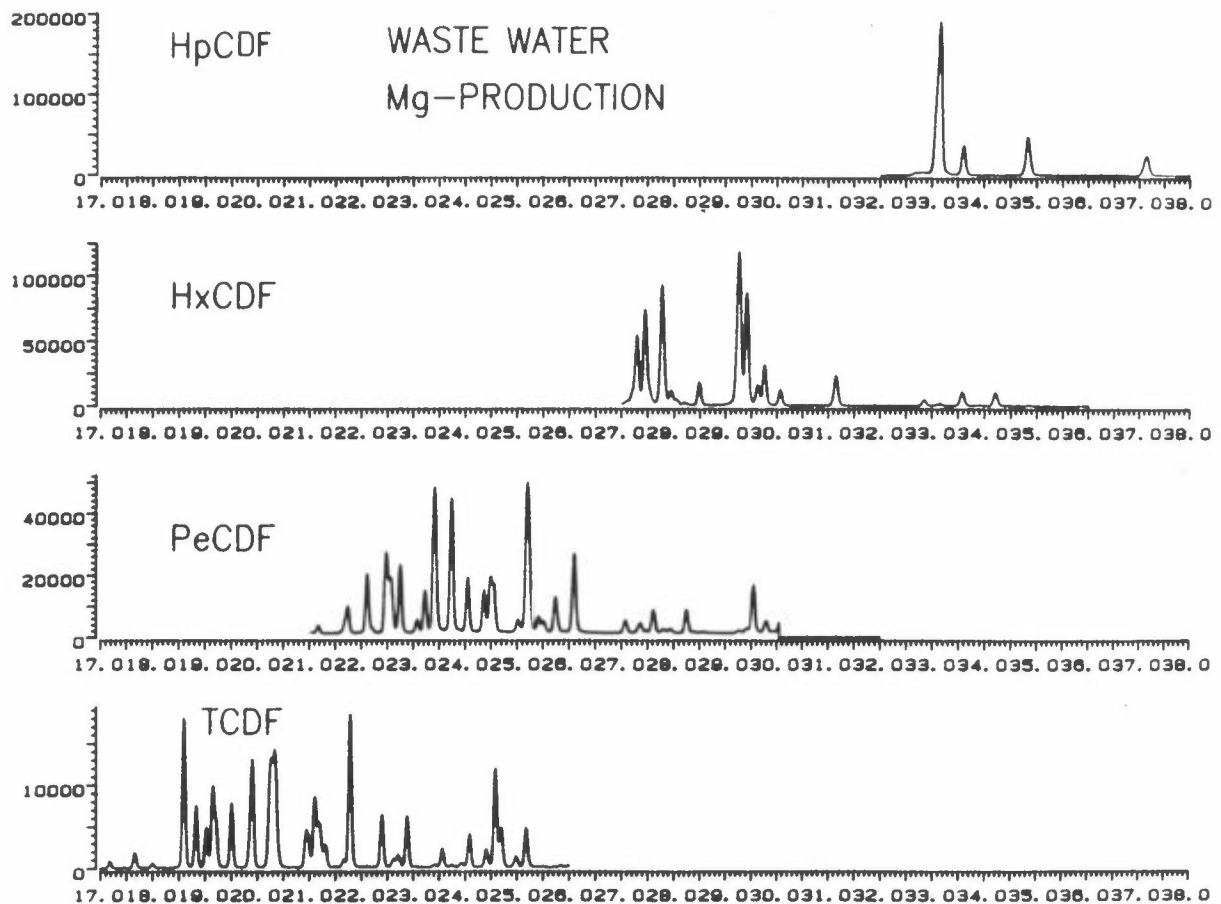
I Norge ble det nylig foretatt en undersøkelse av avløpsvannet ved alle treforedlingsfabrikker (18). Tofte (sulfatprosess) viste en total utslippsmengde på ca. 3-4 g TCDD-EQ/år. De samlede utslippene fra fabrikkene som benytter sulfittprosessene var mye mindre. Mesteparten av PCDD/PCDF foreligger partikkelbundet i slike utslipp. Det er meget vanskelig å ta representative prøver av slikt partikkelholdig avløpsvann. Resultatene kan derfor være beheftet med en større usikkerhet enn vanlig.

At mesteparten av dioksinene er bundet til partikler og fibre, ble også bekreftet av en nylig foretatt undersøkelse, som påviste PCDD/PCDF i alle produkter fremstilt av bleket cellulose (kaffefiltre, resirkulert papir, Kleenex etc.)(19). Det er vanskelig å gi et overslag over totalmengden dioksiner som finnes i slike produkter. På grunnlag av foreløpige tall regner man i Sverige med en årlig mengde på 10-1000 g TCDD-EQ/år, som spres på denne måten.

3.6 ELEKTROMETALLURGISK INDUSTRI

Innenfor dette området finner man flere nye kilder, som for første gang ble påvist i Norge. Betydelige mengder PCDF og PCDD dannes ved fremstilling av magnesium. Prosessen er basert på elektrolyse av vannfritt magnesiumklorid, som lages av magnesiumoksid/koks-pellets i en ren klorgassatmosfære ved 800⁰C. Klorgassen resirkuleres i prosessene og vaskes i sjøvannskrubbere. Skrubbervannet inneholder hovedsaklig

partikkelbundete PCDD/PCDF. Hovedmengden dannes ved fremstilling av magnesiumklorid. Bare mindre mengder formes under elektrolysen. Den største andelen av PCDD/PCDF befinner seg i avløpsvannet fra skrubberne (>130 g TCDD-EQ/år)(20). Utslippet til luft er mye mindre (~ 6 g TCDD-EQ/år).



Figur 3: PCDF-isomermønsteret i en avløpsvannprøve fra magnesiumproduksjonen.

Reraffinering og fremstilling av ren-nikkel kan også føre til dannelse av PCDD/PCDF. En delprosess, som ble nedlagt for noen år siden, omdannet nikkelklorid til nikkeloksid i en ren klorgassatmosfære ved høy temperatur under tilsetning av nafta. Som biprodukt ble det formet store mengder klorerte aromatiske forbindelser bl.a. antageligvis også PCDD/PCDF. Hele prosessen undersøkes nå nøye. Hittil ble det bare funnet små mengder PCDD/PCDF i utslipp fra de nå anvendte teknikkene. Man har imidlertid funnet dioksiner i sedimentprøver, som ble tatt i nærheten av skrubbervannutslippene.

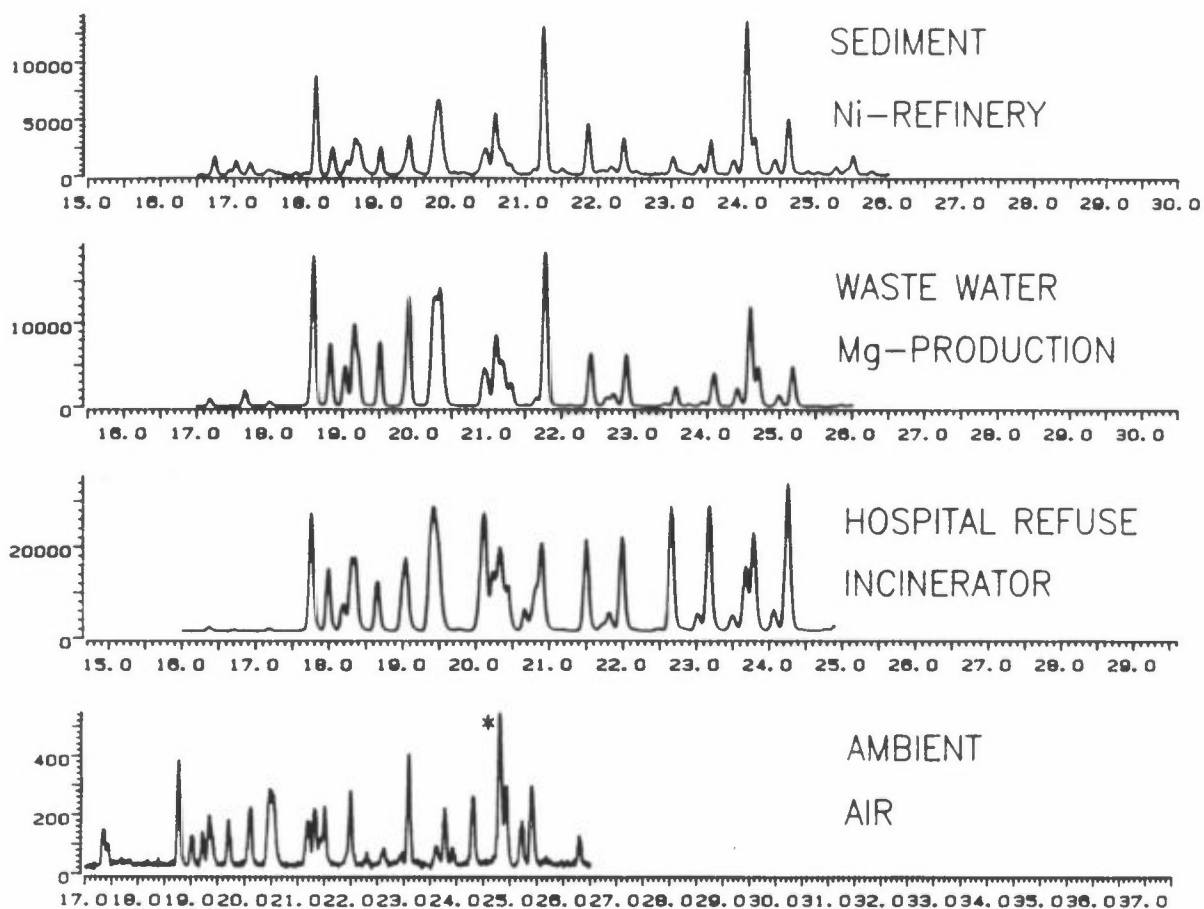
Teoretisk sett kan det også dannes PCDD/PCDF ved oksidasjon av små mengder klorid på overflaten av bekelektroder som anvendes i elektrolyseceller. Klorid finnes ofte som forurensning i elektrolysesmelten. En systematisk undersøkelse av elektrolyser ved forholdsvis høy elektrolysetemperatur ($> 400-500^{\circ}\text{C}$) burde derfor foretas.

3.7 FORBRENNINGSMOTORER

Til blyholdig superbensin tilsettes små mengder dikloretan og dibrometan for å forhindre avleiringer av blyoksid på ventiler etc. i motoren. I en svensk undersøkelse ble det påvist relativt store mengder PCDD/PCDF i bilavgasser fra ottomotorer (21). For å unngå dannelse av blandet klorerte og bromerte PCDD/PCDF, som er nesten umulige å få identifisert (ca. 5000 isomerer), brukte man imidlertid bensin, som bare inneholdt dikloretan. De bromorganiske forbindelsene er mere reaktive, og man er derfor usikker, om det dannes like store mengder dioksiner, når bensinen inneholder begge tilsetningsstoffer. En undersøkelse av luften i Elbetunnelen i Hamburg påviste adskillig høyere PCDD/PCDF-konsentrasjoner enn i de tilstøtende industriområder, noe som indirekte bekrefter at biltrafikk er en dioksinkilde. Man har også funnet dioksiner i sot fra dieselmotorer og i brukte motoroljer (22). En del av oljene som brukes er imidlertid reraffinert og inneholder organisk bundet klor, som kan reagere videre til dioksiner. En del undersøkelser foretas nå, som skal be- eller avkrefte de svenske utslippstallene (30-540 pg TCDD-EQ/km tilsvarende 10-100 g TCDD-EQ/-år). Det er imidlertid alt nå klart, at man ved bruk av blyfri bensin og katalysator ikke kan påvise dioksiner i eksosen.

3.8 ISOMERMØNSTERET I UTSLIPP FRA FORSKJELLIGE KILDER

Utgangsproduktene og kildene, som kan danne dioksiner, er meget forskjellige. Allikevel er isomerfordelingen i utslippene både for PCDD og PCDF omtrent den samme. Hittil har man ikke funnet enkeltisomerer, som er karakteristiske for en spesiell kilde. Konsentrasjonsforholdet mellom de enkelte isomerene er også omtrent det samme for alle kilder unntatt for treforedlingsindustrien, der 2,3,7,8-tetraklordioksin og -dibenzofuran forekommer i adskillig høyere konsentrasjoner. Figur 4 viser tetraklordibenzofuranmønsteret for ulike kilder. Avviket i konsentrasjonsforholdene er tilfeldige.



Figur 4: Tetraklordibenzofuranmønsteret for forskjellige kilder.

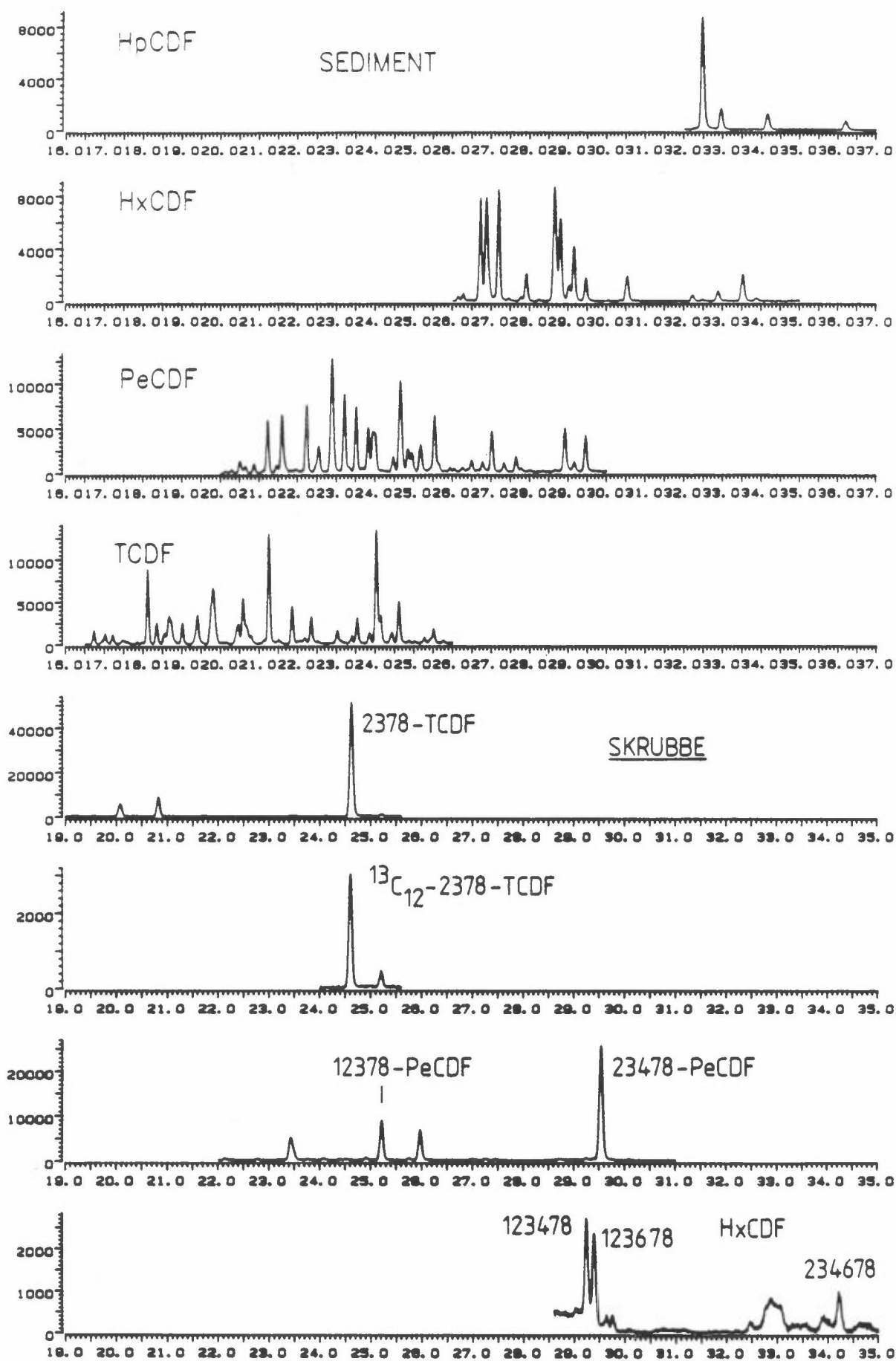
Det er derfor vanligvis ikke mulig å finne kildene til dioksinnivået i miljøprøver som sediment, luft, vann, planter og jord. Forskjellen i utskilleleshastigheten for de enkelte isomerene fører til en oppkonsentrering av utelukkende 2,3,7,8-substituerte PCDD og PCDF i høyere utviklede dyrearter som fisk, krabbe, sel etc. Dermed blir mønsteret redusert til ca. 15 komponenter og konsentrasjonsforholdet påvirkes dessuten av farmakokinetiske effekter. Dette umuliggjør en oppsporing av kilder.

Figur 5 viser en selektiv anrikning av 2,3,7,8-substituerte dibenzofuraner i skrubbeflyndre i forhold til isomermønsteret i en sedimentprøve fra samme fjord.

4 FOREKOMST AV DIOKSINER I MILJØET

4.2 KONSENTRASJONSNIVÅET I LUFT, VANN OG SEDIMENTER

Takket være meget følsomme analysemetoder kan vi nå påvise dioksiner i både sediment-, luft- og vannprøver. Konsentrasjonsnivået i de to sistnevnte mediene er vanligvis meget lavt (ppt-området)(23,24). Dioksinkonsentrasjonen i uteluft ligger rundt 0.1-5 pg TCDD-EQ/m³ i byer eller tettsteder, noe som gir en maksimal belastning på 20 pg TCDD-EQ pr. døgn for en voksen person. Dette er langt mindre enn det daglige akseptable inntaksnivå og bekrefter at luft bare er et transport- men ingen lagringsmedium. Vannløseligheten av PCDD/PCDF er liten (200 pg/l for 2,3,7,8-TCDD, <10 pg/l for OCDD), slik at konsentrasjonen i partikkelfritt vann vanligvis er av underordnet betydning. Dioksiner bindes imidlertid forholdsvis sterkt til partikler. Derfor finner man dem i målbare mengder i nedbør som meget effektivt fjerner partikler fra luften og i sedimenter. Det er urovekkende, at faktisk alle innsamlede sedimentprøver, også de fra bakgrunnsområder, inneholder små men målbare mengder (ppt-nivå) dioksiner. I uforstyrrede sedimentlag kan man imidlertid ikke påvise disse stoffer i lag som er eldre enn ca. 1920 (25,26,27). Dette indikerer, at denne stoffgruppen først dukket opp i forbindelse med øket bruk av organisk klor kjemi og en økende grad av industrialisering. Det nåværende dioksinnivået i miljøprøver skriver seg hovedsakelig fra tiden etter den andre verdenskrig. Denne forholdsvis korte tidsperioden og at lignende toksiske effekter også forårsakes av andre klorerte forbindelser (f.eks. polyklorerte bifenyler, PCB), gjør det meget vanskelig å vurdere om dioksiner alt har ført til miljøskader eller ikke. Tabell 2 gir en oversikt over det målte konsentrasjonsnivået i luft-, vann- og sedimentprøver.



Figur 5: Isomermønsteret for PCDF i en blandet skrubbeprøve fra Kristiansandsfjorden, og i en sedimentprøve fra samme fjord.

Tabell 2: Konsentrasjonsnivået av noen utvalgte PCDD/PCDF i miljøprøver. 2,3,7,8-TCDD-ekvivalentene er beregnet etter den nye nordiske modellen (3).

Prøve type	Konsentrasjonsområdet (pg/g = ppt)			
	2,3,7,8-TCDD/ 2,3,7,8-TCDF	1,2,3,7,8-PeCDD/ 2,3,4,7,8-PeCDF	OCDD/OCDF	2,3,7,8-TCDD-EQ
Uteluft (23)	<0.01-0.1/ <0.01-1.0	<0.01-0.7/ <0.01-1.5	<0.1-80 <0.1-20	<0.01-4
Nedbør (24)	n.a.	n.a.	35/2	-
Sedimenter ved punktkilder (28,29)	7-26/ 50-425	3-29/ 9-240	100-1800/ 1-40	15-420
Krabbe, hel Kristiansandsfjord (28)	29,80/ <0.5	3.0.3.7/ 9.2.19.5	5/ 13-30	17.43
Krabbesmør, svensk vestkyst (30,31)	18-590/ 4-173	4.7-27.5/ 9.2-132	1.9-8.8/ <1	18-460
Laks, Ume-elv Sverige (31)	1.3.1.9/ 12,29	4.3.8.8/ 23,49	n.d.,1.0/ n.d.,n.d.	49
Skрубbe, filet Kristiansandsfjord (28)	1.9/ 290	3.6/ 67	3.0/ 53	132
Arktisk ringsel, spekk Svalbard (32)	<0.5-8.2/ 10-21	2.6-30/ 2.4-11	13-37/ 1-10	14-47
Sel, spekk Østersjø (29)	28/ 12	60/ 125	2.5/ 1.8	134

n.d.: ikke påvist. n.a.: ikke analysert.

4.3 DIOKSINER I BIOLOGISKE PRØVER

Dioksiner er persistente (biologisk eller kjemisk nesten ikke nedbrytbare) og fettløselige forbindelser som kan anrikes i biologiske organismer og i næringskjeden. Målbare mengder PCDD/PCDF finner vi i dag i mange akvatiske dyrearter. Konsentrasjonsnivået i kjøttet øker med fettinnholdet. Siden mesteparten av PCDD/PCDF foreligger partikkelbundet (sedimenter) i vann, viser bunndyr de høyeste konsentrasjonene. Mager fisk som torsk inneholder f.eks. mye lavere mengder enn skrubbe som ble fanget i samme området. Nivået øker også jo høyere dyret står i næringskjeden. Tabell 2 gir en oversikt over dioksinnivået i ulike organismer. De høyeste konsentrasjonene finner vi i leveren, i fettvevet og i dyr fanget i nærheten av punktkilder. I slike utslippsområder kan nivået komme opp i 50-150 pg TCDD-EQ/g muskelkjøtt fra fisk, krabbe og blåskjell, slik at det tolerable ukentlige inntaksnivået kan bli overskredet ved et enkelt måltid. Slike dyr inneholder imidlertid

også mange andre klorerte forbindelser, som er helsemessig betenkelige. Nivået utenfor kjente kildeområder varierer mellom 1-50 pg TCDD-EQ/g prøve. Det er betenkelig at fet fisk som sild og laks fra vanlige fangstområder i Østersjøen kan inneholde opp til 30 pg TCDD-EQ/g kjøtt og at man til og med kan påvise disse komponenter i stasjonær sel fra Svalbard (32). Nivået i spekket er bare noe lavere enn for sel fra Østersjøen. De fleste hittil undersøkte akvatiske organismer inneholdt målbare mengder PCDD/PCDF. Bakgrunnsnivået ligger ved ca. 0.5-1 pg TCDD-EQ/g. Dette betyr at dioksinene alt har spredd seg så pass mye i miljøet, at man kan begynne å snakke om en global forurensning. Man vet imidlertid lite om spredningsmekanismene. Langtransport via luft og vann (bundet til kolloidale partikler) er muligheter. Sammenlignet med andre europeiske og amerikanske undersøkelser er dioksinnivået i norske prøver ikke lavere og ofte innenfor samme størrelsesorden.

4.4 DIOKSINER I HUMANE PRØVER

Det som angår oss i aller høyeste grad, er at man har funnet dioksiner i både fettvev, blod og morsmelk hos mennesker. Resultatene av forskjellige undersøkelser kan sammenfattes som følgende:

- Gjennomsnittsnivået i europeisk morsmelk ligger ved ca. 25-30 pg TCDD-EQ/g fett (varierer fra ca. 10-50 pg/g). Konsentrasjonen i norsk morsmelk er noe lavere (10-35 pg/g fett, gjennomsnitt: 17 pg/g). Man finner imidlertid ingen avtagende konsentrasjonsgradient fra sør til nord. Dette er en ytterligere indikasjon, at hovedopptaket antageligvis skjer indirekte via anrikning i maten og ikke direkte fra kildene via luft eller vann.
- Dioksininnholdet i matvarer er dårlig undersøkt. Det ble funnet dioksiner i grisefett, melkeprodukter, egg og andre animalske eller vegetabiliske fettkilder. Disse undersøkelsene er imidlertid meget ufullstendige. Nivået som ble målt forklarer foreløpig ikke konsentrasjonen i humant fettvev og morsmelk. Kraftforproduksjon som er basert på fettholdige produkter (fisk, soja etc.) burde undersøkes som mulig anrikningskilde.

- Barn fødes med et dioksinnivå i fettvevet, som stammer fra moren. Dioksinmengden som tas opp med morsmelken ligger ved ca. 100 pg TCDD-EQ/døgn og kg kroppsvekt (beregningsgrunnlag: 23 pg TCDD-EQ/g melkefett, 3.3% fett, inntak av 0.7 l morsmelk/døgn (3)), noe som er betydelig høyere enn det akseptable daglige inntaksnivået (0-5 pg/kg og døgn). Konsentrasjonen i fettvevet øker imidlertid ikke under ammingsperioden, fordi at andelen av fettvevet på den totale kroppsvekten blir betydelig større i løpet av det første leveåret. Dette inntaket ligger bare en faktor 10 under det man regner som et ikke-effektnivå. Dioksinopptaket i løpet av en 6 måneders ammeperiode utgjør imidlertid bare 5% av den totale belastningen i løpet av 70 leveår. Risikoen burde derfor være liten og gir ikke grunnlag til å slutte med amming. Denne konklusjonen skal imidlertid ikke mistolkes dithen at det nåværende dioksininntaket ikke har noen helsemessig betydning i det hele tatt. Dioksiner har eksistert i så pass kort tid i miljøet, at vel ingen er blitt utsatt for en eksponering i den nåværende størrelsesorden i mer enn kanskje 30 år. Vi vet heller ikke om nivået i morsmelken og i fettvevet er økende, nedadgående eller konstant. Tabell 3 gir en oversikt over de hittil funnete konsentrasjoner i noen land. Anbefalingen av verdens helseorganisasjon, om å redusere dioksinutslippet fra kjente kilder, burde derfor tas alvorlig for å unngå, at vi i løpet av de neste årtiene oppnår et nivå i miljøet, mennesker og dyr, som forårsaker helseskader.
- Konsentrasjonsnivået i fettvev og morsmelk ligger omtrent på samme nivå. I motsetning til andre dyrearter anrikes oktaklorforbindelsene (OCDD/OCDF) meget godt i den menneskelige organismen (se tabell 2 og 3). Halveringstiden for 2,3,7,8-TCDD i den menneskelige organismen ligger ved 5-7 år (4) i motsetning til noen uker til ca. 1 år for andre dyrearter (2,6). Denne tiden er antageligvis enda lengre for de meget persistente OCDD/OCDF.
- Vi omgis til daglig med produkter som er dioksinholdige. Eksempler er cellulose-produkter som Kleenex, kaffefiltre og avisepapir, der man har funnet opp til 13 pg TCDD-EQ/g prøve (39). Det er imidlertid ikke avklart om og hvor lett dioksinene kan frigjøres og opptas ved vanlig bruk. Et annet eksempel er lærvarer (sko, vesker, etc.) som impregneres med pentaklorfenol mot mugning.

Tabell 3: Konsentrasjonsnivået av noen utvalgte PCDD/PCDF i fettvev og morsmelk. 2,3,7,8-TCDD-ekvivalenter er beregnet etter den nordiske modellen (3).

Land	Antall prøver n	Konsentrasjonsmiddel \bar{x}			
		2,3,7,8-TCDD/ 2,3,7,8-TCDF	1,2,3,7,8-PeCDD/ 2,3,4,7,8-PeCDF	OCDD/ OCDF	2,3,7,8- TCDD-EQ
MORSMELK:					
Norge (34)	31	2.7/4.4	4.9/14.0	153/<2.5	17
Vest-Tyskland (33)	30	3.4/2.5	15/20	530/<3	19
USA, New York (35)	8	7.2/n.a.	11.1/14.3	707/n.a.	≥ 35
Canada (35)	46	6.4/n.a.	10/15	850/n.a.	≥ 31
Sør-Vietnam (35)	15	18/n.a.	9.1/12	900/n.a.	≥ 40
HUMANT FETTVEV:					
Sverige (31)	31	3/3.9	10/54	414/4	39.5
USA (31)	8	7.2/n.a.	11.1/14.3	707/n.a.	≥ 32
Sør-Vietnam (31)	15	18/n.a.	9.1/12	900/n.a.	≥ 31

n.a.: ikke analysert.

Denne forbindelsen inneholder spor av dioksiner og anvendes særlig i Sør-Europa og Sørøst-Asia. Produktene inneholder opp til flere prosent pentaklorfenol. Her vet vi heller ikke noe om betydningen for den menneskelige eksponeringen.

- Ved siden av dioksiner finner vi også andre klorerte forbindelser som f.eks. polyklorerte bifenyler i fettvev og morsmelk. Konsentrasjonsnivået er minst 2-3 størrelsesordener høyere. Vi vet ingenting om den toksikologiske effekten fra disse komponentene er additiv eller ikke.
- En gruppe Vietnam-veteraner som har forhøyete dioksinkonsentrasjoner (stammer fra avløvningsmiddelet "agent orange") overvåkes nå nøye for å kunne fastslå, om disse er særlig utsatt for visse typer helseskader. Denne undersøkelsen vil imidlertid ikke gi resultater før om mange år.

KONKLUSJONER

Forekomst av dioksiner i miljøet er bare et symptom for den økende globale spredningen og fortsatt bruk av polyklorerte forbindelser. Vanligvis finner man ved siden av dioksiner mange andre klorerte forbindelser i utslipp fra industri- og forbrenningsprosesser. Konsentrasjonsnivået av disse komponentene er ofte mange ganger høyere. Helserisikoen kan derfor være minst like stort eller større enn fra dioksininnholdet, selv om toksisiteten er mindre.

Dioksiner er en gruppe, som har sammenlignet med andre klorerte forbindelser, usedvanlige toksiske, kjemiske og fysiske egenskaper. Dette har med rett ført til en meget intens forskningsinnsats.

Konsentrasjonsnivået i miljøet ligger foreløpig under det man anser som et ikke-effektnivå. Vi burde allikevel utnytte alle muligheter for å redusere dioksinutslippene så langt som overhodet mulig. Dermed unngår vi for det første, at vi står overfor et uløselig miljøproblem om noen årtier, når konsentrasjonsnivået når en kritisk grense. For det andre reduserer vi med slike tiltak også utslippet av andre polyklorerte forbindelser.

Heldigvis har vi oppdaget dioksinene i miljøet så pass tidlig, at vi har muligheten til å løse problemet før det oppstår irreversible miljøskader. Vi kan alt nå sette inn forebyggende tiltak istedenfor å vente til vi må gripe til den i dag vanlige krisepregede handlingsmåten.

LITTERATUR

- (1) Cochrane, W.P., Singh, J., Miles, W., Wakeford, B. and Scott, J. (1982) Analysis of technical and formulated products of 2,4-dichlorophenoxy acetic acid for the presence of chlorinated dibenzo-p-dioxins. In: Chlorinated dioxins and related components. Ed. by O. Hutzinger et al. Oxford. Pergamon Press, pp 209-214.

