

Kortlægning og sundhedsmæssig vurdering af kviksølv i energispærepærer og lysstofrør

Pia Brunn Poulsen, Hanna Kristina Merrild
og Allan Astrup Jensen

FORCE Technology

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
ENERGISPAREPÆRER INDEHOLDER SMÅ MÆNGDER AF DET SUNDHEDSSKADELIGE KVIKSØLV	7
HVAD ER KVIKSØLV?	7
PÅ HVILKEN FORM FOREKOMMER KVIKSØLV I LYSKILDER?	7
HVORFOR ER KVIKSØLV ET SUNDHEDSMÆSSIGT PROBLEM?	8
BEREGNING AF NIVEAU FOR KVIKSØLV DAMPE UDEN SKADELIGE EFFEKTER	8
HVILKE NIVEAUER KAN FOREKOMME PÅ KORT SIGT VED UHELD MED ITUSLÅEDE LYSKILDER I HJEMMET?	9
HVILKE NIVEAUER KAN FOREKOMME PÅ LANG SIGT VED UHELD MED ITUSLÅEDE LYSKILDER I HJEMMET?	11
SUMMARY AND CONCLUSIONS	13
COMPACT FLUORESCENT LAMPS CONTAIN SMALL AMOUNTS OF MERCURY WHICH IS HAZARDOUS TO HEALTH	13
WHAT IS MERCURY?	13
IN WHICH FORM CAN MERCURY BE FOUND IN LIGHT BULBS?	14
WHY IS MERCURY A HEALTH PROBLEM?	14
CALCULATION OF THE LEVEL OF MERCURY VAPOURS WITH NO HEALTH EFFECTS	14
WHICH LEVELS CAN BE FOUND ON SHORT-TERM EXPOSURE AT ACCIDENTS WITH BROKEN BULBS AT HOME?	15
WHICH LEVELS CAN BE FOUND AT LONG-TERM EXPOSURE AT ACCIDENTS WITH BROKEN BULBS AT HOME?	17
1 INDLEDNING	19
1.1 FORMÅL OG INDHOLD	19
1.2 HVORDAN VIRKER ENERGISPAREPÆRER OG LYSSTOFRØR?	19
1.3 LOVGIVNING PÅ OMRÅDET - ROHS	20
1.4 SAMMENFATNING	21
2 KORTLÆGNING	23
2.1 BESKRIVELSE AF TYPER AF ENERGISPAREPÆRER OG LYSSTOFRØR	23
2.2 KORTLÆGNING AF MÆNGDER AF KVIKSØLV	26
2.3 KORTLÆGNING AF TYPER AF KVIKSØLVFORBINDELSER I ENERGISPAREPÆRER OG LYSSTOFRØR	28
2.4 UDVIKLINGEN PÅ OMRÅDET	28
2.5 SAMMENFATNING	29
3 FRIGIVELSE AF KVIKSØLV VED BRUD PÅ SPARE- PÆRERNE	31
3.1 KVIKSØLVFORBINDELSER OG MÆNGDER I TÆNDTE OG SLUKKEDE PÆRER	31
3.2 FRIGIVELSE VED BRUD PÅ PÆRERNE	32

3.3	BETYDNING AF GULVBELÆGNING OG AFDAMPNING AF KVIKSØLV EFTER UHELD	35
3.4	SITUATIONSBESKRIVELSE AF UHELD	36
3.5	FRIGIVELSE AF KVIKSØLV TIL DET YDRE MILJØ	36
3.6	RISIKO FOR BRUD	36
3.7	DISKUSSION OG SAMMENFATNING	36
4	SUNDHEDSVURDERING AF KVIKSØLVDAMP	41
4.1	BESKRIVELSE AF KVIKSØLV	41
4.2	OPTAGELSE OG OMSÆTNING I KROPPEN	42
4.3	BEFOLKNINGENS INDTAGELSE AF KVIKSØLV	43
4.4	MÅLING AF KVIKSØLVBELASTNING	44
4.5	KVIKSØLV'S GIFTIGHED	45
4.6	GRÆNSEVÆRDIER	46
4.7	SAMMENFATNING	48
5	EKSPONERINGS- OG RISIKOVURDERING	51
5.1	EKSPONERINGSNIVEAUER	51
5.1.1	<i>Eksponeringsscenarier</i>	51
5.1.2	<i>Beregningsmetode</i>	52
5.1.3	<i>Anvendte beregningsværdier</i>	52
5.1.4	<i>Eksponeringsberegninger</i>	54
5.2	RISIKOVURDERING	56
5.2.1	<i>Beregningsmetode</i>	56
5.2.2	<i>Anvendte DNEL-værdier</i>	57
5.2.3	<i>Risikovurdering scenarie 1: Korttidseksponering i 30 minutter</i>	59
5.2.4	<i>Risikovurdering scenarie 2: Eksponering over længere tid</i>	60
5.3	SAMMENFATNING OG DISKUSSION	61
6	DISKUSSION OG KONKLUSION	65
7	REFERENCER	67

Forord

Dette projekt "Kortlægning og sundhedsmæssig vurdering af kviksølv i energisparepærer og lysstofrør" er udført for Miljøstyrelsen af FORCE Technology i perioden december 2009 til maj 2010.

Projektet er fulgt af en følgegruppe fra Miljøstyrelsen bestående af:

- Jette Rud Larsen Heltved
- Elisabeth Paludan

Projektet er udført af følgende medarbejdere fra FORCE Technology:

- Pia Brunn Poulsen, projektleder, risikovurdering
- Hanna Kristina Merrild, kortlægning
- Allan Astrup Jensen, sundhedsvurdering af kviksølv og kvalitetssikrer

Sammenfatning og konklusioner

Energisparepærer indeholder små mængder af det sundhedsskadelige kviksølv

Energisparepærer repræsenterer en af de mest effektive løsninger, der er tilgængelig i dag for at forbedre energieffektiviteten for boligbelysning – men energisparepærer og lysstofrør indeholder små mængder af grundstoffet kviksølv, der er sundhedsskadeligt. Miljøstyrelsen vil med dette projekt undersøge, om der er en sundhedsmæssig risiko, når en energisparepære eller et lysstofrør ved et uheld går i stykker i private hjem.

Det er derfor undersøgt

- hvilke typer af energisparepærer og lysstofrør, der findes på det danske marked til privat brug, og
- hvilke mængder kviksølv og hvilke kviksølvforbindelser, der findes i energisparepærer og lysstofrør på det danske marked til privat brug.

På baggrund af disse oplysninger er der foretaget en vurdering af sundhedsrisikoen, hvis uheldet skulle være ude, og en energisparepære eller et lysstofrør går itu i hjemmet og derved medfører et udslip af kviksølvdampe.

Vurderingen er foretaget dels ved en teoretisk beregning af de mængder af kviksølv, der kan forventes at fordampe, hvis en energisparepære eller et lysstofrør går itu i hjemmet; og dels ved en vurdering af målte koncentrationer i et hjem i ugerne efter et uheld med en ituslået energisparepære. Koncentrationerne er sammenlignet med kendte værdier for koncentrationer, hvor der er set sundhedsskadelige effekter.

Projektet er udført for Miljøstyrelsen af FORCE Technology i perioden december 2009 til maj 2010.

Hvad er kviksølv?

Kviksølv er et metallisk grundstof, som kan optræde som frit metal, samt i uorganiske og metal-organiske forbindelser. Desuden er kviksølv blandbar med andre metaller under dannelse af amalgamer. Kviksølv (Hg^0) er det eneste metal, som er flydende ved normalt tryk og temperatur, og det optræder som en tung, lugtfri sølvglinsende væske, der har et relativt højt damptryk ved stuetemperatur. Omgang med flydende kviksølv vil derfor betyde udsættelse for usynlige og umærkbare kviksølvdampe. Kviksølvdampe er syv gange tungere end luft og vil fordele sig langs gulvet i et rum med utilstrækkelig ventilation.

På hvilken form forekommer kviksølv i lyskilder?

I energisparepærer/lystofrør anvendes kviksølv enten i form af en HgFe forbindelse, i form af amalgamer eller i form af metallisk kviksølv. Dette

kviksølv på fast eller flydende form vil være i ligevægt med kviksølv på dampform. Der vil derfor være en lille mængde kviksølv på dampform inde i energisparepæren eller lysstofrøret, og det er denne kviksølv på dampform, der er med til at få lyskilden til at lyse.

Hvis en eller flere energisparepærer eller lysstofrør går itu i hjemmet, vil der blive frigjort kviksølvdamp til indeluften, så længe resterne af lyskilden/lyskilderne ikke er fuldstændig fjernet.

Forbrugere vil være bedre beskyttet mod udsættelse for kviksølv i pærer/lystofrør, der gør brug af indkapsling af kviksølv (i form af tablet eller som amalgam) sammenlignet med brug af flydende kviksølv – netop af den årsag, at kviksølvet er bundet.

Hvorfor er kviksølv et sundhedsmæssigt problem?

Det er især kviksølvdampe, der udgør et sundhedsmæssigt problem, idet en stor del af kviksølvdampene optages gennem lungerne ved indånding, hvorimod optagelsen af det tungtopløselige, metalliske kviksølv gennem huden og via mave-tarm kanalen er minimal. Kviksølvdamp kan desuden let og hurtigt passere blod-hjerne barrieren og moderkagen, og dermed kan centralnervesystemet og det ufødte barn påvirkes.

De fleste data om sundhedseffekter af kviksølvdamp stammer fra arbejdsmiljøudsættelser. Ved meget høje eksponeringer for kviksølvdamp i arbejdsmiljøet er lungerne målorganet. Der sker irritation og ætsninger i luftvejene, og ved få timers udsættelse for 1-3 mg Hg/m³ (1000-3000 µg Hg/m³) kan der opstå en dødelig akut kemisk lungebetændelse. Ved udsættelse for 10 mg Hg/m³ (10.000 µg Hg/m³) kan der være umiddelbar livsfare.

Ved vedvarende høj udsættelse for kviksølvdampe på > 0,100 mg/m³ (>100 µg/m³) er det kritiske organ centralnervesystemet, hvor der kan forekomme alvorlige skader med klassiske forgiftningssymptomer som rystelser, søvnløshed, nedtrykthed, uligevægt, irritabilitet, hukommelsestab, unormal skyhed og desuden tandkødsbetændelse.

Lettere toksiske effekter (fx håndrystelser og hukommelsestab) i mennesker kan forventes ved langvarige udsættelser på 0,025-0,050 mg Hg/m³ (25-50 µg Hg/m³). De 0,025 mg Hg/m³ (25 µg Hg/m³) er identisk med den danske grænseværdi for arbejdsmiljøet.

Beregning af niveau for kviksølvdampe uden skadelige effekter

På baggrund af en sundhedsvurdering af kviksølvdamp er der i denne rapport beregnet DNEL-værdier (Derived No Effect Level) for både eksponering over kort tid (30 minutters oprydning) og over lang tid, hvis man ikke får ryddet ordentligt op efter et uheld med en ituslået lyskilde. De beregnede DNEL-værdier for både eksponering over kort tid (DNEL_{kort} værdi = 33 µg Hg/m³) og lang tid (DNEL_{langtids} værdi = 0,4 µg Hg/m³) er tæt på dels den danske grænseværdi for kviksølvdamp i arbejdsmiljøet (25 µg Hg/m³) og den amerikanske referencekoncentration, der er en langtidskoncentration uden skadelige effekter (0,3 µg Hg/m³).

De LOAEL- (Lowest Observed Adverse Effect Level) og NOAEL-værdier (No Observed Adverse Effect Level), der ligger til grund for beregning af DNEL-værdierne i dette projekt, samt de forskellige grænseværdier, der eksisterer for kviksølv damp, bygger alle på observationer fra arbejdsmiljøet af voksne menneskers udsættelse for kviksølv damp. I og med at dokumentationen stammer fra arbejdsmiljøet, siger den ikke noget om, hvorvidt børn skulle være mere følsomme. Børn anses dog generelt for mere følsomme end voksne over for toksiske effekter. Børn har lavere respirationsvolumen end voksne og vil således indånde mindre mængder af de skadelige kviksølvdampe, men børn har også en lavere kropsvægt end voksne. Desuden er deres nervesystem under udvikling, og som beskrevet i kapitel 4, så er det kritiske organ netop centralnervesystemet ved en vedvarende høj udsættelse for kviksølvdampe. Der er ikke i dette projekt foretaget en vurdering af, hvad disse koncentrationer vil betyde for børn, der er til stede i et rum, hvor der er sket et uheld. Ved beregning af DNEL-værdierne er dog anvendt en faktor 10, der tager højde for individuelle forskelle i følsomhed hos mennesker. Denne sikkerhedsfaktor skulle således tage højde for, at børn generelt er mere følsomme end voksne over for toksiske effekter. Der foreligger dog informationer om, at udsættelse for kviksølv damp er en særlig risiko for gravide, da kviksølv damp kan passere moderkagen og skade det ufødte barn.

De beregnede DNEL-værdier er herefter sammenlignet med beregnede worst-case koncentrationer under oprydning og koncentrationer, der er målt ved forsøg, efter oprydning af ituslåede energisparepærer. Disse koncentrationer stammer fra diverse forsøg fundet i litteraturen.

Hvilke niveauer kan forekomme på kort sigt ved uheld med ituslåede lyskilder i hjemmet?

Til beregning af korttidseksponeringen på de 30 minutters oprydning, er der anvendt en beregningsmodel, der tager højde for ventilation i rummet. Beregningsmodellen anvender et bestemt mål for det luftvolumen, der er tæt omkring den eksponerede person, i denne rapport også kaldet indåndingszonen. Dette mål stammer fra ECHAs Guidance Chapter R.15 (2008), som beskriver, at for kortvarige lokale eksponeringer kan volumen af rummet umiddelbart omkring den eksponerede person sættes til 2 m^3 . Beregningerne viser følgende:

- **Uden ventilation:** Ved en antagelse om, at 10 % af kviksølvet er fordampet i løbet af den første halve time, vil koncentrationen af kviksølv i hjemmet uden ventilation overskride $\text{DNEL}_{\text{kort}}$ -værdien og således kunne udgøre en risiko – uafhængigt af mængden af kviksølv i lyskilden. Der er beregnet koncentrationer af kviksølvdampe (for værdier 5 mg Hg i en lyskilde), der overskrider $\text{DNEL}_{\text{kort}}$ -værdien 8 gange. Dette vil dog være en overestimering, idet en ventilation på 0 er en fiktiv værdi, da dette svarer til et teoretisk lufttæt rum, uden ventilation gennem revner og sprækker.
- **Almindelig rumventilation:** sænker langsomt koncentrationen af kviksølvdampene i rummet. Der vil gå op til to timer før kviksølvkoncentrationen i indåndingszonen kommer under $\text{DNEL}_{\text{kort}}$ -værdien, hvis der er almindeligt luftskifte i rummet – og hvis der er tale om, at en enkelt energisparepære går itu (værdier for 5 mg Hg i en lyskilde).

- **Kraftig udluftning:** har væsentlig betydning i forhold til at sænke koncentrationen af kviksølv til ikke-sundhedsskadelige niveauer i boligen ved uheld. Efter 10 minutters udluftning med alle vinduer og døre åbne, vil kviksølvkoncentrationen i indåndingszonen på 2 m³ være under DNEL_{kort}-værdien for energisparepærer med lavt indhold af kviksølv (2,5 mg Hg), og således ikke udgøre nogen akut risiko. Efter 15 minutters kraftig udluftning er kviksølvkoncentrationen i indåndingszonen under DNEL_{kort}-værdien for energisparepærer med det i dag tilladte indhold af kviksølv (5 mg Hg), og efter 30 minutter er kviksølvkoncentrationen under DNEL_{kort}-værdien for alle de beregnede niveauer af kviksølv fra energisparepærer og lysstofrør.

Beregningerne er baseret på et uheld med en enkelt energisparepære/lysstofrør. Beregningerne indikerer, at hvis flere sparepærer/lysstofrør går itu på én gang, er afdampningen af kviksølv større og dermed er behovet for udluftning større.

Der ligger imidlertid en række usikkerheder i beregningerne, bl.a.:

- At modellen antager, at hele mængden af kviksølv (her 10 % af den totale indholdsmængde af kviksølv i lyskilden) fordamper i det øjeblik, at uheldet sker, da beregningerne ikke tager højde for fordampningshastigheden. Kviksølv fordampes imidlertid hurtigt (7 % er fordampet indenfor et par minutter), hvorfor overestimeringen ved at anvende 10 % ikke er stor.
- At vi i beregningerne antager, at kviksølv dampene kun spredes til indåndingszonen på 2 m³ og ikke ud over dette, samt at dampene er ligeligt fordelt i dette volumen. Denne antagelse kan medføre en overestimering
- At modellen antager, at forbrugeren er udsat for hele kviksølv mængden i hele eksponeringstiden – dvs. de 30 minutter det tager at rydde op – dog undtagen den mængde kviksølv, der fjernes ved udluftning. Modellen tager således ikke højde for, at den reelle koncentration af kviksølv i indåndingszonen ikke vil blive så høj, hvis kilden til eksponeringen (den ituslåede lyskilde) samles op og fjernes i løbet af eksponeringstiden. Der kan således være en overestimering i beregningerne, hvis man sørger for at fjerne kviksølvresterne fra lyskilden forholdsvis hurtigt.
- At modellen antager, at kviksølv dampene er jævnt fordelt via brug af en blæser, hvorfor ventilationen også vil medføre en jævn udluftning af kviksølv dampene i hele rummet. Det er ikke undersøgt nærmere, om kraftig ventilation virker lige så effektivt på udskiftning af luften ved gulvet, hvor kviksølv dampene er koncentreret, som ved udskiftning af luften højere oppe i rummet. Undersøgelser viser dog, at udluftning fra et vindue også har en effekt på koncentrationen i gulvhøjde.
- DNEL_{kort}-værdien er beregnet på baggrund af en LOAEL-værdi for en eksponering på et par timer (som ikke er yderligere specificeret). Det er antaget i denne rapport, at et oprydningsscenario vil vare – i værste tilfælde - en halv time. Ved en hurtig oprydning på f.eks. 10 minutter vil der være tale om en eksponeringstid, der er væsentlig kortere, hvilket betyder, at den resulterende eksponering er lavere end beregnet.

Konklusionen er derfor, at når der tages højde for de nævnte usikkerheder og antagelser, så er der ikke risiko for sundhedsskadelige effekter ved kort tids

udsættelse for kviksølv, når en kviksølvholdig pære går itu, hvis resterne samles op med det samme og der luftes ud med det samme.

Hvilke niveauer kan forekomme på lang sigt ved uheld med ituslåede lyskilder i hjemmet?

Denne situation dækker over, at man ikke får samlet resterne af den knuste energisparepære ordentligt op og man derved langvarigt kan blive eksponeret for kviksølv. For dette scenarium er det ikke muligt at foretage en beregning af koncentrationen af kviksølv i hjemmet, da det afhænger af mange faktorer som ventilation, hvor godt der er ryddet op osv. I princippet vil afdampning af kviksølv kunne ske, så længe der er kviksølvrester tilbage i lokalet.

Derfor er den beregnede $DNEL_{\text{langtids}}$ -værdi sammenlignet med koncentrationer af kviksølvdampe, der er målt ved forsøg, efter oprydning af ituslåede energisparepærer. Disse koncentrationer stammer fra diverse forsøg fundet i litteraturen.

I litteraturen beskrives, at der ved praktiske forsøg er påvist, at der i et rengjort hjem efter uheld med en pære/lysstofrør, der er gået itu, stadig kan afgives kviksølvdampe i flere uger/måneder efter uheldet. I nogle tilfælde gik der flere uger før de målte værdier lå under den amerikanske langtidskoncentration uden skadelige effekter på $0,0003 \text{ mg Hg/m}^3$ ($0,3 \text{ } \mu\text{g Hg/m}^3$) og således også under den beregnede $DNEL_{\text{langtids}}$ -værdi på $0,0004 \text{ mg Hg/m}^3$ ($0,4 \text{ } \mu\text{g Hg/m}^3$).

Det er således også vigtigt med ekstra udluftning efter uheldet – især i forbindelse med den almindelige rengøring/støvsugning i hjemmet, der kan betyde, at kviksølvholdigt støv hvirvles op. Udluftning har en meget væsentlig betydning i forhold til at sænke koncentrationen af kviksølv til ikke-sundhedsskadelige niveauer i boligen ved uheld.

Ved udsættelse for kviksølvdampe over længere tid er konklusionen således, at der kan være en sundhedsmæssig risiko, hvis man ikke får fjernet alle kviksølvholdige rester (dvs. ryddet ordentligt op). Grundig rengøring, hurtigt efter uheldet er sket, vil kunne fjerne langt det meste kviksølv og er derfor vigtigt. Det er vigtigt at fortsætte udluftningen efter et uheld, da der kan afgives kviksølvdampe fra ikke synlige rester af den ituslåede lyskilde i flere uger/måneder efter uheldet.

Summary and conclusions

Compact fluorescent lamps contain small amounts of mercury which is hazardous to health

Energy-saving light bulbs (compact fluorescent lamps (CFLs)) represent one of the most efficient solutions which are available today to improve the energy efficiency for housing lighting – but compact and straight fluorescent lamps contain small amount of the element mercury which is hazardous to health. With this project, the Danish Environmental Protection Agency will examine whether a health risk arises when a compact or straight fluorescent lamp by accident breaks at home.

Therefore, it is examined

- which types of compact and straight fluorescent lamps that exist on the Danish market for private use, and
- which amounts of mercury and mercury compounds that are used in compact and straight fluorescent lamps on the Danish market for private use.

Based on this information, a risk assessment was made of a potential accident with a broken compact or straight fluorescent lamp emitting mercury vapour in a home.

The risk assessment has been carried out partly by use of a theoretical calculation of the amounts of mercury that is expected to vaporise, if a compact or straight fluorescent lamp breaks in a home; and partly by assessing measured concentrations in a home during weeks after an accident with a broken compact fluorescent lamp. The concentrations have been compared to known concentration values, where health effects have been observed.

This project has been carried out by FORCE Technology for the Danish Environmental Protection Agency during December 2009 to May 2010.

What is mercury?

Mercury is a metallic element that can occur as a metal, and in inorganic and metal-organic compounds. In addition, mercury is mixable with other metals – an amalgam is formed. Mercury (Hg^0) is the only metal, which is liquid at normal pressure and temperature, and it appears as a heavy, odourless silver glistening liquid that has a relatively high vapour pressure at room temperature. Therefore, contact with liquid mercury will result in exposure to invisible and unnoticeable mercury vapours. Mercury vapours are seven times heavier than air and will spread along the floor in a room with inadequate ventilation.

In which form can mercury be found in light bulbs?

In compact and straight fluorescent lamps mercury is used either in the form of a HgFe compound, in the form of amalgam or in the form of metallic mercury. This mercury – either in a liquid or solid state – will be in a state of equilibrium with mercury in the vapour state. A small amount of mercury vapour will be present in the compact or straight fluorescent lamp, and it is because of this mercury in the vapour state, that the lamp will light up.

If one or more of the compact or straight fluorescent lamps are broken in a home, mercury vapour will be released to the indoor air, as long as the residues of the lamp have not been completely removed.

Consumers will be better protected against exposure to mercury in the lamps, if the lamps are using encapsulated mercury (in the form of a tablet or as amalgam) compared to the use of liquid mercury – as the mercury will be bound.

Why is mercury a health problem?

Especially mercury vapours are a health related problem, as a large part of the vapours are being absorbed through the lungs during inhalation. In contrast, the absorption of the poorly soluble metallic mercury through skin and through the gastrointestinal tract is minimal. Furthermore, mercury vapour can easily pass the blood-brain barrier and placenta, and can in that way have an impact on the central nervous system and the unborn child.

Most data on health effects of mercury vapour originate from occupational exposures. The lungs are the target organ at very high exposures to mercury vapours in the work environment. The effects are irritations and corrosions of the airways, and at a few hours of exposure to 1-3 mg Hg/m³ (1000-3000 µg Hg/m³) a deadly acute chemical pneumonia can occur. Immediate mortal danger can occur at exposure to a level of 10 mg Hg/m³ (10,000 µg Hg/m³).

The critical organ is the central nervous system at continuously high exposures to mercury vapours at levels of > 0.100 mg/m³ (>100 µg/m³). At these levels seriously damage as classical poisoning symptoms such as tremor, insomnia, depression, mental unbalance, irritability, memory loss, abnormal shyness and gingivitis is expected.

Light acute toxic effects (like hand tremors or memory loss) in humans can be anticipated at long-term exposure of 0.025-0,050 mg Hg/m³ (25-50 µg Hg/m³). This value of 0.025 mg Hg/m³ (25 µg Hg/m³) is identical to the Danish occupational threshold limit value.

Calculation of the level of mercury vapours with no health effects

Based on a health assessment of mercury vapour DNEL-values (Derived No Effect Level) of both short-term (30 minutes clean-up) and long-term (if a proper clean-up has not been carried out after an accident with a broken CFL) exposure has been calculated in this report. The calculated DNEL-values for short-term (DNEL_{short} value = 33 µg Hg/m³) and long-term (DNEL_{long} value = 0.4 µg Hg/m³) exposure are close to the Danish occupational threshold limit value (25 µg Hg/m³) and the American reference

concentration (RfC) – a long-term concentration with no harmful effects ($0.3 \mu\text{g Hg}/\text{m}^3$), respectively.

The LOAEL- (Lowest Observed Adverse Effect Level) and NOAEL-values (No Observed Adverse Effect Level) that are used for the calculation of the DNEL-values in this project, as well as the different threshold limit values that exist for mercury vapour, are all based on observations from the working environment of adult humans and their exposure to mercury vapours. As the documentation is based on occupational exposure, we do not know if children are more sensitive to exposure to mercury vapours. However, children are generally considered being more sensitive than adults towards toxic effects. Children have a lower respiration volume than adults and will therefore inhale less amounts of the toxic mercury vapours, but children also have a lower body weight than adults. Furthermore, their nervous system is under development – and as described in chapter four – the critical organ at continuously high exposure to mercury vapours is exactly the central nervous system. No assessment has been made in this project whether these concentrations will present a special risk to children that are present in a room where an accident with a CFL happens. The DNEL-values have, however, been calculated by use of a safety factor of 10 that accounts for the individual differences between humans. This safety factor should therefore account for the fact that children are more sensitive than adults towards toxic effects. However, information has been found, showing that exposure to mercury vapours is a special risk for pregnant, as mercury vapours can pass the placenta and harm the unborn child.

The calculated DNEL-values are then compared to the calculated worst-case concentrations during clean-up and to the concentrations measured after clean-up of broken compact or straight fluorescent lamps. These concentrations are found in different literature.

Which levels can be found on short-term exposure at accidents with broken bulbs at home?

For the calculation of the short-term exposure (the 30 minutes clean-up), a calculation model that accounts for ventilation in the room has been used. The calculation model uses a specific measure for the volume of air surrounding the exposed person – in this report called the breathing zone. This specific measure has been taken from ECHAs Guidance Chapter R.15 (2008), which describes that for short-term local exposure, the volume of air that immediately is surrounding the person can be set at 2 m^3 . The calculations show the following:

- **No ventilation:** By using the assumption that 10 % of the mercury is evaporated during the first half an hour, the concentration in the room without ventilation will exceed the $\text{DNEL}_{\text{short}}$ -value and thereby be able to present a health risk – no matter the amount of mercury in the CFLs. Calculated concentrations of mercury vapours (for 5 mg of Hg in a CFL) are exceeding the $\text{DNEL}_{\text{short}}$ -value with up to 8 times. This is, however, an overestimation as ventilation of zero is a imaginary value as this corresponds to a theoretical air tight room with no ventilation through cracks.
- **Ordinary ventilation:** slowly lowers the concentration of mercury vapours in the room. It will take up to two hours before the concentration of the mercury vapours in the breathing zone will be

below the $\text{DNEL}_{\text{short}}$ -value, if a “normal” ventilation rate occurs – and if only a single CFL is broken (for 5 mg Hg in a CFL).

- **Heavy ventilation:** has a significant importance with respect to lowering the concentration of mercury to non-harmful levels at home after accidents. After 10 minutes of ventilation with all windows and door open, the mercury concentration in the breathing zone of 2 m^3 will be below $\text{DNEL}_{\text{short}}$ -value for CFLs with a low content of mercury (2.5 mg Hg), and will therefore not present an acute risk. After 15 minutes of heavy ventilation, the mercury concentration in the breathing zone is below the $\text{DNEL}_{\text{short}}$ -value for CFLs with the allowed content today (5 mg Hg), and after 30 minutes the mercury concentration is below the $\text{DNEL}_{\text{short}}$ -value for all the calculated contents of mercury in CFLs.

The calculations are based on an accident with a single compact or straight fluorescent lamp. The calculations thereby indicate that if more than one CFL is broken at the time, the evaporation of mercury is larger and by this the need for ventilation greater.

However, the calculations are based on many uncertainties. Amongst others:

- The calculation model assumes that the entire amount of mercury (here 10 % of the total content of Hg in the CFL) evaporates instantly, when the accident happens, as the calculations do not account for the evaporation rate. Mercury does, however, evaporate quickly (7 % is evaporated within a couple of minutes), and therefore the overestimation of using 10 % is not that high.
- We have assumed in the calculations that the mercury vapours only are spread within the breathing zone of 2 m^3 and not beyond this area, as well as that the vapours are distributed equally in this volume. This assumption can cause an overestimation.
- The model assumes that the consumers are exposed to the entire amount of mercury during the entire time of exposure – i.e. the 30 minutes it takes to clean-up (except the amount of mercury that is being removed through ventilation). Therefore, the model does not account for the fact that the real concentration of mercury in the breathing zone will be lower, if the exposure source (the broken CFL) is removed from the room during the exposure time. If you remove the mercury and CFL residues quickly, the calculations are hence overestimated.
- The model assumes that mercury vapours are evenly distributed by use of a fan, and therefore ventilation of the room will result in an even ventilation of the mercury vapours in the room. It has not been investigated further, if heavy ventilation is as effective on renewal of the air at the floor where the mercury vapours are concentrated compared to renewal of air higher in the room. However, investigations show that renewal of air from a window also has an effect on the concentration of mercury at the floor.
- The $\text{DNEL}_{\text{short}}$ -value is calculated by use of a LOAEL-value for an exposure for a couple of hours (not specified further). It is assumed in this report that clean-up in worst case will take half an hour. If clean-up is quick – i.e. 10 minutes, the exposure time will be significantly shorter, meaning that the exposure will be significantly lower than calculated.

The conclusion of short-term exposure to mercury vapour, i.e. during clean-up of a broken CFL is therefore, that when the uncertainties and the assumptions of the calculations are taken into account, there is no health risk, when a CFL breaks at home, if the CFL residues are removed at once and the room is heavily ventilated at once.

Which levels can be found at long-term exposure at accidents with broken bulbs at home?

This situation is a situation where you do not remove all the residues of the broken CFL and therefore can be exposed to mercury vapours on a long-term basis. For this scenario, it has not been possible to carry out a calculation of mercury vapours in the room, as it depends on many factors, such as ventilation, how well clean-up has been performed etc. The evaporation of mercury can in principle continue as long as residues of mercury are left in the room.

This is why the calculated $DNEL_{long}$ -value is compared to concentrations of mercury vapours, which have been measured by tests with broken CFLs. Measurements have also been performed after clean-up of broken CFLs. These concentrations are described in different tests found in literature.

It is described in the literature that practical tests have proven that left over mercury from a broken CFL can evaporate mercury vapours in a room several weeks/months after the accident – and this even though clean-up was carried out. In some cases it took several weeks before the measured values were below the American long-term concentration without harmful effects at 0.0003 mg Hg/m^3 ($0.3 \text{ } \mu\text{g Hg/m}^3$) and thereby also under the calculated $DNEL_{long}$ -value of 0.0004 mg Hg/m^3 ($0.4 \text{ } \mu\text{g Hg/m}^3$).

Extra ventilation after an accident is therefore important – especially in connection with the ordinary cleaning/vacuuuming in the home, which can give the result that the dust containing mercury can be whirled up. Ventilation has a considerable effect on lowering the mercury concentrations to non-harmful levels in homes after accidents with a broken CFL.

At long-term exposure to mercury vapours the conclusion is that if all the mercury residues are not removed properly, they may cause a health risk. It is important with thorough clean-up, quickly after the accident happens, as this will remove most of the mercury. Furthermore, it is important to continue the ventilation after an accident, as mercury vapours can be released from non-visible residues of the broken CFL in several weeks/months after the accident.

1 Indledning

1.1 Formål og indhold

Energisparepærer repræsenterer en af de mest effektive løsninger, der er tilgængelig i dag for at forbedre energieffektiviteten for boligbelysning (Wesnæs et al, 2009). Energisparepærer og lysstofrør indeholder imidlertid små mængder kviksølv – og kviksølv er sundheds- og miljøskadeligt.

Formålet med dette projekt er at undersøge, om der er en sundhedsmæssig risiko, når energisparepærer eller lysstofrør ved et uheld går i stykker i private hjem.

Undersøgelsen består af en kortlægning af:

- hvilke typer af energisparepærer og lysstofrør, der findes på det danske marked til privat brug, og
- hvilke mængder kviksølv og hvilke kviksølvforbindelser, der findes i disse energisparepærer/lystofrør.

Desuden er foretaget en risikovurdering (eksponerings- og sundhedsvurdering) af kviksølvudslip ved brud på energisparepærer.

Projektet er gennemført for begrænsede midler og på kort tid og indeholder derfor ikke en tilbundsående undersøgelse af alle relevante aspekter omkring energisparepærer/lystofrør.

1.2 Hvordan virker energisparepærer og lysstofrør?

Energisparepærer og lysstofrør består af et eller flere bøjede eller lige glasrør med en elektrode i hver ende. En energisparepære er blot en særlig kompakt form for lysstofrør, hvor røret er bygget sammen med de elektroder, der er nødvendige for at starte og stabilisere den elektriske strøm gennem røret.

Ifølge oplysninger modtaget fra producenter indeholder sparepærer og lysstofrør kviksølv enten i form af en HgFe-tablet, amalgam¹ eller som metallisk kviksølv. Kviksølvet kan tilsættes via forskellige doseringsteknologier, hvor kviksølvet er indkapslet i en form for tablet eller pille eller som amalgam, eller ved tilsætning af flydende kviksølv.

Kviksølvet på fast eller flydende form er i ligevægt med kviksølv på dampform. Der vil derfor være en lille mængde kviksølv på dampform inde i pæren eller lysrøret. For at pæren eller lysstofrøret skal fungere, er det nødvendigt, at der er indtrådt ligevægt mellem den faste form og dampformen af kviksølv, sådan at atmosfæren i glasrøret er mættet med kviksølv damp. Glasrøret/beholderen i energisparepærer og lysstofrør indeholder desuden en

¹ Amalgam er en kviksølvlegering. En legering er sammensat af to eller flere grundstoffer, hvoraf mindst et af grundstofferne er et metal. (Den Store Danske, 2009).

inert ædelgas (f.eks. argon) under lavt tryk, og glasrøret er beklædt med et tyndt fluorescerende phosphorlag på indersiden (www.datalyse.dk).

Når der sættes spænding på glasrøret, opvarmes elektroden, og der bliver frigjort elektroner. Temperaturen stiger i røret, og kviksølvet fordamper yderligere. Når de frie elektroner rammer kviksølvatomerne, bliver kviksølvatomerne eksiteret, dvs. løftet til højere energiniveauer. De eksiterede kviksølvatomer vil henfalde efter et stykke tid og udsender herved ultraviolet lys sammen med en mindre del synligt lys. Det ultraviolette lys omdannes til synligt lys, når det rammer phosphorlaget på indersiden af glasset (Aucott et al., 2003; www.datalyse.dk).

Ifølge oplysninger fra en af de kontaktede producenter vil noget af kviksølvet, når det henfalder, blive bundet til glasset og phosphorlaget på indersiden af glasset. Mængden af bundet kviksølv vil øges i løbet af pærens/lysstofrørets levetid. Normalt kan dette ses ved, at indersiden af glasset og det indvendige phosphorlag bliver gråt. Områderne nær elektroderne vil blive sorte efterhånden som tiden går.

Ifølge Truesdale et al. (1992) forekommer kviksølv formentlig også på metalform i brugte energisparepærer/lysstofrør, da den inaktive atmosfære i røret burde forhindre signifikant oxidering af kviksølvet.

1.3 Lovgivning på området - RoHS

Ifølge RoHS Direktivet 2002/95 (Restriction of the Use of Certain Hazardous Substances in Electrical and Electronic Equipment) er kviksølv i energisparepærer undtaget reglen om et maksimalt indhold på 0,1 % i homogene enkeltdele. Det maksimalt tilladte kviksølvindhold for energisparepærer er 5 mg/pære. For lysstofrør er det maksimalt tilladte kviksølvindhold afhængigt af lysstofrørets levetid og typen af phosphorlaget på indersiden af røret. Hvis "halophosphat"² bruges, er den tilladte mængde 10 mg/lysstofrør, og hvis triphosphat³ bruges, er den tilladte mængde 5 mg/lysstofrør ved normal levetid og 8 mg/lysstofrør ved lang levetid (RoHS EU, 2002). For energisparepærer og lysstofrør, der skal opfylde de europæiske miljømærkekriterier, er kviksølvgrænseværdien henholdsvis 4 mg/pære og 5 eller 8 mg/lysstofrør afhængig af levetiden (EU, 2002). Se Tabel 1-1:

² Ifølge www.dataanalyse.dk er den mest brugte halophosphatforbindelse calciumfluorophosphat $\text{Ca}_5\text{F}(\text{PO}_4)_3$.

³ Ifølge www.dataanalyse.dk tilsættes sjældne jordarter og ofte 4-5 forskellige phosphater for at få en bedre farveværdi.

Tabel 1-1 Maksimalt tilladte indhold af kviksølv i energisparepærer og lysstofrør (RoHS EU, 2002), (EU, 2002).

	Ifølge RoHS	EU's Miljømærkekrav
Kompakt-lystoflamper (energispærepærer)	5 mg Hg	4 mg Hg
Lysstofrør til alm. formål (halophosphat)	10 mg Hg	
Lysstofrør til alm. formål (triphosphat med normal levetid)	5 mg Hg	5 mg Hg
Lysstofrør til alm. formål (triphosphat med lang levetid)	8 mg Hg	8 mg Hg

Samtlige undtagelserne i RoHS direktivet er for tiden under revision, og ifølge Miljøstyrelsen arbejdes der på at nedsætte grænserne for lysstofrør og energispærepærer. Der er diskussioner om at sænke det maksimalt tilladte indhold af kviksølv per pære til 3,5 mg Hg eller evt. helt ned til 2 mg Hg for visse typer af energispærepærer.

1.4 Sammenfatning

Energispærepærer og lysstofrør indeholder små mængder af det sundhedsskadelige kviksølv, der er nødvendig for at få pærene/lystofrørene til at lyse. Herudover indeholder en energispærepære/lystofrør en elektrode, en ædelgas og har et tyndt phosphorlag på indersiden af glasset. Når der sættes strøm til pæren/lystofrøret frigives elektroner, der eksiterer kviksølvatomer, som derved løftes til højere energiniveauer. Ved det efterfølgende henfald udsendes ultraviolet lys, der omdannes til synligt lys, når det rammer phosphorlaget på indersiden af glasset. I løbet af lyskildens levetid vil mere og mere kviksølv blive bundet til phosphorlaget.

Mængden af kviksølv i en spærepære/lystofrør er reguleret via RoHS direktivet, der tillader maksimalt 5 mg kviksølv per pære (og lidt højere værdier for lysstofrør). Disse værdier er for tiden under revision, og der arbejdes på at nedsætte grænsen for indhold af kviksølv i spærepære/lystofrør yderligere.

2 Kortlægning

Kortlægningen af energisparepærer er foretaget ved hjælp af internetsøgninger samt kontakt til diverse forhandlere, importører, producenter og leverandører af energisparepærer og lysstofrør.

Internetsøgning

Den information, der blev indsamlet ved internetsøgninger, var mest relateret til typer af energisparepærer og lysstofrør, som defineret af de forskellige producenter. Kun i et begrænset omfang blev der fundet oplysninger om den konkrete mængde af kviksølv i forskellige produkter. Ofte oplyste producenter blot, at den gældende lovgivning var overholdt.

Kontakt til producenter/importører

Kortlægningen har kun i et begrænset omfang kunnet klarlægge, hvilken form for kviksølv, der indgår i produkterne. Et begrænset antal importører, forhandlere, producenter og leverandører kunne dog levere mere detaljeret information vedrørende kviksølv mængder og de kviksølvforbindelser, der anvendes i energisparepærer/lysstofrør.

Tabel 2-1 viser en oversigt over hvilke oplysninger, der er modtaget fra de forskellige producenter og importører, dels gennem hjemmesider og dels gennem personlig kontakt.

Tabel 2-1. Oplysninger modtaget fra producenter/importører

Producent/Forhandler	Info om mængde kviksølv	Info om type kviksølv
A	+	+
B	+	+
C	+	-
D	+	+
E	+	-
F	-	-
G	+	+

2.1 Beskrivelse af typer af energisparepærer og lysstofrør

Der findes flere forskellige anvendte typeopdelinger af energisparepærer og lysstofrør. I det følgende beskrives, hvordan disse opdeles i ROHS Direktivet, i EU's miljømærkeordning og i skattelovgivningen, samt hvordan producenter/forhandlere og energisparefonden opdeler produkterne i forskellige typer.

RoHS

I RoHS Direktivet (RoHS EU, 2002) skelnes der mellem:

- Kompakte lysstoflamper (Compact Fluorescent Lamps = CFL) – i daglig tale kaldet energisparepærer
- Lysstofrør til generelle formål (Straight Fluorescent Lamps for General Purposes)
- Lysstofrør til specielle formål (Straight Fluorescent Lamps for Special Purposes).

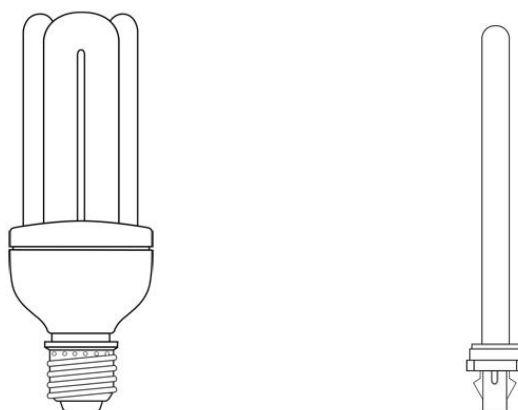
Miljømærkekriterier

De Europæiske miljømærkekriterier for elektriske lyskilder opdeler produkterne i de samme typer som RoHS Direktivet (EU, 2002). Endvidere opdeler miljømærkekriterierne lyskilder med en sokkel i følgende to grupper:

- Lyskilder med integreret forkoblingsenhed (energisparepærer)
- Lyskilder uden integreret forkoblingsenhed (lysstofrør med stiftsokkel).

Figur 2-1 viser eksempler på lyskilder med integreret forkoblingsenhed og uden integreret forkoblingsenhed. En forkoblingsenhed defineres som "en anordning, som først og fremmest anvendes til at begrænse strømstyrken til den krævede værdi for en eller flere lyskilder, når den er indsat mellem strømforsyningen og en eller flere udladningslamper. En forkobling kan også omfatte anordninger til transformering af forsyningsspændingen, lysdæmpning, korrektion af effektfaktoren, og enten alene eller i kombination med en startanordning, skabe de nødvendige betingelser for, at lyskilden eller lyskilderne kan starte" (EU, 2009).

Lyskilder med en integreret forkoblingsenhed har en almindelig sokkel, dvs. bajonetsokkel eller skruesokkel. Dette betyder, at forbrugeren direkte kan erstatte glødepærer med denne type lampe i deres almindelige armaturer. De lyskilder, der er uden integreret forkoblingsenhed (lysstofrør med én og to sokler), er lyskilder med stiftsokler. Stiftsoklerne gør, at de kun kan bruges i armaturer, der er designede til denne type rør. Dvs. de kan ikke direkte erstatte glødepærer. De ikke-integrerede lamper har en sokkel, mens lysstofrør har to sokler.



Figur 2-1. Lyskilde med integreret forkoblingsenhed (venstre) og uden integreret forkoblingsenhed (højre) (General Electrics, 2009).

SKAT

Iflg. SKATs Punktafgiftvejledning 2009-2 er alle ensoklede lavenergilysstofrør (energisparepærer) undtaget fra "punktafgift for glødlamper mv. og elektroniske sikringer" (Skat, 2009). SKAT skelner således mellem energisparepærer og lysstofrør gennem antallet af sokler:

- Energisparepærer har én sokkel
- Lysstofrør har to sokler.

Lysstofrør opdeles videre i to kategorier, én der er afgiftspligtig, og én der ikke er afgiftspligtig. Afgiftspligtige lysstofrør er:

- "Lysstofrør, der har en effekt på 20 eller 40 watt, og som udsender et ultraviolet lys. Glasset er indvendigt belagt med et særligt

fluorescerende materiale. Rørene passer til montering i standardarmaturer.”

De ikke afgiftspligtige lysstofrør beskrives som:

- ”Lysrør, der har en effekt på 400 watt, og som udsender ultraviolet lys. Røret er 12 cm langt og er i hver ende forsynet med en hoved- og bielektrode. Det indeholder kviksølvdampe og kan ikke umiddelbart anvendes, idet det ikke er forsynet med fatning. Lysrøret anvendes ved overfladebehandling og hærkning af lakker i industrien”.

Denne opdeling følger opdelingen i RoHS Direktivet og skelner således mellem lysstofrør, der bruges til generelle belysningsformål og lysstofrør, der bruges til specielle formål i industrien. Det er kun de førstnævnte lysstofrør, der er inkluderet i denne undersøgelse.

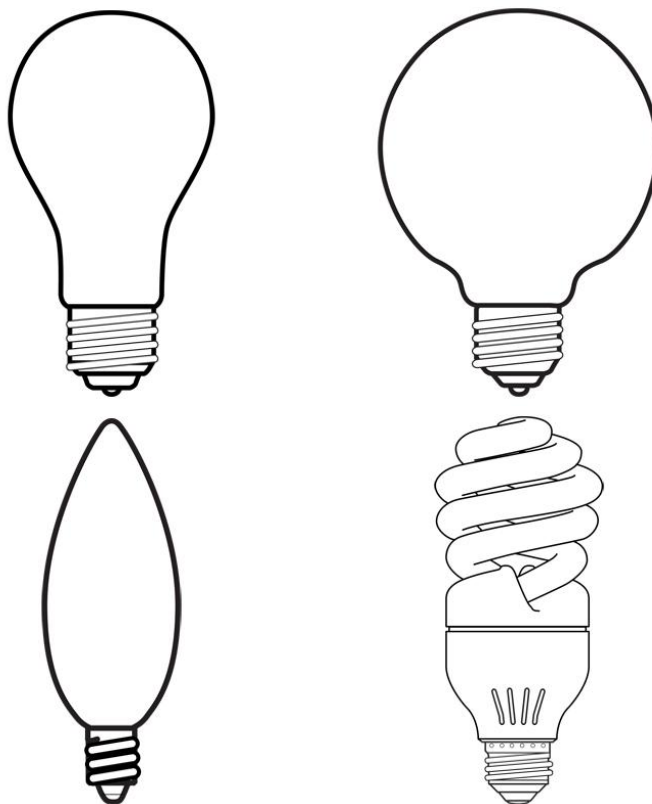
Producenter/importører

Producenter og importører (f.eks. Philips, 2009; Osram, 2009; Megaman, 2009) opdeler ofte energisparepærer i overordnede typer efter:

- Funktion, f.eks. dæmpbare, natlampe, udendørs;
- Form, f.eks. pæreformet, globe, kerte, spiral (Se Figur 2-2 for eksempler);
- Med integreret og ikke-integreret forkoblingsenhed.

Elsparefonden

Elsparefonden opdeler også energisparepærene efter form (pæreformede, stavformede og øvrige) (Elsparefonden, 2009). Se Figur 2-2.



Figur 2-2: Forskellige pæretyper. Pæreformet (øverst til venstre), globe (øverst til højre), kerte (nederst til venstre) og spiral (nederst til højre) (General Electrics, 2009).

En af de kontaktede producenter oplyser, at de pære-, globe- og kerteformede pærer vist i Figur 2-2, indeholder et lysstofrør inde i den yderste indkapsling, som angivet med et eksempel i Figur 2-3 nedenfor.



Figur 2-3: Eksempel på pære med indkapsling (fra Elsparefondens liste over A-pærer)

Producenten oplyser, at denne ekstra indkapsling kan medføre en ekstra beskyttelse af forbrugeren, da det kan være, at det kun er det yderste glas, der går i stykker, når der sker et uheld med en ituslået energisparepære. På den anden side, så betyder denne ekstra indkapsling, at der sker en reduktion på mindst 10 % af lumen-værdien på grund af refleksion og absorption i det yderste lag. Der kan ændres på absorption karakteristika for den ydre indkapsling for at give pæren mere behagelige farvekaraktistika (f.eks. mindre blåligt og mere rødligt spektrum). Ifølge en producent tilsættes der ikke ekstra kviksølv for at kompensere for tabet i lumen.

Samme producent har desuden oplyst, at energisparepærer uden den ekstra indkapsling i øjeblikket er den mest solgte type, da disse generelt er billigere. Den ekstra indkapsling er med til at øge produktionsomkostningerne og dermed salgsprisen på pæren.

2.2 Kortlægning af mængder af kviksølv

Kortlægningen viste, at kviksølv-mængderne i pærer og lysstofrør varierer meget. Forskelle forekommer ikke kun mellem producenter, men også mellem typer af pærer fra den samme producent. Der blev ikke konstateret noget mønster i forhold til typen af pærer, hvad enten disse var opdelt efter pærer med integreret forkoblingsenhed, pærer uden integreret forkoblingsenhed, lysstofrør eller opdelt efter form på pærene.

Ifølge Producent D er mængden af kviksølv afhængig af følgende faktorer, hvoraf nogle faktorer influerer på kviksølv-mængden over tid, hvilket også er beskrevet af Snijkers-Hendrickx et al. (2007):

- Pærens størrelse. Jo større pæren er, desto større er overfladeareal af glasset og phosphorlaget, som kviksølvet kan påvirke, og dermed kræves en større mængde kviksølv.
- Pærens levetid. Jo længere levetid, desto mere kviksølv vil kunne bindes til phosphorlaget i løbet af pærens levetid.
- Brugsmønsteret. Antal gange pæren bliver tændt og slukket. Elektroderne "forbruger" også kviksølv i løbet af lampens levetid. Ved lang levetid af pærene/lysstofrørene kræves således et "overskud" af kviksølv (Sigai & Nesting).

- Doseringsteknologi. Tilsættes kviksølv i form af tablet eller som amalgam, kan der tilsættes mere præcise mængder kviksølv, sammenlignet med tilsætning af flydende kviksølv.
- Materialesammensætning. De forskellige materialer, som pæren/lysstofrøret er lavet af (glasset, phosphorlaget, osv.) har forskellige evne til at binde kviksølvet gennem levetiden. Desuden vil urenheder i glasmaterialet have afgørende rolle for forbruget af kviksølv i lampens levetid.
- Brug af tilsætningsstoffer. Tilsætning af antioxidanter eller f.eks. et beskyttende lag af aluminiumoxid mellem phosphorlaget og glasset kan hjælpe med til at reducere den mængde af kviksølv, der bindes til pæren/lysstofrøret i løbet af lampens levetid.
- Typen af phosphorlag. Mængden af kviksølv, der bindes til phosphorlaget, afhænger meget af hvilket phosphorlag, der anvendes.

Flere producenter oplyser endvidere, at de løbende arbejder på at minimere kviksølvindholdet i deres produkter, og at indholdet derfor kan forventes at blive lavere fremover. Teknologiforbedringer gør, at mængden af kviksølv kan mindskes uden at påvirke pærens levetid eller ydeevne (SAES Getters, 2009; Snijkers-Hendrickx et al., 2007). Ifølge Snijkers-Hendrickx et al. (2007) angives desuden, at der gradvist er et skift i doseringsteknologi på vej mod brug af kviksølv på fast form, dvs. i form af tablet eller som amalgam.

I Kommissionens forordning (EF) Nr. 244/2009 om krav til miljøvenligt design af ikke-retningsbestemte lyskilder i boliger er der krav om, at en lyskildes kviksølvindhold (i mg) skal oplyses fra den 1. september 2010 (EU, 2009). Som følge af, at kviksølv mængden fremover skal oplyses, kan det måske blive en fremtidig konkurrenceparameter at minimere kviksølvindholdet, selvom det er under RoHS Direktivets og miljømærkekriteriernes grænseværdier. Der er fundet eksempler på, at producenter allerede i dag oplyser om kviksølvindholdet på deres emballager. Der er f.eks. en 10 Watts pære fra PRO light i handelen, hvor der står angivet et kviksølvindhold på "<3 mg Hg". Nogle producenter oplyser endvidere om kviksølvindholdet på deres hjemmeside (f.eks. Philips).

Ved kontakt til forskellige producenter har vi fået oplysninger om et kviksølvindhold på mellem 1,2 og 4,9 mg for energisparepærene med integreret forkoblingsenhed. For de ikke-integrerede energisparepærer er der oplyst et indhold på mellem 1,4 og 4,4 mg Hg og for lysstofrør mellem 1,4 og 9,5 mg Hg. Se Tabel 2-2. Mængden af kviksølv i energisparepærene er forskellig fra producent til producent. En producent har oplyst, at der maksimalt er 2 mg Hg i deres energisparepærer og en anden producent oplyser, at for langt de fleste af deres energisparepærer (80 % af dem med integreret forkoblingsenhed) ligger indholdet på 4 mg Hg i gennemsnit.

Tabel 2-2 Indhold af kviksølv i energisparepærer/Lysstofrør – oplysninger modtaget fra producenter

Energisparepærer med integreret forkoblingsenhed	Energisparepærer med ikke-integreret forkoblingsenhed	Lysstofrør
1,2 – 4,9 mg Hg	1,4 – 4,4 mg Hg	1,4 – 9,5 mg Hg
(data fra syv producenter/importører)	(data fra en producent/importør)	(data fra to producenter/importører)

Disse tal dækker over lyskilder, der bliver produceret i dag, og dermed som minimum lever op til grænseværdierne i RoHS Direktivet. Der findes dog stadig ældre lyskilder, der stadig er i brug, og disse har sandsynligvis et højere

kviksølvindhold. F.eks. kan ældre lysstofrør indeholde 15-20 mg kviksølv (Hansen et al., 2008).

Til sammenligning har det tyske magasin Öko-test testet energisparepærer i oktober 2008. Her angives værdier for energisparepærer på mellem 2 og 6 mg Hg per pære (Öko-test, 2008).

2.3 Kortlægning af typer af kviksølvforbindelser i energisparepærer og lysstofrør

Tre af producenterne/importørerne har oplyst, hvilke kviksølvforbindelser, der bliver tilsat forskellige energisparepærer og lysstofrør. Kviksølvet bliver anvendt i pærene/lysstofrørene enten i form af en HgFe forbindelse, i form af amalgam eller i form af metallisk kviksølv.

Fra producenterne/importørerne er der oplyst, at bismuth (Bi), tin (Sn), indium (In), sølv (Ag), bly (Pb) og zink (Zn) indgår i forskellige kombinationer i de anvendte amalgamer. Følgende kombinationer er rapporteret:

- ZnSnHg
- BiInHg
- BiInPbHg
- BiSnPbHg
- BiInSnAgHg
- BiInSnPbHg

Ud fra oplysningerne modtaget fra producenter/importører kan der ikke ses nogen sammenhæng mellem type af energisparepærer og typen af kviksølvforbindelse, der bliver anvendt.

Ifølge Groth (2008) er forbrugere bedre beskyttet mod udsættelse for kviksølv i pærer/lysstofrør, der gør brug af indkapsling af kviksølv (i form af tablet eller som amalgam) sammenlignet med brug af flydende kviksølv i pærene/lysstofrørene – netop af den årsag, at kviksølvet er bundet.

Energisparepærer med en ekstra indkapsling yder også forbrugeren bedre beskyttelse, idet det kan ske, at det kun er denne ydre indkapsling, der går i stykket ved uheld i hjemmet.

2.4 Udviklingen på området

Som beskrevet i Snijkers-Hendrickx et al. (2007) arbejder producenterne på at nedbringe kviksølv mængden i energisparepærer og lysstofrør bl.a. ved at arbejde med/forske i doseringsteknologi for dosering af kviksølv til pæren/lysstofrøret, materialet som pæren/lysstofrøret er lavet af, samt ved brug af forskellige tilsætningsstoffer. Alt sammen noget, der har betydning for, hvor stor en mængde kviksølv, der er nødvendigt i en energisparepære/lysstofrør.

Der forskes desuden i, hvordan man kan nedsætte kviksølvudslippet, når en energisparepære/lysstofrør går itu. Lee et al. (2009) har vist, at en nano-selenium barriere kan nedsætte fordampningen af kviksølv.

Formålet med dette projekt har udelukkende været at fokusere på risikoen ved, at energisparepærer/lysstofrør med kviksølv går itu i hjemmet. Der er derfor ikke gået i yderligere detaljer med den teknologiske udvikling på området.

2.5 Sammenfatning

Der er foretaget en hurtig kortlægning af markedet ved at kontakte producenter/importører af energisparepærer og lysstofrør, samt ved at foretage søgninger på Internettet.

Der findes forskellige typer af energisparepærer og lysstofrør. Den gængse opdeling går på formen (f.eks. pære-, globe-, kerte- eller spiralformede) eller funktionen (f.eks. dæmpbare, udendørs, osv.). Ellers anvendes også typerne lyskilder med/uden integreret forkoblingsenhed. En lyskilde med en integreret forkoblingsenhed har en almindelig sokkel, dvs. en bajonetsokkel eller skruesokkel, der direkte kan anvendes i almindelige armaturer.

Energisparepærer har én sokkel og lysstofrør to sokler.

Syv forskellige producenter/importører af energisparepærer og lysstofrør er blevet kontaktet med henblik på at skaffe oplysninger dels om mængden af kviksølv i energisparepærer og lysstofrør og dels om, hvilken type af kviksølv, der anvendes i disse lyskilder.

Resultatet af kortlægningen var, at

- Energisparepærer kan indeholde mellem 1,2 og 4,9 mg Hg per pære
- Lysstofrør kan indeholde mellem 1,4 og 9,5 mg Hg per lysstofrør

Indholdet af kviksølv i sparepærer ligger typisk lavere end den lovgivningsmæssige grænse på 5 mg Hg. Til brug for eksponeringsberegningerne er det således relevant at anvende forskellige værdier. Indholdet af kviksølv i en lyskilde afhænger af mange faktorer, såsom brugsmønsteret, kviksølv doseringsteknologi, samt pærens størrelse, alder, levetid og materialesammensætning.

Tre producenter/importører har oplyst, at kviksølv i lyskilderne anvendes i form af en HgFe-tablet, i form af amalgam eller i form af metallisk kviksølv. Der er ikke identificeret nogen sammenhæng mellem typen af lyskilde og typen af den kviksølvforbindelse, der bliver anvendt.

Der er kilder, der angiver, at forbrugere er bedre beskyttet mod udsættelse for kviksølv i energisparepærer og lysstofrør, hvor der er anvendt en HgFe-tablet eller amalgam sammenlignet med brug af flydende kviksølv, da kviksølvet er bundet. En producent oplyser desuden, at energisparepærer med en ekstra indkapsling også kan give forbrugeren en ekstra beskyttelse, idet det kan være, at det kun er denne ydre indkapsling, der går i stykker ved uheld i hjemmet.

3 Frigivelse af kviksølv ved brud på sparepærerne

I dette kapitel beskrives hvilke oplysninger, der er fundet i litteraturen for frigivelse af kviksølv, når energisparepærer/lysstofrør går itu.

Mængden af kviksølv, der frigives, når en pære går i stykker, afhænger af mængden af kviksølv i pæren/lysstofrøret, hvilken form kviksølvet er på (dvs. kviksølvforbindelsen, ubundet/bundet til materialet i pæren og evt. indkapsling), samt andre faktorer såsom rumtemperatur (Aucott et al., 2003). Kviksølvets form afhænger også af faktorer såsom pærens alder og brugsmønster (Aucott et al., 2003). En nærmere beskrivelse heraf ses nedenfor.

3.1 Kviksølvforbindelser og mængder i tændte og slukkede pærer

I Aucott et al. (2003) angives ud fra oplysninger fra industrien, at der generelt i en energisparepære er mindre end 0,02 mg kviksølv på dampform ved stuetemperatur, som er den temperatur lysstofrøret har, når det ikke er i brug. Herudover er omkring 0,1 mg af kviksølvet bundet som faste kviksølvforbindelser såsom HgO.

Ved en driftstemperatur på omkring 40 °C stiger andelen af kviksølv på dampform, men ifølge industrien overstiger mængden ikke 0,05 mg. Ifølge en anden rapport angiver industrien, at kun 0,5 % af kviksølvet er på dampform, når pæren er i brug og 0,3 % på dampform, når pæren ikke er i brug, hvilket svarer til henholdsvis 0,025 mg og 0,015 mg kviksølv for en pære med et totalindhold på 5 mg kviksølv (NEMA, 2000).

Jang et al. (2005) rapporterer, at for nye lysstofrør er det ca. 0,17 % af det metalliske kviksølv, der er på dampform, mens det for brugte lysstofrør er 0,04 %, hvilket svarer til henholdsvis 0,009 mg og 0,002 mg kviksølv for et lysstofrør med et totalindhold på 5 mg kviksølv.

En af producenterne har oplyst, at kviksølv kun er på dampform, når pæren er tændt, og at det ellers er bundet til f.eks. phosphorlaget på indersiden af glasset (Producent C). Dette stemmer dog ikke overens med oplysningerne fra industrien angivet ovenfor fra Aucott et al. (2003). En anden producent oplyser, at kviksølv damp ikke frigives fra det tilsatte amalgam ved stuetemperatur (Producent G). Producent D oplyser, at når pæren er tændt, forekommer den største del af kviksølvet på metallisk form, uanset hvilken forbindelse, der bliver anvendt.

Ifølge Truesdale et al. (1992) forekommer kviksølv formentlig også på metalform i brugte energisparepærer/lysstofrør, da den inaktive atmosfære i røret burde forhindre signifikant oxidering af kviksølvet. På grund af gentagen fordampning og kondensering ved brug er det sandsynligt, at kviksølvet er mere jævnt fordelt ved slutningen af lyskildens levetid end ved starten (Truesdale et al., 1992; Aucott et al., 2003). Dette mere jævnt fordelte

kviksølv kan forventes at have en større fordampning på grund af større overfladeareal (Aucott et al., 2003). I takt med at lyskilden ældes under brugen, omdannes en stigende mængde af det metalliske kviksølv til kviksølvoxid (HgO), der især bindes til phosphorlaget på indersiden af glasset. Det er dermed ikke længere tilgængeligt for frigivelse som kviksølv damp (Producent D; Truesdale, 1992; Aucott et al., 2003; NEMA, 2000; Raposo et al., 2003; Snijkers-Hendrickx, 2007). Ifølge NEMA (2000) fandt man i 1994 i gennemsnit 1,5 mg kviksølv bundet til glasset per udbændt pære/lysstofrør. Dengang var det gennemsnitlige indhold af kviksølv per pære/lysstofrør på 22,8 mg. Dvs. 6,5 % af den totale mængde kviksølv blev bundet til glasset.

Det bundne kviksølv kan frigives igen, hvis glas/phosphorlaget opvarmes til minimum 400°C i en periode (Producent D; Raposo et al., 2003). Det er f.eks. dette, man udnytter ved genanvendelse. Erfaring fra genanvendelsesindustrien har vist, at det meste af kviksølvet i brugte lysstofrør kan fjernes fra røret sammen med phosphorlaget (Truesdale et al., 1992). Det er også muligt, at noget af kviksølvet danner amalgam med elektrodematerialet (Truesdale, 1992; Jang et al., 2005).

3.2 Frigivelse ved brud på pærerne

I en rapport fra USEPA angives et estimat for kviksølvemissionen til luften fra brugte lyskilder, når de går itu, på omkring 6,8 % af det totale kviksølvindhold. Dette estimat er blandt andet baseret på 12 målinger af kviksølvkoncentrationer i phosphorlaget på den indre glasflade. Koncentrationerne lå mellem 0,0868 % og 1,02 %. USEPA antager i sine beregninger, at 100 % af det metalliske kviksølv er på dampform, og at mængden af kviksølv på dampform modsvarer 0,2 % af den totale mængde kviksølv, når lyskildens levetid er slut. Der er ikke angivet over hvor lang tid, de 6,8 % af det totale kviksølvindhold forventes at fordampe, men projektet omhandler emission af kviksølv ved affaldsbehandling af energisparepærer/lysstofrør (USEPA, 1998).

Som beskrevet i afsnittet ovenfor, så er der store variationer i mængden af kviksølv, der oplyses at være på dampform i en lyskilde (mellem 0,04 og 0,5 % eller 0,002 - 0,05 mg Hg). I bund og grund må det handle om temperaturen (om lyskilden er tændt eller slukket) og af det indre volumen af lyskilden. Mættet kviksølv damp har en koncentration på 20 mg Hg/m^3 ved 25°C , hvilket kan resultere i en koncentration på omkring $0,001\text{ mg Hg/m}^3$ i en kugle med en radius på 5 cm. Koncentrationen af kviksølv damp vil selvfølgelig stige med temperaturen.

Chandrasekhar (2007) har opstillet en beregningsmodel for koncentrationen af kviksølv i et rum, når kviksølvet frigives fra en energisparepære, der går itu. Beregningsmodellen indregner baggrundskoncentrationen af kviksølv i udeluften og tager højde for luftskifte/ventilation i rummet. Modelberegningerne viser, at det med åbne vinduer og ekstra ventilation i form af en blæser er muligt at nå niveauer i rummet under de anbefalede grænseværdier på under 20 minutter efter et uheld med en ituslået sparepære. Blæseren anvendes i modellen, dels for at kunne antage at koncentrationen af kviksølv er jævnt fordelt i hele rummet (de tunge kviksølv dampe vil ellers koncentreres langs gulvet), og dels for at sikre en hurtigere udluftning. Beregningsmodellen antager, at alt kviksølvet i en pære fordamper momentant til tiden $t=0$, dvs. at startkoncentrationen i et rum på $32,6\text{ m}^3$ vil være $0,150\text{ mg Hg/m}^3$, hvis der antages, at der er 5 mg kviksølv i en pære, der går itu. Det

er en koncentration langt over anbefalede grænseværdier, og koncentrationer, der ligger højere end de koncentrationer Aucott et al. (2003) – som beskrevet nedenfor – måler ved praktiske forsøg. Men det passer med, at der i forbindelse med kviksølvspild i et hjem blev målt indtil $0,140 \text{ mg/m}^3$ i luften (Baughman, 2006).

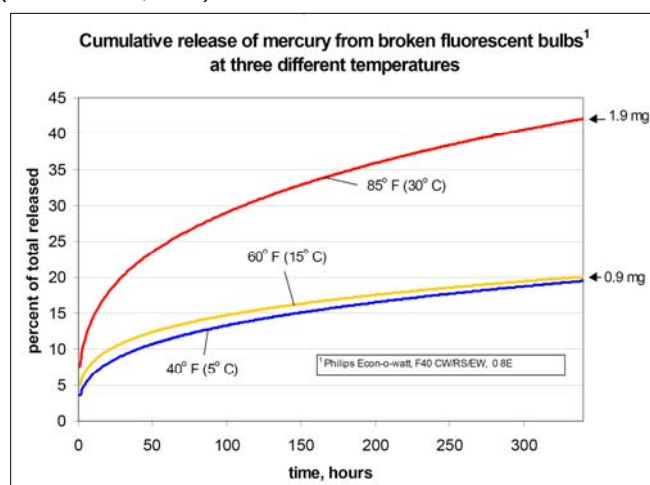
Aucott et al. (2003) har udført målinger af frigivelsesrater af kviksølv damp fra udbrændte lysstofrør. To lysstofrør med et antaget gennemsnitsindhold af $4,55 \text{ mg kviksølv}^4$ blev slået itu i en plasttønde med en volumen på $0,121 \text{ m}^3$. Følgende koncentrationer målt ved forskellige temperaturer:

- $0,651 \text{ mg/m}^3$ ved 5° C efter to minutter
- $1,152 \text{ mg/m}^3$ ved 15° C efter et minut
- $1,440 \text{ mg/m}^3$ ved 30° C efter et minut⁵.

Hvis det antages, at koncentrationen er den samme i hele tønden, er det ensbetydende med, at ca. 0,9 %, 1,5 % og 1,9 % af kviksølvindholdet fordamper i løbet af de første ét til to minutter. Det angives ligeledes, at mellem 4 og 7 % (afhængig af temperaturen) af det totale kviksølvindhold frigives i løbet af de første minutter. Aucott et al. (2003) rapporterer videre, at mellem 17 og 40 % (afhængig af temperaturen) af kviksølvindholdet bliver frigivet i løbet af en to ugers periode, og at en tredjedel af dette frigives i løbet af de første 8 timer, efter lysstofrørene er blevet slået itu.

Figur 3-1 viser en graf over den kumulative mængde af kviksølv, der frigives ved forsøg med brud på ét lysstofrør. I disse forsøg er det kun metallisk kviksølv, der er målt, og derfor vides det ikke om kviksølv også frigives på andre former. Aucott et al. (2003) beskriver en formel for frigivelsesraten af kviksølv per tidsenhed, men denne formel (som illustreret ved grafen ovenfor) gælder kun ved det anvendte gennemsnitsindhold af kviksølv på $4,55 \text{ mg kviksølv per lysstofrør}$.

Figur 3-1 Kumulativ mængde af frigivet kviksølv fra ét lysstofrør slået itu (Aucott et al, 2003).



⁴ Det blev fra producenten opgivet et indhold i lysstofrørene på mellem 4,4 og 4,7 mg Hg. Det blev derfor antaget et gennemsnitligt indhold af kviksølv på $4,55 \text{ mg}$.

⁵ Disse koncentrationer ligger langt under koncentrationen for mættet kviksølv damp (20 mg Hg/m^3 ved 25° C). Det vil sige, at den tønde de har brugt til at måle kviksølvkoncentrationer i, har været stor nok til at måle den maksimale kviksølv mængde, der kan fordampe.

Stahler et al. (2008) har ligeledes udført målinger på frigivelsen af kviksølv fra energisparepærer i et rum på ca. 12,7 m² og med en lofthøjde på ca. 3 m², dvs. en volumen på ca. 39 m³. Forsøgene blev udført med forskellige pærer, gulvmaterialer, ventilationsscenarier og rengørings-scenarier. Der blev udført mange forskellige forsøg, men én pære blev slået itu ad gangen, hvorefter et nyt forsøg (ny pære med nyt gulvmateriale m.m.) blev analyseret. Koncentrationen af kviksølv blev målt i ca. 30 cm højde (svarende til et mindre barns indåndingshøjde) og i ca. 1,5 m højde (svarende til en voksens indåndingshøjde). For at simulere "worst-case" blev nye energisparepærer slået i små stykker med en hammer, hvorefter målingerne viste en tendens til, at koncentrationerne var højere ved 30 cm's højde end ved 1,5 m højde i de forsøg, hvor der ikke blev støvsuget. Det passer med, at kviksølvdampe er meget tunge og koncentrerer sig ved gulvet. Forsøgene viste, at når én energisparepære gik itu, så oversteg kviksølvkoncentrationen i rummets luft i 30 cm's højde ofte i et stykke tid 0,0003 mg Hg/m³ (der svarer til USEPA's reference langtidskoncentration uden skadelige effekter (RfC)). Korte udsving med koncentrationer over 0,05 mg/m³ (den øvre grænse, der kunne måles), blev også registreret. Til sammenligning er den danske arbejds-hygieniske grænseværdi for kviksølvdampe på 0,025 mg Hg/m³ for en arbejdsdag (AT, 2007).

Det viste sig dog, at en kort periode med udluftning af rummet (åbning af et vindue) i de fleste tilfælde reducerede koncentrationen af kviksølv signifikant både i 30 cm's højde og i 1,5 meters højde. For alle forsøg (6 i alt) faldt koncentrationen i 30 cm's højde til under 0,0003 mg Hg/m³ indenfor 9½ minut, efter pæren blev slået itu. Koncentrationerne steg dog igen, når rummet ikke længere blev udluftet, især ved nogle typer sparepærer, samt under og efter støvsugning. Målingerne viste, at der er stor forskel mellem typer af energisparepærer, og hvor lang tid det tager, før kviksølvkoncentrationen kommer ned under 0,0003 mg/m³.

Der blev også udført et enkelt forsøg, hvor en pære kun var revnet, og et forsøg, hvor pærene var varme efter at have været tændt. Resultaterne fra disse forsøg svarede til resultaterne fra tidligere undersøgelser (Stahler et al., 2008).

Hovedkonklusionen i undersøgelsen af Stahler et al. (2008) var, at frigivelsen af kviksølv dampe var meget mere variabel for scenarier med energisparepærer fra forskellige producenter end mellem forskellige uhelds- og rengørings-scenarier af energisparepærer fra samme producent. Dvs. frigivelsen af kviksølv afhænger i højere grad af pæretype, dvs. især hvilken mængde kviksølv, der findes i pæren, og muligvis også af kviksølvforbindelsen i pæren. I undersøgelsen blev der anvendt seks forskellige mærker energisparepærer med forskellige effekt, hvorfor resultaterne fra forsøgene må antages at repræsentere et generelt billede, hvis der skulle ske et uheld med en ituslået energisparepære i hjemmet.

Stahler et al. (2008) påpeger en bekymring ved at vente for længe med at rydde op efter et uheld med en ituslået energisparepære. Tre forsøg med nøjagtig samme pæretype, men med oprydning efter enten 1 eller 46 minutter efter uheldet, viste, at selvom der var den samme startkoncentration af kviksølv ved både 30 cm's og 1,5 meters højde, så har den lange ventetid betydet, at kviksølvet har spredt sig i rummet og har resulteret i højere gennemsnitskoncentrationer (ved både 30 cm's og 1,5 meters højde) – selvom et vindue blev åbnet umiddelbart efter uheldet i alle tre tilfælde. På grund af

de høje koncentrationer, der blev målt umiddelbart efter uheldet (op til 0,05 mg Hg/m³) anbefales i Stahler et al. (2008), at man venter lidt, men ikke for længe, måske 5-15 minutter, før oprydning påbegyndes.

I litteraturen beskrives, at der eksisterer energisparepærer, der er omsluttet af en silikonefilm, hvilket vil mindske risikoen for, at kviksølv frigøres ved beskadigelse.⁶ Som tidligere nævnt, så kan forbrugere være bedre beskyttet mod udsættelse for kviksølv ved brug af doseringsteknikker med indkapslet kviksølv, sammenlignet med brug af flydende kviksølv, eller hvis der anvendes en ekstra ydre indkapsling på en energisparepærer og kun denne går i stykker ved uheld.

3.3 Betydning af gulvbelægning og afdampning af kviksølv efter uheld

Stahler et al. (2008) har desuden undersøgt, hvilken betydning gulvbelægningen og støvsugning har på kviksølvkoncentrationen i luften efter uheld, dvs. efter en energisparepærer/lysstofrør er gået itu i hjemmet.

Fælles for alle gulvbelægningstyper (langt- og kortluvet gulvtæppe og laminat trægulv) var, at selvom de så rene ud efter oprydning, kunne alle gulvbelægningstyper fortsat afgive kviksølv selv efter en oprydning og støvsugning. Ved forsøgene blev der målt væsentligt højere koncentrationer af kviksølv efter oprydning, hvis gulvene blev påvirket fysisk (f.eks. ved at gå på gulvene, støvsuge eller vaske), end hvis gulvbelægningerne var urørte. Man fortsatte med at måle kviksølvkoncentrationen i rummet (uventileret), indtil koncentrationen lå under de 0,0003 mg Hg/m³. I de fleste tilfælde gik der op til fire dage, før koncentrationen kom under 0,0003 mg Hg/m³ for trægulvene, men for to ud af 10 målinger for trægulve gik der mere end 20 dage, før koncentrationen kom under de 0,0003 mg Hg/m³. For gulvtæpperne gik der generelt længere tid, før koncentrationen kom under 0,0003 mg Hg/m³ – henholdsvis 6, 15, > 27, 34, 52 og > 59 dage⁷ for de i alt seks målinger. I alle tilfælde blev gulvtæpperne fysisk påvirket (simuleret en støvsugning) flere gange efter oprydningen. Resultaterne viste, at koncentrationen tæt ved gulvet kan blive så høj som 0,029 mg Hg/m³ flere uger efter, at pæren er fjernet (målt efter støvsugning/bevægelse af gulvmaterialet).

Undersøgelserne viste, at især gulvtæpper så ud til at indeholde flere "kviksølvrester" efter en oprydning sammenlignet med trægulv. Det anvendte trægulv var et laminattrægulv. Det kan evt. tænkes, at et gammeldags trægulv med f.eks. bredde planker med stort mellemrum ville være lige så svært at rengøre som et gulvtæppe, idet små perler af kviksølv kan samles i mellemrummene og være vanskelige at få samlet op.

Undersøgelserne i Stahler et al. (2008) viste også, at det ikke er hensigtsmæssigt i første omgang at bruge en støvsuger til rengøring efter ituslåede energisparepærer/lysstofrør. Støvsugeren vil sprede kviksølv og blive forurennet med kviksølvet i en sådan grad, at den er svær at rense. Ved at fjerne

⁶ <http://www.defra.gov.uk/environment/business/products/roadmaps/lightbulbs.htm>; http://www.megaman.cc/global/greenroom/silicone_protection.php; http://www.clear-lite.net/docs/sub_products_1.html).

⁷ For to af forsøgene blev koncentrationen på de 300 ng Hg/m³ ikke nået, inden forsøget blev stoppet efter henholdsvis 27 og 59 dage.

støvsugerposen og rengøre mundstykket og slanger grundigt, f.eks. ved hjælp af vådservietter kan koncentrationen af kviksølv i støvsugeren dog reduceres.

3.4 Situationsbeskrivelse af uheld

En af de kontaktede producenter beskriver, at jo ældre pæren er, desto mere kviksølv vil være bundet til phosphorlaget på indersiden af glasset i pæren. Normalt kan dette ses ved, at indersiden af glasset og det indvendige phosphorlag bliver gråt. Området nær elektroderne vil blive sort efterhånden, som tiden går. Desuden vil der i nogle tilfælde kunne ses nogle små fine spredte kviksølvdråber, når en pære går itu. På grund af at pæren er gået itu, kan noget af phosphorlaget være løsnet fra glassets overflade. For forbrugeren er det derfor relevant at fjerne alt synligt glas, pulver samt evt. små dråber af kviksølv efter en ituslået energisparepære/lysstofrør.

3.5 Frigivelse af kviksølv til det ydre miljø

Hvis undersøgelsen af Aucott et al. (2003) anvendes til at give en indikation af, hvor meget kviksølv, der vil fordampe til det ydre miljø, når en ituslået energisparepære/lysstofrør kommer i skraldespanden – inden affaldet bliver forbrændt, vil følgende være gældende: Som nævnt vil mellem 17 og 40 % af kviksølvet blive frigivet i løbet af en to ugers periode. Mængden er afhængig af temperaturen, men vil også afhænge af en række andre faktorer, såsom hvor stort et luftvolumen, der omgiver kviksølvet. Fordampningen vil sandsynligvis være mindre, hvis kviksølvet f.eks. er pakket lufttæt ind.

USEPA estimerer, at omkring 11 % af kviksølvet i en energisparepære bliver frigivet til luft eller vand, når energisparepæren bliver affaldsdeponeret. Fordampning af kviksølv til det ydre miljø behandles dog ikke yderligere i denne rapport, da det ikke er formålet med rapporten, men det er klart, at udluftning i forbindelse med et uheld med en ituslået energisparepære eller et lysstofrør vil give et bidrag til udeluftens indhold af kviksølv.

3.6 Risiko for brud

Det er svært at sige noget om, hvor ofte en sparepære eller et lysstofrør går i stykker. Der er udelukkende fundet engelske handelstal, der viser, at mindre end 1 % af pærene går i stykker (Defra, 2009). Dette er dog ikke undersøgt nærmere i dette projekt, hvor der fokuseres på de sundhedsmæssige konsekvenser ved uheld med en ituslået sparepære eller lysstofrør i hjemmet.

3.7 Diskussion og sammenfatning

I tabellerne nedenfor er de væsentligste tal fra de forskellige undersøgelser opsummeret. Den første tabel viser værdier for indhold af kviksølv på dampform og mængder bundet til glasset inden brud på en pære. Den anden tabel viser koncentrationer af kviksølv målt til forskellige tidspunkter efter brud på en pære/lysstofrør og referencerne hertil. Værdierne stammer hovedsageligt fra forsøg, og der er primært angivet de maksimale værdier.

Tabel 3-1 Værdier for indhold af Hg på henholdsvis dampform og bundet til glasset – inden brud

	Energisparepærer	Lysstofrør
Kviksølv på dampform inde i pæren	Max. 0,05 mg Hg (Aucott et al., 2003) Max. 0,025 mg Hg (0,5 %) i en varm pære, og max. 0,015 mg Hg (0,3 %) i en kold pære (for pære m. 5 mg Hg totalt) (NEMA, 2000)	Nye indeholder ca. 0,17 % Hg på dampform. Brugte indeholder ca. 0,04 % Hg på dampform. (Jang et al., 2005)
Kviksølv bundet til glasset	6,5 % af den totale mængde kviksølv er bundet til glasset i udbrændte lyskilder (NEMA, 2000)	

Tabel 3-2 Værdier for koncentrationer af kviksølv ved uheld med energisparepærer/lysstofrør, der er gået itu

	Energisparepærer	Lysstofrør
Maximale koncentration/ "peak" værdier	Teoretisk beregning uden ventilation: 0,150 mg Hg/m ³ (Chandrasekhar, 2007)	
	Målinger v. uheld i et hjem: 0,140 mg Hg/m ³ (Baughmann, 2006) Målinger v. forsøg (rum 39 m ³): 0,05 - > 0,1 mg Hg/m ³ (Stahler et al., 2008)	-
Koncentration et minut efter uheld	Forsøg hvor to pærer slås itu i en tønde: 1,152 mg Hg/m ³ ved 15 °C 1,440 mg Hg/m ³ ved 30 °C (Aucott et al., 2003)	Målinger v. forsøg (2 rør m. 4,55 mg Hg): 1,440 mg Hg/m ³ (ved 30 °C) svarende til 1,9 % er fordampet (Aucott et al., 2003)
Koncentration efter et par minutter efter uheld	Forsøg hvor to pærer slås itu i en tønde: 0,651 mg Hg/m ³ ved 5 °C efter to minutter (Aucott et al., 2003)	Målinger v. forsøg (2 rør m. 4,55 mg Hg): 4 – 7 % Hg er fordampet afhængig af temperaturen (Aucott et al., 2003)
Koncentration efter 8 timer efter uheld	-	Målinger v. forsøg (2 rør m. 4,55 mg Hg): 6 – 13 % Hg er fordampet afhængig af temperaturen (Aucott et al., 2003)
Koncentration efter to uger efter uheld	-	Målinger v. forsøg (2 rør m. 4,55 mg Hg): 17 – 40 % Hg er fordampet afhængig af temperaturen (Aucott et al., 2003)
Koncentration efter > 59 dage efter uheld efter oprydning	Målinger v. forsøg (rum 39 m ³): > 0,0003 mg Hg/m ³ . Der blev målt indtil værdien 0,0003 mg Hg/m ³ ikke længere var overskredet. Det tog mellem < 4 dage til > 59 dage afhængig af gulvbelægningstype. (Stahler et al., 2008)	-

Oplysningerne viser, at omkring 0,5 % af den totale mængde kviksølv (måske op til 1 % eller maksimalt 0,05 mg Hg) vil fordampe umiddelbart fra energisparepæren ved brud. Når det er varmt (30 °C) kan op til ca. 2 % være fordampet efter ét minut, og op til 7 % efter et par minutter. Efter 8 timer kan op til 13 % af den totale mængde kviksølv i pæren/lysstofrøret være fordampet. Det står ikke angivet præcist, men det kan aflæses på grafen (Figur 3-1), at ca. 10 % vil være fordampet indenfor ca. 30 minutter – som er den tid det antages, at det maksimalt vil tage at rydde op efter et uheld. Derfor anvendes en antagelse om 10 % af den totale mængde kviksølv fordampet på 30 minutter i eksponeringsberegningerne.

I praksis er det således sandsynligt, at maksimalt 0,5 % af den samlede mængde kviksølv vil fordampe momentant, hvorefter der i efterfølgende par minutter vil fordampe op til 7 % af den totale mængde kviksølv i lyskilden, og op til 10 % efter 30 minutter. Til brug for worst-case beregningerne, antages derfor, at de 10 % af den totale kviksølvsmængde vil fordampe med det samme når lyskilden går i stykker.

En række målte værdier viser, at de maksimale koncentrationer nemt kan overstige den arbejdsmiljømæssige grænseværdi – endda mange gange. Disse maksimale værdier forekommer dog kun i kortere tid. Både beregningsmodeller og forsøg viser, at koncentrationen af kviksølv falder meget hurtigt til lave niveauer langt under relevante grænseværdier ved fortsat ventilation af rummet.

Forsøg viser desuden, at koncentrationen af kviksølv er højere 30 cm over gulvet end oppe i 1,5 meter over gulvhøjde. Ud over højden over gulvet afhænger koncentrationen af kviksølv i rummet efter brud på en lyskilde, af mængden af kviksølv i pæren/lysstofrøret, samt muligvis også af, hvilken form kviksølvet findes på i pæren/lysstofrøret.

I en undersøgelse påpeges en bekymring ved at vente for længe med at rydde op efter et uheld med en ituslået energisparepære, idet tre forskellige forsøg med samme ituslåede pære viste, at en lang ventetid (46 minutter) i forhold til en kort ventetid (1 minut) før der ryddes op, resulterede i højere gennemsnitskoncentrationer (både i 30 cm's og i 1,5 meters højde) – selvom et vindue blev åbnet umiddelbart efter uheldet i alle tre tilfælde. På grund af høje koncentrationer, der blev målt umiddelbart efter brud på pæren (op til 0,05 mg Hg/m³), anbefales det i undersøgelsen, at man venter lidt, men ikke for længe, måske 5-15 minutter, før oprydning påbegyndes.

Endvidere har forsøg vist, at i et rum, hvor der er ryddet op efter en knust pære, og synlige rester af pære/lysstofrør og kviksølv er fjernet, kan koncentrationen af kviksølv komme over USEPA's RfC-værdi (referencelangtidskoncentrationen uden skadelige effekter) i korte perioder under og efter støvsugning. Forsøgene viste, at når gulvbelægningen indeholdende kviksølvrester påvirkes fysisk, kunne dette få koncentrationen i gulvhøjde til at stige væsentligt.

Især gulvtæpper ser ud til at indeholde flere "kviksølvrester" efter en oprydning, sammenlignet med et plant trælaminatgulv. Det er dog muligt, at et gammeldags trægulv med større mellemrum mellem plankerne vil være lige så svært at rengøre som et gulvtæppe.

En støvsuger kan nemt blive forurennet med kviksølv, hvis den bruges til at støvsuge glasrester af pærer/lysstofrør, og kan dermed afgive kviksølvdampe til indeklimaet i en længere periode.

En af de kontaktede producenter beskriver, at det ved uheld er relevant at fjerne alt synligt glas, pulver, samt evt. små dråber af rent kviksølv. Både glas og pulver indeholder kviksølv.

Flere referencer nævner, at den ituslåede lyskilde bør fjernes ved hjælp af materialer, der kasseres bagefter, dvs. ved brug af papstykker til at opsamle glasskår samt tape til at samle andre fysiske rester op med. På denne måde kan

undgås, at rengøringsredskaber som f.eks. koste og støvsuger bliver kontamineret med kviksølv, så de afgiver de skadelige kviksølvdampe i ugerne/månederne efter uheldet. De knuste rester fra lyskilden og diverse opsamlingshjælpemidler bør placeres i en lukket beholder, f.eks. et syltetøjsglas for at undgå at kviksølvdampene spredes. Efter endt oprydning bør det kontaminerede område rengøres.

4 Sundhedsvurdering af kviksølv damp

Som oplyst af de producenter/importører, der er kontaktet i forbindelse med kortlægningen, er det anvendte kviksølv i energisparepærer og lysstofrør enten metallisk kviksølv eller kviksølvamalgam. Der anvendes således ikke organisk kviksølv, som fx methyl-kviksølv, i energisparepærer og lysstofrør.

Hvis en eller flere energisparepærer eller lysstofrør går itu i hjemmet, vil der kunne frigøres kviksølv damp til indeluften, så længe resterne derfra ikke er fuldstændigt fjernet. Derfor fokuserer denne sundhedsvurdering på eksponering for kviksølv damp via indånding.

4.1 Beskrivelse af kviksølv

Kviksølv (Hg) er et metallisk grundstof, som kan optræde som frit metal samt i uorganiske og metal-organiske forbindelser. Desuden er kviksølv blandbar med andre metaller under dannelse af amalgamer, fx med sølv og kobber i tandfyldninger. De uorganiske forbindelser optræder i oxidationstrinene +1 og +2 som kviksølv(I)- (mercuro-, Hg_2^{2+}) og kviksølv(II)- (mercuri-, Hg^{2+}) salte. Nogle salte er letopløselige i vand, fx kviksølv(II)nitrat, og andre som fx kviksølv(II)sulfid er fuldstændigt uopløseligt. De metalorganiske kviksølvforbindelser er uopløselige i vand, men opløselige i visse organiske opløsningsmidler.

Kviksølv (Hg^0) er det eneste metal, som er flydende ved normalt tryk og temperatur, og det optræder som en tung, lugtfri og sølvglinsende væske, der praktisk talt er uopløselig i vand og har et relativt højt damptryk ved stuetemperatur. Omgang med flydende kviksølv vil derfor betyde udsættelse for de usynlige og lugtfrie kviksølv dampe. Ved stuetemperatur vil luft mættet med kviksølv have en koncentration på omkring 14 mg Hg/m^3 eller 500 gange den gældende arbejdsmiljøgrænseværdi. Kviksølv dampe er syv gange tungere end luft og vil fordele sig langs gulvet i et rum med utilstrækkelig ventilation. (Clarkson et al., 2003).

Identifikation

Kemisk navn	Kviksølv (metallisk kviksølv)
CAS Nr.	7439-97-6
EINECS Nr.	231-106-7
Bruttoformel	Hg
Atomvægt	200,59 g/mol
Atom nr.	80

Fysisk-kemiske data

Fysisk tilstandsform	Sølvglinsende flydende væske
Smeltepunkt	-39 °C
Kogepunkt (1 atm)	356 °C
Densitet (20°C)	13,58 g/mL
Damptryk (20 °C)	0,0012 mm Hg/ 0,17 Pa
Relativ dampdensitet (luft=1)	6,9
Fordampningshastighed (BuAc=1)	4
Vandopløselighed (20°C)	0.025 mg/L

Klassificering

Listen over harmoniseret klassificering (ECBs Annex 1, 2009)	Ja	Repr. Cat. 2; R61, T+; R26, T; R48/23, N; R50-53 Dvs. Kan skade barnet under graviditeten (R61). Meget giftigt ved indånding (R26). Giftig: alvorlig sundhedsfare ved længere tids påvirkning ved indånding (R48/23). Meget giftig for organismer, der lever i vand; kan forårsage uønskede langtidsvirkninger i vandmiljøet (R50/53).
Listen over uønskede stoffer (Miljøstyrelsen, 2004)	Ja	Kviksølv og kviksølvforbindelser

4.2 Optagelse og omsætning i kroppen

Flydende kviksølv er som beskrevet meget tungtopløseligt og relativt inert. I tilfælde af indtagelse af nogle dråber kviksølv vil disse ikke optages nævneværdigt (< 0,01 %) i kroppen via mave-tarmkanalen, og denne eksponering vil derfor ikke medføre nogen akut risiko, men kun give et minimalt bidrag til kviksølvbelastningen (WHO 1980).

Optagelse af metallisk kviksølv gennem ubeskadiget hud vurderes ligeledes for meget begrænset. Selvom det ikke er studeret kvantitativt, vurderes optag gennem intakt hud for metallisk kviksølv at være minimalt pga. den meget lave absorptionsrate fra mave-tarmkanalen, samt de fysiske egenskaber af metallisk kviksølv (ATSDR, 1999).

Derimod er kviksølv meget letoptageligt gennem lungerne (ca. 80 %) ved indånding af kviksølvdampe (WHO 1980).

Det er estimeret, at ved udsættelse af kviksølvdampe via luften, udgør optagelse gennem huden blot 2,6 % og de resterende 97,4 % af det absorberede kviksølv optages ved indånding. (WHO, 2003).

Det kviksølv, der optages, kan måles i blodet, hvor det findes ligeligt fordelt i blodvæsken og i de røde blodlegemer. I de røde blodlegemer sker der i betydeligt omfang en oxidation af metallisk kviksølv (Hg^0) til kviksølv(II)forbindelser (Hg^{2+}), som kan binde sig stærkt til svovlholdige proteiner. Oxidationen katalyseres af enzymet, katalase (Holmes et al., 2009).

Kviksølvdamp adskiller sig fra de uorganiske kviksølvforbindelser ved let og hurtigt at kunne passere blod-hjerne barrieren og moderkagen, og dermed kan centralnervesystemet og det ufødte barn påvirkes. Inde i hjernen omdannes metallisk kviksølv til uorganiske kviksølvforbindelser. Methyl-kviksølv, der optages, omdannes også til uorganiske kviksølvforbindelser i kroppen (Holmes et al., 2009).

En ny undersøgelse med rotter viser, at der er et samspil mellem kviksølv damp og methyl-kviksølv og det resulterende niveau af kviksølv i hjernen på ungerne. Ved lav udsættelse for methyl-kviksølv (som vi får gennem føden) vil samtidig udsættelse for kviksølv damp øge niveauerne af kviksølv i hjernen på ungerne. Undersøgelsen konkluderer således, at fostre fra mennesker, som bliver eksponeret for både methyl-kviksølv og kviksølv damp, har en øget risiko for påvirkning af hjernens udvikling i fostertilstanden sammenlignet med en eksponering for de to former for kviksølv hver for sig (Ishitobi et al., 2010).

Den biologiske halveringstid af kviksølv i kroppen efter udsættelse for kviksølv damp er 35-90 dage (WHO 1980). Opholdstiden i hjernen er imidlertid noget længere. Kviksølv akkumuleres især i nyrerne.

Metallisk kviksølv kan udskilles med sved og spyt samt udåndes. Efter omdannelse til kviksølv(II) forbindelser (Hg^{2+}) kan disse udskilles med urinen via nyrerne (Berlin, 1977).

4.3 Befolkningens indtagelse af kviksølv

Den største kilde til indtagelse af kviksølv for den almindelige befolkning sker med føden, nærmere bestemt fisk, skaldyr mv. fra havet. Den daglige middelindtagelse med føden er estimeret til 2-3 μg kviksølv – næsten udelukkende i form af methyl-kviksølv (se Tabel 4-1). Det er en organisk form for kviksølv, der kan dannes af mikroorganismer i miljøet, og som har en særlig stor tendens til at akkumulere i fødekæder i vandmiljøet. Methyl-kviksølv kan ligesom kviksølv damp passere blod-hjerne barrieren og moderkagen - og er dermed særlig problematisk. For methyl-kviksølv er der fastsat en "sikker" grænseværdi på en indtagelse af 0,1 μg Hg/kg legemsvægt (Clarkson et al., 2003).

Det er individuelt, hvor stort et ekstrabidrag af kviksølv, der kan komme fra tandfyldninger med kviksølv amalgam, som indeholder ca. 50 % kviksølv. Det vurderes, at der frigøres 0,2 μg kviksølv fra hver amalgamfyldning per dag (Richardson et al., 2009). WHO vurderer, at "indtagelsen" fra tandfyldninger kan være på mellem 1,2 og 27 μg kviksølv per dag (Holmes et al., 2009), men optagelsen i mave-tarm kanalen vil som tidligere nævnt være begrænset (se Tabel 4-1).

WHO estimerer, at den daglige middelindtagelse via udeluften er på 0,04-0,2 μg Hg per dag baseret på en luftkoncentration på 0,002-0,01 μg Hg/ m^3 (se Tabel 4-1) (Holmes et al., 2009).

Kviksølv i form af thiomersal – en ethyl-kviksølvforbindelse - anvendes i nogle tilfælde som konserveringsmiddel i vacciner. Denne anvendelse kan også bidrage med kviksølvbelastning. Det er beregnet, at børn, der gennemgår et sædvanligt børnevaccinationsprogram med kviksølvkonserveret vaccine fra fødslen og indtil 6 mdr. alderen, vil udsættes for mere end 0,1 μg Hg per dag per kg kropsvægt (IPCS, 1980; Clarkson et al, 2003).

Tabel 4-1 Estimeret daglig gennemsnitlig indtagelse af kviksølv i forskellige former for den almindelige befolkning.

Eksposteringskilde	Daglig indtagelse og optagelse af forskellige typer kviksølv (g/dag)		
	Elementært kviksølv (metallisk)	Uorganisk kviksølv	Methyl-kviksølv
Luft (niveau: 2—10 ng/m ³)	0.04–0.2 (0.03–0.16)	Minimalt	0.008 (0.0069)
Dental amalgam	1.2–27 (1–21.6)	0	0
Føden			
– Fisk (100 g/uge indeholdende 0.2 mg Hg/kg)	0	0.60 (0.06)	2.4 (2.3)
– Andet	0	3.6 (0.36)	0
Drikkevand	0	0.05 (0.005)	0
Total	1.2–27 (1–22)	4.3 (0.43)	2.41 (2.31)

Kilde: WHO (2003, 2005).

4.4 Måling af kviksølvbelastning

Menneskers belastning med kviksølv kan måles ved indhold af kviksølv i blod, hår eller urin. Blod-kviksølv er en god indikator for nylig eksponering, idet halveringstiden for kviksølv i blod er 3 dage. Kviksølv i hovedhår er en god indikator på længerevarende eller historiske (tidligere) kviksølvudsættelser.

I 1979 blev blodprøver fra 264 danskere - udvalgt ved en tilfældig stikprøve af den danske befolkning - analyseret for kviksølv. Gennemsnitskoncentrationen var 1,5 µg Hg/L, og den højeste koncentration målt var 13 µg Hg/L. Lidt færre fik undersøgt hårprøver, og her var gennemsnitskoncentration 0,6 ppm Hg og max. 3,1 ppm Hg. Der viste sig en tydelig korrelation mellem indhold i blod og hår (Bach, 1980).

Indtagelse af kviksølvforurenede fisk kan resultere i 5-10 gange højere kviksølv koncentrationer i blod og hår hos normalbefolkningen. Blandt færinger og grønlandere med særlig stor indtagelse af fisk og havpattedyr kan kviksølv i blodet endda være mere end 50 gange højere end baggrundsbelastningen (Grandjean et al., 1997).

I undersøgelsen af Bach (1980) blev der ikke målt kviksølv i urin, men andre undersøgelser har vist, at ikke-udsatte personer udskiller mindre end 0,5 µg Hg/L svarende til ca. 1,5 µg Hg/g creatinin. Personer med amalgamfyldninger udskiller lidt mere eller 2-4 µg Hg/L (ATSDR, 1999).

Kviksølvudsættelse i arbejdsmiljøet kan også være meget betydelig. Arbejdere med langvarig udsættelse for kviksølvdamp havde gennemsnitligt en koncentration på 10 µg Hg/L blod, mens ikke-udsatte kun havde 6,5 µg Hg/L i blodet. I urinen var koncentrationerne henholdsvis 11 og 2,3 µg Hg/g creatinin. Der var en signifikant korrelation mellem værdier i blod og urin og værdier i luft og urin ved disse udsættelser (Berlin, 1977).

Korrelationen mellem kviksølv i luft og blod og mellem kviksølv i luft og urin foreligger ikke for almindelige mennesker, som indtager hovedparten af deres kviksølv som methyl-kviksølv med kosten.

4.5 Kviksølvs giftighed

I de fleste almindelige befolkningsundersøgelser til belysning af kviksølvs sundhedsskadelige påvirkninger spiller udsættelse for methyl-kviksølv med føden en dominerende rolle. Det er derfor vanskeligt at bestemme betydningen af en yderligere eksponering for kviksølv damp, medmindre den er meget betydelig, f.eks. i de eksponeringsniveauer, som tidligere kunne forekomme i arbejdsmiljøet.

Der foreligger en eksperimentel undersøgelse, hvor der ikke var konstaterbare makroskopiske effekter i forsøg med hunde udsat for $0,1 \text{ mg Hg/m}^3$ i 7 timer pr dag i 5 dage per uge i 83 uger (Berlin, 1977). Denne eksperimentelle no-observed-adverse-effekt-level (NOAEL) på $0,1 \text{ mg Hg/m}^3$ ($100 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) tager imidlertid ikke hensyn til neurofysiologiske og -psykologiske effekter.

De fleste data om sundhedseffekter stammer fra arbejdsmiljøudsættelser. Ved meget høje eksponeringer for kviksølv damp i arbejdsmiljøet er lungerne målorganet. De meget høje eksponeringer medfører irritation og ætsninger i luftvejene og ved få timers udsættelse for $1-3 \text{ mg Hg/m}^3$ ($1000-3000 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) kan der opstå en akut dødelig kemisk lungebetændelse (Milne et al., 1970, citeret fra Berlin, 1977). Tilsvarende eksponering af forsøgsdyr i 8 timer dagligt i nogle måneder var også dødelig (WHO, 1980).

Ved længerevarende høj udsættelse for kviksølv dampe ($>100 \text{ } \mu\text{g/m}^3$ eller $> 0,1 \text{ mg/m}^3$) er det kritiske organ centralnervesystemet, hvor der kan forekomme forgiftningssymptomer som rystelser, søvnløshed, nedtrykthed, uligevægt, irritabilitet, hukommelsestab og unormal skyhed. Desuden er tandkødsbetændelse beskrevet (Berlin, 1977, WHO, 1980).

Lettere toksiske effekter i mennesker kan forventes af udsættelser, der svarer til niveauer på $50 \text{ } \mu\text{g Hg/L}$ blod eller $150 \text{ } \mu\text{g Hg/L}$ urin (Holmes et al., 2009). Dette svarer formentligt til $0,025-0,050 \text{ mg/m}^3$ ($25-50 \text{ } \mu\text{g Hg/m}^3$). Derfor benyttes $0,025 \text{ mg/m}^3$ ($25 \text{ } \mu\text{g Hg/m}^3$) ofte som lavest observeret skadelig effekt niveau (LOAEL-værdi).

For langtidseksponering for kviksølv damp er LOAEL bestemt til $0,014 \text{ mg/m}^3$ ($14 \text{ } \mu\text{g/m}^3$). Effekten var subtile neurologiske ændringer på centralnervesystemet og ringe kontrol af bevægelser (Richardson et al., 2009).

Udsættelse for kviksølv-damp er en særlig risiko for gravide, da kviksølv damp kan passere moderkagen og skade det ufødte barn. Der foreligger en undersøgelse af en gravid kvinde, som i længere tid var udsat for kviksølv damp ($0,020-0,060 \text{ mg Hg/m}^3$ ($20-60 \text{ } \mu\text{g Hg/m}^3$)) fra kviksølv spildt på et tæppe i hjemmet. Hun havde ingen forgiftningssymptomer, men kviksølv i urinen var forhøjet ($230 \text{ } \mu\text{g/L}$). Barnet blev født med forhøjede kviksølv niveauer, men ved 2-års undersøgelsen var disse normaliserede (Caravati et al., 2008).

"No-effect-level" (NOAEL) ved langtidsudsættelse er angivet til $0,01 \text{ mg Hg/m}^3$ ($10 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) (Berlin, 1977). Der foreligger ikke oplysninger om "no-effect-level" af kviksølv for korttidsudsættelser af mennesker (Groth, 2008;

TNO, 2008), men NIOSH anfører, at der er umiddelbar livsfare ved udsættelse for 10 mg/m^3 ($10.000 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) – en værdi, der er relativt tæt på den mættede koncentration ved $20 \text{ }^\circ\text{C}$, der er på 14 mg/m^3 .

Der er beskrevet et forgiftningstilfælde i USA ved udsættelse for kviksølv fra ituslåede lysstofrør på en affaldsplads ved en planteskole (Tunnessen et al., 1987). Et 2-årigt barn fik kviksølvsygdommen "acrodynia", der bl.a. viser sig som stærke smerter, vægttab og hudændringer med rødmen og afskalning. Hele familien på fem havde forøget kviksølv i urinen, moderen mest, men kun den 2-årige, der havde næsthøjest koncentration blev syg. Måske fordi et barn i den alder leger mere på jorden og er mere følsomt, men der er også indikation for, at nogle mennesker genetisk set er særlig følsomme for kviksølvs skadevirkninger.

4.6 Grænseværdier

FAO/WHO har i februar 2010 fastsat en foreløbig tolerabel ugentlig indtagelse (PTWI) af uorganisk kviksølv på $4 \text{ } \mu\text{g Hg/kg legemsvægt/uge}$ (WHO 2010). Den erstatter en ældre (1978) PTWI for total-kviksølv på $5 \text{ } \mu\text{g Hg/kg legemsvægt/uge}$. Den nye PTWI for uorganisk kviksølv vurderes at være brugbar for indtagelse af kviksølv med andre fødevarer end fisk og skaldyr. For fisk og skaldyr gælder fortsat den i 2003 fastsatte PTWI for methyl-kviksølv på $1,6 \text{ } \mu\text{g Hg/kg legemsvægt/uge}$, der svarer til $0,23 \text{ } \mu\text{g Hg/kg legemsvægt/dag}$. FAO/WHO vurderede desuden, at den øvre estimerede grænse for den gennemsnitlige ugentlige indtagelse af total-kviksølv fra fødevarer andet end fisk og skaldyr på $1 \text{ } \mu\text{g/kg legemsvægt}$ for voksne og $4 \text{ } \mu\text{g/kg legemsvægt}$ for børn var under den nye PTWI for uorganisk kviksølv.

Grænseværdien (tidsvægtet gennemsnit) for langtidsudsættelse for metallisk kviksølv og uorganiske forbindelser i arbejdsmiljøet (GV, TLV) er $0,025 \text{ mg Hg/m}^3$ ($25 \text{ } \mu\text{g Hg/m}^3$) (AT, 2007). De nuværende biologiske grænseværdier for arbejdsmiljøet (BEI) er $35 \text{ } \mu\text{g Hg/g creatinin}$ for urin før arbejdstid og $15 \text{ } \mu\text{g Hg/L}$ blod efter arbejdstid. For korttidsudsættelser er en grænseværdi på $0,5 \text{ mg/m}^3$ ($500 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) blevet anbefalet af WHO (WHO, 1980).

Med hensyn til skadevirkninger af langtidsudsættelse for methyl-kviksølv fra de marine fødekæder har dansk-færøske undersøgelser af færøske børn påvirket af bl.a. kviksølv i fostertilstanden været meget vigtige (Grandjean et al., 1997). USEPA har i 2001 på denne baggrund foreslået en Reference Dosis (RfD) for methyl-kviksølv på $0,1 \text{ } \mu\text{g/kg/dag}$ (USEPA MeHg, 2009), eller 5 gange lavere end en tidligere WHO tærskelværdi for methyl-kviksølv. Biomarkere i Færø-undersøgelsen var kviksølv i navlestrengsblod og moderens hår. Den laveste koncentration af methyl-kviksølv i mødres hår, hvor statistisk signifikante negative effekter på centralnervesystemets udvikling kunne konstateres i færøske børn, var 15 ppm.

USEPA har fastsat en Reference koncentration (RfC) for kviksølvdamp på $0,0003 \text{ mg/m}^3$ ($0,3 \text{ } \mu\text{g/m}^3$) (USEPA Hg, 2009). Denne værdi baserer sig på (u)sikkerhedsfaktorer (i alt på 30) og en LOAEL på $0,025 \text{ mg Hg/m}^3$ ($25 \text{ } \mu\text{g Hg/m}^3$) i arbejdsmiljøet i en normal arbejdsdag/uge (svarer til den danske arbejdsmiljøgrænseværdi nævnt ovenfor). Korrigeret for varig udsættelse⁸ (fra

⁸ Dvs. multipliceret med en faktor 5/7 for at tage højde for alle ugens syv dage og ikke blot de fem arbejdsdage, samt en faktor 10/20 for at tage højde for et respirationsvolumen på 10 m^3 for en arbejdsdag og 20 m^3 på et døgn.

arbejdsmiljø til normalbefolkningen) bliver LOAEL 0,009 mg Hg/m³ (9 µg Hg/m³). Disse værdier er baseret på effekter som f.eks. håndrystelser og hukommelsestab.

Agency for Toxic Substances Disease Registry (ATSDR) har i 1999 fastsat et minimum risiko niveau (MRL) på 0,0002 mg Hg/m³ (0,2 µg Hg/m³). Desuden har ATSDR anbefalet koncentrationsgrænser efter oprydning og spild indendørs (ATSDR, 1999).

EPA i Californien har i 2005 fastsat et langtids Reference Exposure Level (REL) på 0,00003 mg Hg/m³ (0,03 µg Hg/m³) på basis af en LOAEL på 0,025 mg Hg/m³ (25 µg Hg/m³) i arbejdsmiljøet (OEHHA, 2008). En justering til almindelig befolkningseksponering gav en LOAEL på 0,009 mg Hg/m³ (9 µg Hg/m³) (svarer til USEPA ovenfor). Denne blev omregnet til REL ved hjælp af større (u)sikkerhedsfaktorer end USEPA anvendte:

- En (u)sikkerhedsfaktor på 10, fordi det ikke er en NOAEL,
- En (u)sikkerhedsfaktor på 30 for særlig følsomhed for børn, variation mellem individer og for følsomhed af nervesystem under udvikling.

CalEPA har desuden fastsat en grænseværdi på 0,0018 mg/m³ (1,8 µg/m³) for en times udsættelse (Groth, 2008).

En ny canadisk vurdering forudsætter en LOAEL værdi på 0,006 mg Hg/m³ (6 µg Hg/m³). Med en (u)sikkerhedsfaktor på 100 for usikkerhed og modificerende faktorer kommer man frem til en REL på 0,00006 mg Hg/m³ (0,06 µg Hg/m³) (Richardson et al., 2009).

En sammenfatning af disse oplysninger om grænseværdier findes i Tabel 4-2. Grænseværdierne referer til langtidseksponering.

Tabel 4-2 Grænseværdier mv. for kviksølvudsættelse (Caravati et al., 2008; Richardson et al., 2009 og WHO).

Luft koncentration (mg/m ³)	Forklaring	Myndighed
10	Umiddelbar livsfare (IDLH)	NIOSH
0,1	Tilladelig arbejdsmiljøgrænseværdi (PEL-TWA)	OSHA
0,5	Grænseværdi for korttidsudsættelser	WHO
0,05	Anbefalet arbejdsmiljøgrænseværdi (TWA)	NIOSH
0,025	Anbefalet arbejdsmiljøgrænseværdi (TLV/GV)	ACGIH/AT
0,03	Anbefalet koncentration efter kommerciel oprydning	ATSDR
0,001	Anbefalet åndingszone grænse i hjem efter spild	ATSDR
0,0018	Reference Exposure Level (REL), korttidskoncentration (1 time)	CalEPA
0,0003	Langtidskoncentration uden skadelige effekter (RfC)	USEPA
0,0002	Daglig udsættelse uden risiko (MRL)	ATSDR
0,00006	Reference Exposure Level (REL), langtidskoncentration	Health Canada
0,00003	Reference Exposure Level (REL), langtidskoncentration	CalEPA
0,000002 – 0,00001	Baggrunds niveau for luftkoncentration	WHO

IDLH = Immediately Dangerous to Life and Health. Repræsenterer max koncentrationen for et stof for hvilke man ved 30 minutters udsættelse kan undgå irreversible effekter

PEL = Permissible Exposure Limit fastsat af OSHA det amerikanske arbejdstilsyn.

TWA = Time-weighted average koncentration, grænseværdiforslag fra det amerikanske arbejdsmiljøinstitut NIOSH.

TLV = Threshold Limit Value er arbejdsmiljøgrænseværdi foreslået af American Conference of Governmental Industrial Hygienists (ACGIH)

GV = Grænseværdi, dansk grænseværdi for arbejdsmiljø af Arbejdstilsynet

RfC = Reference Concentration, udviklet af USEPA (miljøstyrelsen i USA)

MRL = Minimum Risk Level, fastsat af ATSDR, Agency for Toxic Substances Disease Registry

4.7 Sammenfatning

Kviksølv er et flydende metal ved normalt tryk og temperatur og optræder som en tung, lugtfri sølvglinsende væske med et relativt højt damptryk. Kviksølv dampene, der er syv gange tungere end luft vil kunne fordele sig langs gulvet i et rum med utilstrækkelig ventilation.

Ved indånding af kviksølv dampe optages 80 % gennem lungerne, mens optagelsen af det tungtopløselige og inerte metalliske kviksølv gennem huden er < 2 %, og optagelsen er < 0,01 % i mave-tarm kanalen.

Den største kilde til indtagelse af kviksølv for den almindelige befolkning sker med føden, f.eks. fisk. Den daglige middelinntagelse med føden er estimeret til 2-3 µg kviksølv – næsten udelukkende i form af methyl-kviksølv, som er en organisk form for kviksølv. Færingere og grønlandere, der har en særlig stor indtagelse af fisk og havpattedyr, kan have kviksølvindhold i blodet mere end 50 gange højere end baggrundsbelastningen. Ligeledes kan erhvervsudsatte have 10 gange mere kviksølv i blodet. Baggrundsbelastning for kviksølv kan også findes i amalgamudsættelsen fra tandplomber, som WHO har vurderet kan være på mellem 1,2 og 27 µg kviksølv per dag, dog med begrænset optagelse i mave-tarm kanalen. Se Tabel 4-2.

Kviksølv damp adskiller sig fra de uorganiske kviksølvforbindelser ved let og hurtigt at kunne passere blod-hjerne barrieren og moderkagen, og dermed kan centralnervesystemet og det ufødte barn påvirkes. Inde i hjernen omdannes metallisk kviksølv til uorganiske kviksølvforbindelser, ligesom methyl-kviksølv gør. Den biologiske halveringstid af kviksølv i kroppen efter udsættelse for kviksølv damp er 35-90 dage. Opholdstiden i hjernen er imidlertid noget længere. Metallisk kviksølv kan udskilles med sved og spyt samt udåndes. Efter oxidation til uorganisk kviksølv kan dette udskilles med urinen via nyrerne. Kroppens overskud af kviksølv akkumuleres især i nyrerne.

Menneskers belastning med kviksølv kan måles ved indhold af kviksølv i blod, hår eller urin. Gennemsnitskoncentrationen af kviksølv i danskernes blod er for 30 år siden blevet bestemt til 1,5 µg Hg/L, og den tilsvarende koncentration i hovedhår var 0,6 ppm Hg. Der var en tydelig korrelation mellem indhold i blod og hår.

Måling af kviksølv i urin for ikke-udsatte personer har vist, at de udskiller mindre end 0,5 µg Hg/L urin svarende til ca. 1,5 µg Hg/g creatinin. Personer med amalgamfyldninger udskiller lidt mere (2-4 µg Hg/L) og erhvervsudsatte kan have ti gange højere udskillelse.

De fleste data om sundhedseffekter af kviksølv damp stammer fra arbejdsmiljøudsættelser, hvor man ved meget høje eksponeringer for kviksølv damp har lungerne som målorganet med irritation og ætsninger i luftvejene som følge, og ved få timers udsættelse er der set dødelig akut kemisk lungebetændelse. Ved udsættelse for 10 mg Hg/m³ (10.000 µg Hg/m³) er der akut livsfare. Der foreligger ikke oplysninger om "no-effect-level" af kviksølv ved korttidsudsættelser af mennesker.

Ved længerevarende høj udsættelse for kviksølv dampe (> 0,100 mg/m³ eller >100 µg/m³) er det kritiske organ centralnervesystemet, hvor der kan forekomme forgiftningssymptomer som rystelser, søvnløshed, uligevægt, m.v.

Udsættelse for kviksølv-damp er en særlig risiko for gravide, da kviksølv damp kan passere moderkagen og skade det ufødte barn.

Ved lavere koncentrationer kan forventes lettere toksiske effekter (fx håndrystelser og hukommelsestab) i mennesker ved langvarige udsættelser på 0,025-0,050 mg Hg/m³ (25-50 µg Hg/m³). De 0,025 mg Hg/m³ (25 µg Hg/m³), der er identisk med arbejdsmiljøgrænseværdien, benyttes ofte som LOAEL værdi. Der er dog en nyere undersøgelse som anfører en LOAEL på 0,014 mg Hg/m³ (14 µg Hg/m³) for langtidseksponering for kviksølv damp; subtile neurologiske ændringer på centralnervesystemet og dårligere kontrol af bevægelser er beskrevet. Endvidere er 0,010 mg Hg/m³ (10 µg Hg/m³) foreslået som NOAEL ved langtidsudsættelse.

FAO/WHO har fastsat foreløbige tolerable ugentlige indtagelser (PTWI) på 4 µg Hg/kg legemsvægt/uge for uorganisk kviksølv og på 1,6 µg Hg/kg legemsvægt/uge for methyl-kviksølv. Til sammenligning er den daglige middelindtagelse af methyl-kviksølv 2-3 µg Hg/dag (svarende til 0,2 – 0,3 µg Hg/kg legemsvægt/uge).

En LOAEL på 0,025 mg Hg/m³ (25 µg/m³) er bestemt i arbejdsmiljøet for en normal arbejdsdag/uge. Korrigeret for varig udsættelse⁹ (fra arbejdsmiljø til normalbefolkningen) bliver LOAEL 0,009 mg Hg/m³ (9 µg Hg/m³), en værdi der er blevet brugt af USEPA sammen med en sikkerhedsfaktor på 30 (for at tage hensyn til særlig følsomhed hos børn, variation mellem individer og for følsomhed af nervesystem under udvikling), til at fastsætte en reference koncentration (RfC) for kviksølv damp på 0,0003 mg/m³ (0,3 µg/m³). CalEPA brugte en yderligere sikkerhedsfaktor på 10, fordi grundlaget var en LOAEL og ikke en NOAEL, og kommer frem til en langtidsgrænseværdi på 0,00003 mg Hg/m³ eller 0,03 µg Hg/m³. CalEPA har desuden fastsat en grænseværdi på 0,0018 mg/m³ eller 1,8 µg Hg/m³ for en times udsættelse.

Agency for Toxic Substances Disease Registry (ATSDR) har fastsat et minimum risiko niveau (MRL) på 0,0002 mg Hg/m³ (0,2 µg Hg/m³) og anbefalet koncentrationsgrænser efter oprydning udendørs og spild indendørs på henholdsvis 0,03 og 0,001 mg Hg/m³ (dvs. henholdsvis 30 og 1 µg Hg/m³).

En canadisk vurdering benytter en LOAEL værdi på 0,006 mg Hg/m³ (6 µg Hg/m³) og en sikkerhedsfaktor på 100 og fastsætter en langtidseksponeringsgrænse på 0,00006 mg Hg/m³ (0,006 µg Hg/m³).

⁹ Dvs. multipliceret med en faktor 5/7 for at tage højde for alle ugens syv dage og ikke blot de fem arbejdsdage, samt en faktor 10/20 for at tage højde for et respirationsvolumen på 10 m³ for en arbejdsdag og 20 m³ på et døgn.

5 Eksponerings- og risikovurdering

I dette kapitel beregnes først de teoretiske koncentrationer, som forbrugere kan være udsatte for, hvis energisparepærer eller lysstofrør går itu i forbrugerens hjem. Herefter foretages en vurdering af den sundhedsmæssige risiko.

5.1 Eksponeringsniveauer

Som beskrevet i sundhedsvurderingen af kviksølv frigivet ved knuste energisparepærer/lysstofrør er indånding den primære eksponeringsvej for kviksølv herfra. Optagelse gennem huden af kviksølvdamp kan ske i begrænset omfang, men da hudoptagelse kun udgør ca. 2-3 % i forhold til indånding, foretages derfor udelukkende en beregning af den sundhedsmæssige risiko ved indånding af kviksølvdampe ved ituslåede energisparepærer og lysstofrør.

Både eksponeringen i kort tid, f.eks. under oprydning efter et uheld med en ituslået energisparepære/lysstofrør i hjemmet, samt en eksponering over længere tid, hvis der f.eks. ikke ryddes ordentligt op og forbrugerne dermed stadig er udsat for kviksølvdampe, er interessante i en risikovurdering.

Der beregnes/angives derfor relevante eksponeringsniveauer for både korttids- og langtidseksponering.

5.1.1 Eksponeringsscenarier

De to eksponeringsscenarier, der vurderes, er to situationer, hvor udsættelsen for kviksølv vil være størst. I den første situation samler en person den knuste energisparepære op og bliver kortvarigt eksponeret for en høj koncentration af kviksølv.

I den anden situation får man ikke samlet den knuste energisparepære fuldstændigt op og bliver dermed langvarigt eksponeret for kviksølv. For dette scenarium er det ikke muligt at foretage en beregning af koncentrationen af kviksølv i hjemmet, da det afhænger af mange faktorer som ventilation, hvor godt der er ryddet op osv. I princippet vil afdampning af kviksølv kunne ske, så længe der er kviksølvrester tilbage i rummet. Der er forsøg, hvor der er målt koncentrationer af kviksølv over den amerikanske RfC-værdi (langtidskoncentration uden skadelige effekter) på $0,0003 \text{ mg/m}^3$ flere uger efter, at en energisparepære blev ituslået.

Følgende eksponeringsscenarier vurderes:

- Scenarie 1: En energisparepære/lysstofrør går itu, og der ryddes op inden for en halv time. Udsættelsen beregnes for en voksen person. Der beregnes koncentrationer både med og uden ventilation i rummet.
- Scenarie 2: Situation, hvor man ikke får samlet op ordentligt efter en ituslået energisparepære/lysstofrør. Målte værdier fra forsøg med knuste energisparepærer/lysstofrør sammenholdes med grænseværdier.

5.1.2 Beregningsmetode

Til brug for korttidseksponeringen anvendes den model, som er opstillet i Chandrasekhar (2007) for, hvordan kviksølvkoncentrationen i et rum vil falde over tid, efter en sparepære går itu, når der tages højde for ventilation i rummet. Chandrasekhar har opstillet følgende formel:

$$C_t = C_0 + \frac{Q_{Hg}}{V_{room}} \cdot e^{-A \cdot t}$$

Hvor

C_t	=	Koncentrationen af Hg i rummet til tiden t	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
C_0	=	Baggrundskoncentrationen af Hg, der typisk er op til $10 \text{ ng}/\text{m}^3$ ($0,01 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Baggrundskoncentrationen sættes dog til nul i det den er negligerbar, og idet den forventes at være i de NOAEL/LOAEL-værdier, der er baseret på menneskelige observationer.	$\mu\text{g}/\text{m}^3$
Q_{Hg}	=	Mængden af kviksølv i den ituslåede pære/rør	μg
V_{room}	=	Volumen af rummet	m^3
A	=	Ventilationen i rummet	m^3/min
t	=	Tidspunktet, som koncentrationen beregnes for	min

Chandrasekhar antager, at hele kviksølv mængden fra pæren fordampes med det samme (tiden 0 min). Dette ville være en overdrivelse, da forsøgene i bl.a. Aucott et al. (2003) viste, at kun en mindre del (op til 7 %) af kviksølvet i pæren/lysstofrøret vil fordampe indenfor de første par minutter. Chandrasekhar antager desuden i modellen, at der anvendes en blæser. Denne blæser er med til at sikre, at koncentrationen i hele rummet kan antages at være ens – da tunge kviksølvdampe ellers naturligt koncentrerer sig nærmest gulvet.

5.1.3 Anvendte beregningsværdier

Følgende værdier anvendes til beregning af eksponeringsscenerierne. Værdierne forklares nærmere i teksten nedenfor.

Tabel 5-1 Værdier anvendt til beregning af eksponeringsscenerierne

Parameter	Scenarie 1	Scenarie 2
Mængde kviksølv (Q_{Hg})	Der skelnes ikke mellem brug af energisparepære eller lysstofrør. Følgende værdier bruges: 1,2 mg, 1,4 mg, 2 mg, 2,5 mg, 3,5 mg, 4,9 mg, 5 mg, 7 mg, 8 mg, 9,5 mg, 13 mg, 15 mg og 40 mg Hg per lysstofrør/energispærepære.	Der skelnes ikke mellem brug af energisparepære eller lysstofrør. Følgende værdier bruges: 1,2 mg, 1,4 mg, 2 mg, 2,5 mg, 3,5 mg, 4,9 mg, 5 mg, 7 mg, 8 mg, 9,5 mg, 13 mg, 15 mg og 40 mg Hg per lysstofrør/energispærepære.
Varighed af eksponeringen (t)	30 minutter	24 timer/dag
Volumen af rummet (V_{room})	2 m^3	
Ventilation (A) i rummet	Ingen ventilation, standard ventilation ($0,02 \text{ m}^3/\text{min}$), og gennemtræk, dvs. alle dører og vinduer åbne ($0, 14 \text{ m}^3/\text{min}$)	

Mængde kviksølv Q_{Hg}

Ifølge Miljøstyrelsen er der i øjeblikket overvejelser om en ændring af maksimumkoncentration af Hg i energisparepærer. Der er overvejelser om at nedsætte den nuværende grænse på 5 mg til henholdsvis 3,5 mg Hg eller helt ned til 2,5 eller 2 mg Hg per pære. Tilsvarende diskuteres nye grænser for lysstofrør og på specielle former af energisparepærer niveauer på henholdsvis 7 mg Hg, 13 mg Hg, 15 mg Hg og helt op til 40 mg Hg for energisparepærer/lysstofrør på over 400 W. For at afspejle en eventuel sundhedsrisiko forbundet med ituslåede energisparepærer, der indeholder disse nye reviderede mængder, udføres også beregninger med disse mængder.

Den eksisterende grænse for lysstofrør ligger på henholdsvis 5, 8 og 10 mg Hg per lysstofrør afhængig af lysstofrørets levetid og det tilsatte phosphor. Der udføres derfor også risikovurderinger baseret på disse mængder.

Kortlægningen i forbindelse med udarbejdelse af denne rapport har imidlertid vist, at energisparepærer i dag har et indhold af kviksølv på mellem 1,2 og 4,9 mg Hg per pære, og lysstofrør et indhold på mellem 1,4 og 9,5 mg Hg per lysstofrør. Det er relevant at udarbejde risikovurderinger for disse minimum- og maksimum værdier.

Til beregningen er derfor anvendt følgende værdier (idet der i praksis ikke skelnes mellem en energisparepære eller lysstofrør):

- 1,2 mg, 1,4 mg, 2 mg, 2,5 mg, 3,5 mg, 4,9 mg, 5 mg, 7 mg, 8 mg, 9,5 mg, 13 mg, 15 mg og 40 mg Hg per lysstofrør/energiparepære.

Ifølge REACH Guidance Documents bør det som udgangspunkt antages, at 100 % af kviksølvet fordampes øjeblikkeligt. Dette vil dog ifølge erfaringer fra forsøg overestimerer udsættelsen.

Oplysninger fra litteraturen/industrien beskriver, at der vil være mellem 0,04 og 0,5 % af den samlede kviksølv mængde i lyskilden på dampform i lyskilden. Som beskrevet afhænger det af temperaturen og af det indre volumen af lyskilden, hvor stor en mængde kviksølvdamp, der er i lyskilden. Mættet kviksølvdamp har en koncentration på 20 mg Hg/m³ ved 25 °C. Kilder fra litteraturen oplyser mængder på mellem 0,002 og 0,05 mg kviksølv, der er på dampform i en pære. Med de angivne procenter og de ovenfor anvendte mængder kviksølv i en lyskilde svarer det til mellem 0,0005 og 0,2 mg kviksølv. Denne mængde kviksølvdamp inde i lyskilden vil spredes med det samme ved et uheld. Herefter vil kviksølvet, der nu efter lyskilden er gået i stykker, kunne fordampe yderligere.

Erfaringer fra forsøg (Aucott et al., 2003), som er beskrevet i kapitel 3, viser, at ca. 10 % af den totale mængde kviksølv i energisparepæren/lysstofrøret vil være fordampet indenfor den første halve time. Det skal dog tages med forbehold, da:

- det er usikkert om frigivelsen af kviksølv er afhængig af den amalgamtype, der er brugt i forskellige pærer,
- alderen af pæren også kan have betydning, og
- ikke mindst, idet koncentrationen af kviksølv i pæren har betydning for frigivelsen af kviksølv.

På trods af disse forbehold anvendes de 10 % i beregningerne, da det forventes at være mere realistisk end 100 % afgivelse momentant.

I praksis vil således maksimalt 0,5 % af den samlede mængde kviksølv fordampe momentant, hvorefter der i de efterfølgende 30 minutter vil fordampe op til ca. 10 % af den totale mængde kviksølv i lyskilden (7 % allerede efter et par minutter). Til brug for worst-case beregningerne, antages dog, at de 10 % af den totale kviksølv mængde vil fordampe med det samme når lyskilden går i stykker.

Varighed af eksponeringen t

Det antages, at oprydningsscenariet som worst-case tager 30 minutter, og at personen er udsat for samme koncentration af kviksølv i alle 30 minutter - svarende til startkoncentrationen til tiden 0. Det antages for den langvarige eksponering, at den som worst-case vil være 24 timer per dag for at tage højde for hjemmegående personer.

Volumen af rummet V_{rum}

Det angives i ECHAs Guidance Chapter R.15 (2008), at for kortvarige lokale eksponeringer kan volumen af rummet sættes til 2 m^3 for at repræsentere luften, der umiddelbart er omkring den eksponerede person. Denne værdi anvendes som den eneste værdi for oprydningsscenerierne, da kviksølvdampe er tunge, hvorfor koncentrationen af kviksølv i et rum vil være uens fordelt med den højeste koncentration nær spildstedet. Ifølge bl.a. Stahler et al. (2008) vil koncentrationen af kviksølv være højere i f.eks. 30 cm's højde end i 1,5 meters højde. Det vil således give et forkert billede, at "fortynde" kviksølvkoncentrationen til hele rummets volumen.

De 2 m^3 , der umiddelbart er omkring den eksponerede person, anvendes også som et estimat for koncentrationen i de nederste omtrent 30-50 cm fra gulvet omkring uheldsstedet.

Ventilation A i rummet

Der beregnes koncentrationen af kviksølv i rummet for tre forskellige ventilationsrater: Ingen ventilation, almindelig ventilation og ventilation med alle vinduer og døre åbne. Ingen ventilation er ensbetydende med et luftskifte på nul, og svarer til en fiktiv situation, hvor koncentrationen er konstant i den anvendte tidsperiode. Almindelig ventilation defineres ifølge Miljøstyrelsen som 0,6 gange per time. Ifølge ECHAs Guidance Chapter R.15 (2008) er luftskiftet i et rum med alle vinduer og døre åbne på enten 4,2 eller 6,2 gange per time. Her anvendes 4,2 gange per time for at få den mest konservative værdi.

Der anvendes således følgende værdier for ventilation i rummet:

- Ingen ventilation – svarende til $0 \text{ m}^3/\text{min}$ (Bemærk at dette er en fiktiv værdi, da der altid vil forekomme små utætheder i en bolig).
- Almindelig ventilation – svarende til $0,02 \text{ m}^3/\text{min}$ for et volumen på 2 m^3 (rumstørrelse x luftskifte i timen / 60 minutter).
- Kraftig ventilation (alle vinduer og døre åbne) – svarende til $0,14 \text{ m}^3/\text{min}$ for et volumen på 2 m^3 (rumstørrelse x luftskifte i timen / 60 minutter).

5.1.4 Eksponeringsberegninger

5.1.4.1 Scenarie 1: Korttidseksponering i 30 minutter

Som beskrevet indledningsvist beregnes korttidseksponeringen både uden og med ventilation.

En beregning, hvor der antages ingen ventilation, er en worst-case og fiktiv beregning, da der altid vil forekomme ”utætheder” i hjemmet.

Beregningen af koncentrationen i indåndingszonen ved et uheld med en ituslået energisparepære eller et lysstofrør, sker ved at dividere mængden af kviksølv fra pæren, der frigives, med de 2 m³, der er det valgte volumen på indåndingszonen. Mængden af kviksølv, der frigives, beregnes som 10 % af mængden af kviksølv i pæren/lysstofrøret (dvs. 1,2 til 40 mg). Resultaterne er angivet i Tabel 5-2 nedenfor.

Tabel 5-2 Beregnede koncentrationer i indåndingszonen af kviksølv ved sparepære/lysstofrør, der går itu i et rum, når der antages, at kun 10 % af den totale kviksølv mængde vil fordampe i løbet af de første par timer. Betydningen af de grønne felter diskuteres senere.

Mængde Hg (mg)	Luftskifte (per time)	Rum-volumen (m ³)	Ventilation (m ³ /min)	Rum konc. T = 0 min (µg/m ³)	Rum konc. T = 5 min (µg/m ³)	Rum konc. T = 10 min (µg/m ³)	Rum konc. T = 15 min (µg/m ³)	Rum konc. T = 30 min (µg/m ³)	Rum konc. T = 45 min (µg/m ³)	Rum konc. T = 60 min (µg/m ³)	Rum konc. T = 120 min (µg/m ³)
1,2	0	2	0	60	60	60	60	60	60	60	60
1,2	0,6	2	0,02	60	54	49	44	33	24	18	5,4
1,2	4,2	2	0,14	60	30	15	7,3	0,9	0,1	0,01	0,000
1,4	0	2	0	70	70	70	70	70	70	70	70
1,4	0,6	2	0,02	70	63	57	52	38	28	21	6
1,4	4,2	2	0,14	70	35	17	9	1,0	0,1	0,02	0,000
2	0	2	0	100	100	100	100	100	100	100	100
2	0,6	2	0,02	100	90	82	74	55	41	30	9
2	4,2	2	0,14	100	50	25	12	1,5	0,2	0,02	0,000
2,5	0	2	0	125	125	125	125	125	125	125	125
2,5	0,6	2	0,02	125	113	102	93	69	51	38	11
2,5	4,2	2	0,14	125	62	31	15	1,9	0,2	0,03	0,000
3,5	0	2	0	175	175	175	175	175	175	175	175
3,5	0,6	2	0,02	175	158	143	130	96	71	53	16
3,5	4,2	2	0,14	175	87	43	21	2,6	0,3	0,04	0,000
4,9	0	2	0	245	245	245	245	245	245	245	245
4,9	0,6	2	0,02	245	222	201	182	134	100	74	22
4,9	4,2	2	0,14	245	122	60	30	3,7	0,4	0,06	0,000
5	0	2	0	250	250	250	250	250	250	250	250
5	0,6	2	0,02	250	226	205	185	137	102	75	23
5	4,2	2	0,14	250	124	62	31	3,7	0,5	0,06	0,000
7	0	2	0	350	350	350	350	350	350	350	350
7	0,6	2	0,02	350	317	287	259	192	142	105	32
7	4,2	2	0,14	350	174	86	43	5,2	0,6	0,08	0,000
8	0	2	0	400	400	400	400	400	400	400	400
8	0,6	2	0,02	400	362	327	296	220	163	120	36
8	4,2	2	0,14	400	199	99	49	6,0	0,7	0,09	0,000
9,5	0	2	0	475	475	475	475	475	475	475	475
9,5	0,6	2	0,02	475	430	389	352	261	193	143	43
9,5	4,2	2	0,14	475	236	117	58	7,1	0,9	0,11	0,000
13	0	2	0	650	650	650	650	650	650	650	650
13	0,6	2	0,02	650	588	532	482	357	264	196	59
13	4,2	2	0,14	650	323	160	80	9,7	1,2	0,15	0,000
15	0	2	0	750	750	750	750	750	750	750	750
15	0,6	2	0,02	750	679	614	556	412	305	226	68
15	4,2	2	0,14	750	372	185	92	11	1,4	0,2	0,000
40	0	2	0	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000	2000
40	0,6	2	0,02	2000	1810	1637	1482	1098	813	602	181
40	4,2	2	0,14	2000	993	493	245	30	3,7	0,4	0,000

For at tage højde for betydningen af ventilation er kviksølvkoncentrationen i indåndingszonen beregnet ud fra den angivne formel, som beskrevet i Chandrasekhar (2007). Koncentrationen er beregnet for 13 forskellige koncentrationer af kviksølv i sparepæren/lysstofrøret og for tre forskellige

scenarier mht. ventilation (ingen, standard og alle døre/vinduer åbne). Chandrasekhar anvender en blæser i sin model for at sikre at koncentrationen af de tunge kviksvølvdampe er ens i hele lokalet. Dette vil ikke forekomme i praksis, hvorfor der i denne rapport anvendes et lille volumen, svarende til indåndingszonen på 2 m³. Der antages dermed i beregningerne, at kviksvølv ikke spredes ud over indåndingszonen på 2 m³, der f.eks. vil være fra gulvet til de ca. 30-50 cm lige over uheldsstedet, og i et areal 2-3 meter x 2 meter rundt om uheldsstedet. I beregningerne antages det som før, at det kun er 10 % af kviksvølv i energisparepæren/lysstofrøret, der fordamper momentant til tiden 0.

5.1.4.2 Scenarie 2: Eksponering over længere tid

Stahler et al. (2008) har vist ved forsøg, at selv om glasskår og kviksvølv er fjernet, kan der i timerne efter uheldet med en ituslået sparepære/lysstofrør, når vinduer og døre lukkes igen, måles kviksvølvkoncentrationer over USEPA's langtidskoncentration uden skadelige effekter (RfC = 0,0003 mg/m³) – og det selvom der ikke var nogen synlige rester tilbage fra den knuste sparepære/lysstofrør. Samme forsøg viste også, at det kunne tage fra et par dage til mere end 60 dage, før koncentrationen lige over gulvhøjde kom under RfC.

Samme undersøgelse har også vist, at der kan måles kviksvølvkoncentrationer på op til 0,029 mg Hg/m³ flere uger efter, at rester fra pæren er fjernet. Disse høje koncentrationer blev målt lige over gulvhøjde og efter støvsugning og bevægelse af gulvmaterialet (simulerer, at man f.eks. går/kravler på gulvet). Især gulvtæpper ser ud til at indeholde flere "kviksvølvrester" efter en oprydning sammenlignet med et trægulv, men det er ikke svært at forestille sig et trægulv med større riller, der nemt kan samle kviksvølv, som et gulvtæppe kan. Det er således relevant at sammenholde denne værdi med grænseværdierne for langtidsudsættelse for kviksvølv, selvom der her er tale om en højere kortvarig værdi, der vil falde igen, når ventilation eller udluftning bringer koncentrationen ned igen. Denne målte værdi på 0,029 mg Hg/m³ er således ikke et udtryk for den gennemsnitlige koncentration i rummet.

Forsøg i praksis udført af Stahler et al. (2008) viser således, at kviksvølvrester kan være tilbage i gulvbelægningen flere uger efter uheldet. Det er ikke muligt at beregne koncentrationen af kviksvølv i hjemmet med baggrund i beregningsformlen fra ECHAs Guidance Document Chapter R.15, da koncentrationen afhænger af mange faktorer som f.eks. ventilation og hvor godt der er rensset og ryddet op, og beregningsformlen tager ikke højde herfor. Desuden er det usikkert i hvor lang en tidsperiode, kviksvølv vil afdampe. En beregning vil kræve mere avancerede beregninger eller brug af f.eks. computer modeller til beregning af forbrugereksponering, som f.eks. ConsExpo, som beskrevet i REACH Guidance Document Chapter R.15. Dette har imidlertid ikke været muligt indenfor rammerne for dette projekt.

I det efterfølgende afsnit sammenholdes de målte værdier med relevante grænseværdier for kviksvølv ved korttids- og langtidseksponering.

5.2 Risikovurdering

5.2.1 Beregningsmetode

Til beregningen af risikoen for sundhedsskadelige effekter, når en energisparepære/lysstofrør går itu, anvendes ECHAs "Guidance on

information requirements and chemical safety assessment” (ECHAs Guidance Chapter R.8 and R.15, 2008). I disse dokumenter er beskrevet, hvordan en DNEL¹⁰-værdi kan udledes ud fra en NOAEL eller LOAEL¹¹-værdi.

Den beregnede DNEL værdi (endpoint specific) beregnes som:

$$DNEL = \frac{NOAEL_{corr} \text{ eller } LOAEL_{corr}}{AF_1 \cdot AF_2 \cdot \dots \cdot AF_n}$$

Hvor
DNEL = Derived No Effect Level
NOAEL_{corr} eller LOAEL_{corr} = No eller Lowest Observed Adverse Effect Level (korrigeret)
AF_n = Assessment Factors ((u)sikkerhedsfaktorer)

Den eventuelle risiko kan findes ved at dividere den beregnede eksponering med den beregnede DNEL-værdi – og den såkaldte RCR-værdi (Risk Characterisation Ratio) beregnes herved. Hvis eksponeringen er større end DNEL-værdien, er der en sundhedsmæssig risiko for det beregnede eksponeringsscenario (RCR >1) (ECHA Guidance Chapter R.8, 2008).

For inhalation angives DNEL-værdien i enheden mg/m³. Denne værdi sammenholdes dermed med den beregnede eksponering, svarende til koncentrationen af kviksølv i rummet (målt i mg Hg/m³), som forbrugerne er udsat for.

5.2.2 Anvendte DNEL-værdier

Som beskrevet i ECHAs REACH Guidance Chapter R.8 (2008) skal der efter korrigerende for forskelle mellem de eksperimentelle og de forventede humane eksponeringsbetingelser benyttes følgende typer af (u)sikkerhedsfaktorer:

- Forskelle mellem arter (interspecies differences)
- Forskelle indenfor arten (intraspecies differences)
- Forskelle i varighed af eksponering
- Forhold relateret til dosis-respons
- Kvaliteten af hele databasen

Korttidsudsættelse (DNEL_{kort})

Som beskrevet i sundhedsvurderingen i kapitel 4, så foreligger der ikke oplysninger om NOAEL-værdier for korttidsudsættelse for kviksølv. De fleste data om sundhedseffekter af kviksølvdamp stammer fra arbejdsmiljøudsættelser. Ved meget høje eksponeringer for kviksølvdamp i arbejdsmiljøet er lungerne målorganet, og ved få timers udsættelse for 1-3 mg Hg/m³ (1000-3000 µg Hg/m³) er der beskrevet dødelig akut kemisk lungebetændelse. Selvom værdien for 1-3 mg Hg/m³ er en meget høj koncentration af kviksølvdampe, der har meget alvorlige følger, og selvom værdien gælder for få timers udsættelse og derved dækker over en længere eksponeringsperiode end for oprydning efter en ituslået energispærepære/lysstofrør, så anvendes værdien 1 mg Hg/m³, som LOAEL

¹⁰ DNEL = Derived No Effect Level

¹¹ NOAEL = No Observed Adverse Effect Level, LOAEL = Lowest Observed Adverse Effect Level

værdi, da det er den laveste pålidelige værdi, der er identificeret for korttidseksponeringer.

Da værdien stammer fra arbejdsmiljøet og da eksponeringstiden tilnærmelsesvis er den samme som for oprydningsscenarioet, anvendes de 1 mg Hg/m³ direkte som LOAEL-værdi.

LOAEL-værdien er baseret på observationer på mennesker, dvs. ingen (u)sikkerhedsfaktor (= 1) for forskelle mellem arter. Som standard anvendes en faktor 10 som (u)sikkerhedsfaktor for forskelle indbyrdes i arten. For forskelle i varighed af eksponering anvendes ingen (u)sikkerhedsfaktor (= 1), da LOAEL-værdien er baseret på akutte effekter. For forhold relateret til dosis-respons er angivet i REACH Guidance Documents, at der kan anvendes en (u)sikkerhedsfaktor på 3-10 for at omregne fra en LOAEL til NOAEL, men det angives, at en (u)sikkerhedsfaktor på 3 skal anvendes i de fleste tilfælde. For kvaliteten af hele databasen kan anvendes yderlig en (u)sikkerhedsfaktor. I alt anvendes således en (u)sikkerhedsfaktor på $1 \times 10 \times 1 \times 3 \times 1 = 30$. Ved at anvende en (u)sikkerhedsfaktor på 30 fås:

$DNEL_{\text{kort}}$ værdi = 0,033 mg Hg/m³ (33 µg Hg/m³).

Værdien er, efter beregningen med sikkerhedsfaktorerne, tæt på den danske grænseværdi i arbejdsmiljøet, der er på 0,025 mg Hg/m³ (25 µg Hg/m³).

Langtidsudsættelse ($DNEL_{\text{langtid}}$)

De fleste data om sundhedseffekter af længerevarende udsættelse for kviksølv damp stammer fra arbejdsmiljøet. Mange af de eksisterende grænseværdier for kviksølv damp er baseret på en LOAEL-værdi på 0,025 mg Hg/m³ (25 µg Hg/m³ er identisk med den danske arbejdsmiljøgrænseværdi). En nyere undersøgelse (Richardson et al., 2009) sætter LOAEL til 0,014 mg Hg/m³ (14 µg Hg/m³) for langtidseksponering af kviksølv damp.

En NOAEL-værdi for langtidsudsættelse på 0,010 mg Hg/m³ (10 µg Hg/m³) bruges til fastsættelse af $DNEL$ -værdien, da en LOAEL vil kræve en ekstra sikkerhedsfaktor på minimum 3.

NOAEL-værdien omregnes til varig udsættelse (som beskrevet i afsnit 4.7) ved at multiplicere med 5/7, samt en faktor 10/20 for at tage højde for alle ugens 7 dage og det totale respirationsvolumen på et døgn. Herved fås 0,004 mg/m³ som korrigeret NOAEL-værdi for en eksponering på 24 timer dagligt over længere tid.

NOAEL-værdien er baseret på menneskelige observationer, dvs. ingen (u)sikkerhedsfaktor (= 1) for forskelle mellem arter. Som standard anvendes en faktor 10 som (u)sikkerhedsfaktor arter indbyrdes. For forskelle i varighed af eksponering anvendes ingen (u)sikkerhedsfaktor (= 1), da NOAEL-værdien allerede er baseret på kroniske effekter. For forhold relateret til dosis-respons er angivet, at der kan anvendes en (u)sikkerhedsfaktor på 3-10 for at omregne fra en LOAEL til NOAEL. Her er der ikke behov for omregning, da der er tale om en NOAEL-værdi, dvs. ingen (u)sikkerhedsfaktor er nødvendig. For kvaliteten af hele databasen kan anvendes yderlig en (u)sikkerhedsfaktor. I alt anvendes således en (u)sikkerhedsfaktor på $1 \times 10 \times 1 \times 1 \times 1 = 10$. Ved at anvende en (u)sikkerhedsfaktor på 10 fås:

$DNEL_{\text{langtids}}$ værdi = 0,0004 mg Hg/m³ (0,4 µg Hg/m³).

Denne værdi ligger tæt på USEPA's referencelangtidskoncentration uden skadelige effekter (RfC) på 0,0003 mg Hg/m³ som angivet i Tabel 4-2.

5.2.3 Risikovurdering scenarie 1: Korttidseksponering i 30 minutter

Korttidseksponeringen er beregnet ovenfor i afsnit 5.1.4
Eksponeringsberegninger for både uden og med ventilation (se Tabel 5-2).

Det ses, at de beregnede koncentrationer i indåndingszonen, uanset mængden af kviksølv i energisparepæren/lysstofrøret, overstiger DNEL_{kort}-værdien på 0,033 mg Hg/m³ (33 µg Hg/m³), når der antages, at der ikke er ventilation i rummet og under antagelse af momentan fordampning af de 10 % af den totale kviksølv mængde til tiden t=0. Der er tale om en overskridelse på mellem ca. 2 til 60 gange. Ved et indhold på 5 mg Hg i lyskilden er der tale om en 8 gange overskridelse af DNEL_{kort}-værdien og en 10 gange overskridelse af den danske arbejdsmiljøgrænseværdi.

Men denne beregning er som angivet en worst-case beregning og en fiktiv beregning, da der altid vil forekomme en lille naturlig ventilation.

I Tabel 5-2 er også angivet de beregnede koncentrationer i indåndingszonen, når der tages højde for ventilation. De værdier, der er markeret med farvet baggrund, ligger under DNEL_{kort}-værdien på de 0,033 mg Hg/m³ (33 µg Hg/m³).

Beregningerne viser, at efter 10 minutters udluftning med alle vinduer og døre åbne, vil kviksølvkoncentrationen i indåndingszonen på 2 m³ være under DNEL_{kort}-værdien for energisparepærer med lavt indhold af kviksølv (≤ 2,5 mg Hg), og således ikke udgøre nogen akut risiko. Efter 15 minutters kraftig udluftning ligger koncentrationerne i indåndingszonen under DNEL_{kort}-værdien for energisparepærer med det i dag tilladte indhold af kviksølv (≤ 5 mg Hg), og efter 30 minutters ligger kviksølvkoncentrationen under DNEL_{kort}-værdien for alle de beregnede niveauer af kviksølv i energisparepærer og lysstofrør.

Beregningerne viser således, at ved en antagelse om, at 10 % af kviksølvet er fordampet i løbet af den første halve time, vil koncentrationen af kviksølv i hjemmet være højere end DNEL_{kort}-værdien og således kunne udgøre en risiko – med mindre, der luftes kraftigt ud. Udluftning har en meget væsentlig betydning i forhold til at sænke koncentrationen af kviksølv til ikke-sundhedsskadelige niveauer i boligen ved uheld.

Det skal dog bemærkes, at DNEL_{kort}-værdien er beregnet på baggrund af en LOAEL-værdi for en eksponering på et par timer (som ikke er yderligere specificeret). I et oprydningsscenario vil der sandsynligvis kun være tale om en oprydningstid på 10 minutter – i værste tilfælde en halv time, som antaget i beregningerne. Ved en hurtig oprydning, kan der være tale om en eksponeringstid, der er kortere end den eksponeringstid, som DNEL_{kort}-værdien er beregnet for, og det kan betyde, at eksponeringen for kviksølv, i det dermed kortere tidsrum, reelt er væsentlig lavere, og dermed ikke udgør nogen sundhedsskadelig risiko.

Overordnet er der dog mange faktorer, der spiller ind for at kunne vurdere den reelle risiko:

- Disse beregninger antager momentan fordampning til tiden 0 og viser, hvordan koncentrationen i indåndingszonen aftager med tiden ved kraftig ventilation.
- Det forudsættes at koncentrationen af kviksølv ikke mindskes i løbet af den halve time, som den jo vil gøre, når kilden til forureningen – den ituslåede lyskilde fjernes.
- Fordelingen af kviksølv dampene i rummet er ikke nærmere undersøgt.
- Det er ikke undersøgt nærmere om kraftig ventilation virker lige så effektivt på udskiftning af luften ved gulvet, hvor kviksølv dampene er koncentreret, som ved udskiftning af luften højere oppe i rummet. Undersøgelsen af Stahler et al. (2008) viser dog, at udluftning fra et vindue også har en effekt på koncentrationen i gulvhøjde.

Forsøgene viser imidlertid, at der vil gå et par minutter før op til 7 % af kviksølvet er fordampet og beregningerne viser, at 10-15 minutters kraftig udluftning kan reducere koncentrationen væsentligt. Det er derfor vigtigt hurtigt at få samlet kviksølvet op, **inden** alt for meget kviksølv når at fordampe. Kulde vil nedsætte fordampningshastigheden, og opvarmning vil øge fordampningshastigheden. Det kan være relevant at lukke døre til andre rum, således at kviksølv dampene ikke spredes i hjemmet.

Beregningerne er baseret på et uheld med en enkelt energisparepære/lysstofrør. Beregningerne indikerer således, at hvis der er tale om uheld med mange energisparepære/lysstofrør på én gang, er det nødvendigt at sørge for kraftig udluftning med det samme, og fortsætte den kraftige udluftning i længere tid efter endt oprydning.

5.2.4 Risikovurdering scenarie 2: Eksponering over længere tid

Målte koncentrationer i længere tid efter et uheld med ituslåede energisparepærer/lysstofrør er angivet ovenfor i afsnit 5.1.4 Eksponeringsberegninger.

Umiddelbart ligger den målte "peak"-værdi på 0,029 mg Hg/m³ langt over DNEL-værdien for langtidseffekter (0,0004 mg Hg/m³), men under DNEL-værdien for korttidseksponering (0,033 mg Hg/m³). Værdierne er dog ikke sammenlignelige, da den høje eksperimentelle værdi blev målt kortvarigt i forbindelse med f.eks. støvsugning og udelukkende lige over gulvhøjde. De målte værdier er således ikke et udtryk for den gennemsnitlige koncentration i rummet.

Stahler et al. (2008) viste dog ved forsøgene, at det kunne være fra et par dage til mere end 60 dage, før koncentrationen lige over gulvhøjde kom under 0,0003 mg Hg/m³ – som er den amerikanske referencekoncentration (langtidskoncentration uden skadelige effekter), der blev brugt som pejlemærke. Det kan således ikke udelukkes, at der kan være risiko for sundhedsskadelige effekter (især for børn, der kravler i gulvhøjde) efter oprydning af en ituslået sparepære/lysstofrør, hvis man ikke er opmærksom på at lufte godt ud jævnlige – også i månederne efter uheldet.

Erfaringerne fra Stahler et al. (2008) viser således, at det har stor betydning at fortsætte udluftningen efter uheldet – især i forbindelse med rengøring, og især hvis uheldet er sket på et gulvtæppe - også selvom der umiddelbart ser rent ud.

5.3 Sammenfatning og diskussion

Eksposering over kort tid

For eksponeringsscenarioet med 30 minutters udsættelse for kviksølvdampe under oprydning af en ituslået energisparepære/lysstofrør, er der anvendt en LOAEL-værdi på 1 mg Hg/m^3 til at beregne $\text{DNEL}_{\text{kort}}$ -værdien. Denne LOAEL-værdi dækker over et par timers udsættelse i arbejdsmiljøet og dermed længere end den antagede eksponeringstid på 30 minutter, men dog alligevel relativt tæt på denne.

Forsøg i praksis, som beskrevet i kapitel 3, viser, at op til 7 % af kviksølvet i en energisparepære/lysstofrør fordamper i løbet af de første par minutter og at op til 13 % fordamper i løbet af 8 timer efter et uheld med en ituslået energisparepære. Det er derfor forudsat, at 10 % af den totale mængde kviksølv i en energisparepære eller et lysstofrør fordamper i løbet af en halv time.

I beregningerne i dette projekt er det antaget, at 10 % fordamper momentant til tiden 0, og at den resulterende koncentration er konstant i en halv time, hvis der ikke er nogen ventilation. Beregningerne viser, at med denne antagelse vil koncentrationen af kviksølv i indeluften komme over $\text{DNEL}_{\text{kort}}$ -værdien og således kunne udgøre en risiko. Efter 10 minutters udluftning med alle vinduer og døre åbne, vil kviksølvkoncentrationen i indåndingszonen på 2 m^3 være under $\text{DNEL}_{\text{kort}}$ -værdien for energisparepærer med lavt indhold af kviksølv ($\leq 2,5 \text{ mg Hg}$), og således ikke udgøre nogen akut risiko. Efter 15 minutters kraftig udluftning er koncentrationerne i indåndingszonen under $\text{DNEL}_{\text{kort}}$ -værdien for energisparepærer med det i dag tilladte indhold af kviksølv ($\leq 5 \text{ mg Hg}$), og efter 30 minutter er kviksølvkoncentrationen under $\text{DNEL}_{\text{kort}}$ -værdien for alle de beregnede niveauer af kviksølv i energisparepærer og lysstofrør.

Der er imidlertid en række usikkerheder i beregningerne, bl.a. forudsættes der momentan fordampning til tiden 0, og at $\text{DNEL}_{\text{kort}}$ -værdien er baseret på en udsættelse af kviksølv i arbejdsmiljøet på et par timer. Disse usikkerheder og forudsætninger i beregningerne sammenholdt med en hurtigere oprydning på f.eks. 10 minutter, betyder, at der vil være tale om en eksponeringstid, der er væsentligt kortere end en halv time, hvilket betyder, at den resulterende eksponering er mindre end beregnet og dermed ikke udgør nogen sundhedsskadelig risiko.

Overordnet er der dog mange faktorer, der spiller ind for at kunne vurdere den aktuelle risiko. Der er således en række usikkerheder i beregningerne, bl.a.:

- At modellen antager, at hele mængden af kviksølv (her 10 % af den totale indholdsmængde af kviksølv i lyskilden) fordamper i det øjeblik, at uheldet sker, da beregningerne ikke tager højde for fordampningshastigheden. Kviksølv fordamper imidlertid hurtigt (7 % er fordampet indenfor et par minutter), hvorfor overestimeringen ikke er stor.

- At der i beregningerne antages, at kviksvøldampene kun spredes til indåndingszonen på 2 m³ og ikke ud over dette, samt at dampene er ligeligt fordelt i dette volumen. Denne antagelse kan medføre en overestimering.
- At modellen antager, at forbrugeren er udsat for hele kviksvølv mængden i hele eksponeringstiden – dvs. de 30 minutter det tager at rydde op – dog undtagen den mængde kviksvølv, der fjernes ved udluftning. Modellen tager således ikke højde for, at den reelle koncentration af kviksvølv i indåndingszonen formindskes, når kilden til eksponeringen (den ituslåede lyskilde) samles op i løbet af eksponeringstiden.
- At modellen antager, at kviksvøldampene er jævnt fordelt via brug af en blæser, hvorfor ventilationen også vil medføre en jævn udluftning af kviksvøldampene i rummet. Det er ikke undersøgt nærmere om kraftig ventilation virker lige så effektivt på udskiftning af luften ved gulvet, hvor kviksvøldampene er koncentreret, som ved udskiftning af luften højere oppe i rummet. Undersøgelsen af Stahler et al. (2008) viser dog, at udluftning fra et vindue også har en effekt på koncentrationen i gulvhøjde.
- DNEL_{kort}-værdien er beregnet på baggrund af en LOAEL-værdi for en eksponering på et par timer (som ikke er yderligere specificeret). I et oprydningsscenario vil der sandsynligvis kun være tale om en kortere oprydningstid – i værste tilfælde en halv time, som antaget i beregningerne. Ved en hurtig oprydning på f.eks. 10 minutter vil der være tale om en eksponeringstid, der er væsentligt kortere, hvilket betyder, at den resulterende eksponering er lavere end beregnet

Beregningerne er baseret på et uheld med en enkelt energisparepære/lysstofrør. Beregningerne indikerer således, at hvis der er tale om, at flere går itu på én gang, er det nødvendigt at sørge for kraftig udluftning med det samme, og fortsætte den kraftige udluftning i længere tid efter endt oprydning. Generelt er det vigtigt hurtigt at få samlet kviksvølvet op.

Eksponering over længere tid

For eksponeringsscenarioet med langtidsudsættelse for kviksvøldampe, hvis man ikke får ryddet ordentligt op efter en ituslået energisparepære/lysstofrør, er der anvendt en NOAEL-værdi på 0,010 mg Hg/m³ (10 µg Hg/m³) til at beregne DNEL_{langtids}-værdien.

Denne DNEL_{langtids}-værdi sammenholdes med målte niveauer ved praktiske forsøg med ituslåede energisparepærer/lysstofrør. I forsøgene var der ryddet op efter uheldet.

Beregninger og litteraturgennemgang viser ligeledes, at det er vigtigt at få samlet kviksvølvet op, hvis der skulle ske et uheld, da kviksvølv, der bliver liggende i hjemmet, kan udgøre en sundhedsmæssig risiko.

De praktiske test udført af Stahler et al. (2008) viste, at et rengjort hjem efter uheld med en pære/lystofrør, der er gået itu, stadig kan afgive kviksølv til indeluften i flere uger/måneder efter uheldet. I nogle tilfælde gik der flere uger før de målte værdier for kviksølv lå under den amerikanske langtidskoncentration for kviksølv uden skadelige effekter ($0,0003 \text{ mg Hg/m}^3$) og under den beregnede $\text{DNEL}_{\text{langtids}}$ -værdi på $0,0004 \text{ mg Hg/m}^3$. Det er således også vigtigt med ekstra udluftning efter uheld med knuste sparepærer – især i forbindelse med den almindelige rengøring/støvsugning i hjemmet, der kan betyde, at kviksølvholdigt støv hvirvles op. Udluftning har en meget væsentlig betydning i forhold til at sænke koncentrationen af kviksølv til ikke-sundhedsskadelige niveauer i boligen ved uheld.

6 Diskussion og konklusion

Kviksølv er et metal, som er flydende ved normalt tryk og temperatur, og det optræder som en tung, lugtfri sølvglinsende væske, der har et relativt højt damptryk ved stuetemperatur. Det er især kviksølvdampe, der udgør et sundhedsmæssigt problem, idet en stor del af kviksølvdampene optages gennem lungerne ved indånding, hvorimod optagelsen af det tungtopløselige og inerte metalliske kviksølv gennem huden og via mave-tarm kanalen er minimal. Kviksølv damp kan desuden let og hurtigt passere blod-hjerne barrieren og moderkagen, og dermed kan centralnervesystemet og det ufødte barn påvirkes. Længerevarende påvirkning af centralnervesystemet kan medføre symptomer såsom håndrystelser og hukommelsestab.

I energisparepærer/lysstofrør anvendes kviksølv enten i form af en HgFe forbindelse, i form af amalgamer eller i form af metallisk kviksølv. Dette kviksølv på fast eller flydende form vil være i ligevægt med kviksølv på dampform. Der vil derfor være en lille mængde kviksølv på dampform inde i lyskilden, og det er dette kviksølv på dampform, der er med til at få lyskilden til at lyse.

Hvis en eller flere energisparepærer eller lysstofrør går itu i hjemmet, vil der blive frigjort usynlig og lugtfri kviksølv damp til indeluften, så længe resterne af lyskilden/lyskilderne ikke er fuldstændig fjernet. Kviksølv dampe er syv gange tungere end luft og vil fordele sig langs gulvet i et rum med utilstrækkelig ventilation.

Det er i denne rapport undersøgt om den mængde kviksølv, der findes i energisparepærer/lysstofrør kan udgøre en sundhedsmæssig risiko, hvis en lyskilde skulle gå itu i hjemmet. Der er foretaget en vurdering af risikoen på kort sigt (30 minutters oprydning) og på længere sigt, hvis der ikke ryddes ordentligt op efter et uheld med en ituslået lyskilde.

Der er foretaget en worst-case beregning af koncentrationerne af kviksølv damp i indåndingszonen ved uheld med ituslåede lyskilder med forskellige indholdsmængder af kviksølv. Beregningerne, der også tager højde for ventilation, viser, at koncentrationerne af kviksølv i indåndingszonen, når der ryddes op, overstiger $DNEL_{\text{kort}}$ -værdien (den beregnede koncentration uden effekter), hvilket betyder, at der kan være tale om sundhedsmæssige effekter ved udsættelsen for kviksølv dampene. Beregningsmodellen indeholder dog flere usikkerheder. Der er tale om worst-case beregninger og $DNEL_{\text{kort}}$ -værdien er beregnet på data for en eksponeringstid på et par timer. Herudover viser beregningsmodellen, at kraftig udluftning er en vigtig faktor i forhold til at reducere niveauet af kviksølv dampe til ikke sundhedsskadelige niveauer i indåndingszonen. Det at få fjernet selve kilden til forureningen – den ituslåede lyskilde – så hurtigt som muligt, er også af væsentlig betydning.

Konklusionen er derfor, at når der tages højde for de nævnte usikkerheder og antagelser, så er der ikke risiko for sundhedsskadelige effekter ved kort tids udsættelse for kviksølv, når en kviksølvholdig pære/lysstofrør går itu, hvis resterne samles op med det samme og der luftes ud med det samme.

Afdampning af kviksølv vil kunne ske, så længe der er kviksølvrester tilbage i lokalet.

For længerevarende udsættelse af kviksølv i hjemmet har det ikke været muligt indenfor rammerne for dette projekt at foretage en beregning af koncentrationen af kviksølv i hjemmet, da det afhænger af mange faktorer som ventilation, hvor godt der er ryddet op osv. Derfor er $DNEL_{\text{langtids}}$ -værdi sammenlignet med koncentrationer af kviksølvdampe, der er målt ved forsøg, foretaget efter oprydning af ituslåede energisparepærer. Disse koncentrationer stammer fra diverse forsøg fundet i litteraturen.

I litteraturen beskrives således, at der ved praktiske forsøg er påvist, at et rengjort hjem efter uheld med en pære/lysstofrør, der er gået itu, stadig kan afgives kviksølvdampe i flere uger/måneder efter uheldet. I nogle tilfælde gik der flere uger, før de målte værdier lige over gulvhøjde, lå under $DNEL_{\text{langtids}}$ -værdien, hvorved kravende børn kan være udsat for koncentrationer, der kan give sundhedsskadelige effekter på længere sigt. I forbindelse med den almindelige rengøring/støvsugning i hjemmet kan kviksølvholdigt støv hvirvles op.

Konklusionen på udsættelse for kviksølvdampe over længere tid er således, at der kan være risiko for sundhedsmæssige effekter, hvis man ikke får luftet ud og fjernet alle kviksølvholdige rester (dvs. ryddet ordentligt op). Grundig rengøring hurtigt efter uheldet er derfor vigtig, og det er vigtigt at fortsætte udluftningen længe efter et uheld, da der kan afgives kviksølvdampe fra ikke synlige rester af den ituslåede lyskilde.

7 Referencer

AT, 2007. At-vejledning. Stoffer og materialer – C.0.1. Grænseværdier for stoffer og materialer. August 2007.
<http://www.at.dk/~media/3FA26655715740ED84EA28EC1191FB62.ashx>

AT, 2009. Hvad skal man gøre når en elsparepærer eller et lysstofrør går i stykker?
<http://www.at.dk/TEMAER/Kort%20information/~media/0C54B74C77484BADAC7C90D85C751ABB.ashx>

ATSDR, 1999. Toxicological profile for mercury. Agency for Toxic Substances & Disease Registry.
<http://www.atsdr.cdc.gov/ToxProfiles/TP.asp?id=115&tid=24>

Aucott M., McLinden M., Winka, M., 2003. Release of Mercury from Broken Fluorescent Bulbs. J Air Waste Manag Assoc 2003; 53: 143-151.

Bach, 1980. Elsa Bach. Voksnes belastning med kviksølv. Hellerup: DIKE, 1980.

Baughman, 2006. Baughman TA. Elementary mercury spills. Environ Health Perspec 2006; 114: 147-152.

Berlin, 1977. Berlin M. Mercury. I: Friberg L (ed). Toxicology of metals, Vol. II. EPA-600/1-77-022. Washington: USEPA, 1977. p. 301-344.

Caravati et al., 2008. Caravati EM, Erdman AR, Christianson G, Nelson LS, Woolf AD, Booze LL, et al. Elemental mercury exposure: An evidence-based consensus guideline for out-of-hospital management. Clin Toxicol 2008; 46: 1-21.

Chandrasekhar, 2007. Remediation of Indoor Airborne Mercury Released from Broken Fluorescent Lamps. Florida Department of Environmental Protection, Tallahassee, Florida. Chandrasekhar TM, 15.6.2007.
http://www.dep.state.fl.us/waste/quick_topics/publications/shw/mercury/Mercury_CFL_Dynamics-final.pdf
http://www.dep.state.fl.us/waste/quick_topics/publications/shw/mercury/Mercury_CFL_Model.xls

Clarkson et al, 2003. Clarkson TW, Magos L, Myers GJ. The toxicology of mercury – current exposures and clinical manifestations. N Engl J Med 2003; 349: 1731-1737.

Defra, 2009. Department for Environment, Food and Rural Affairs.
<http://www.defra.gov.uk/environment/business/products/roadmaps/lightbulbs.htm>

Den Store Danske, 2009.
[http://www.denstoredanske.dk/It, teknik og naturvidenskab/Kemi/Metallurgi og korrosion/legering](http://www.denstoredanske.dk/It,_teknik_og_naturvidenskab/Kemi/Metallurgi_og_korrosion/legering)

ECBs Annex 1, 2009. Listen over harmoniseret klassificering. ECBs Annex 1 til stofdirektivet med 30. og 31. tilpasning til det gamle stofdirektiv.
http://www.mst.dk/NR/rdonlyres/5F38F880-FCEB-4BC3-9870-6CF8E2BB497A/0/LOFS_Annex1.xls

ECHA Guidance Chapter R.8, 2008. Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.8: Characterisation of dose [concentration]-response for human health. May, 2008.
http://guidance.echa.europa.eu/docs/guidance_document/information_requirements_r8_en.pdf?vers=20_08_08

ECHA Guidance Chapter R.15, 2008. Guidance on information requirements and chemical safety assessment. Chapter R.15: Consumer exposure estimation. May, 2008.
http://guidance.echa.europa.eu/docs/guidance_document/information_requirements_r15_en.pdf?vers=20_08_08

Elsparefonden, 2009. <http://application.sparel.dk/asp/a-paere/query/paerewiz/liste.asp>

Energitjenesten. Beskrivelser om LED belysning.
[http://www.energitjenesten.dk/files/resource_4/friske/Lyskilder med dioder.pdf](http://www.energitjenesten.dk/files/resource_4/friske/Lyskilder_med_dioder.pdf)
<http://www.dba.dk/asp/sektion/artikler/detail.asp?ArtikelId=44785>

Energy Star, 2007. CFL and mercury: Overview of EPA efforts, Peter Banwell, Energy Star Lighting Partner Meeting, March 13, 2007.
http://www.energystar.gov/ia/partners/downloads/meetings/MercuryRecycling_Banwell.pdf (page 12).

Energy Star, 2008. Frequently Asked Questions. Information on Compact Fluorescent Light Bulbs (CFLs) and Mercury. July 2008.
http://www.energystar.gov/ia/partners/promotions/change_light/downloads/Fact_Sheet_Mercury.pdf

EU, 2002. Kommissionens beslutning (2002/747/EF) af 9. september 2002 om opstilling af reviderede miljøkriterier for tildeling af Fællesskabets miljømærke til elektriske lyskilder og om ændring af beslutning 1999/568/EF, Den Europæiske Unions Tidende, 10.9.2002, L 242/44-242/49.

EU, 2009. Kommissionens forordning (EF) Nr. 244/2009 af 18.marts 2009 om gennemførelse af Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2005/32/EF for så vidt angår krav til miljøvenligt design af ikke-retningsbestemte lyskilder i boliger, Den Europæiske Unions Tidende, 24.3.2009, L 76/3-76/15.

General Electrics, 2009.
<http://genet.gelighting.com/LightProducts/Dispatcher?REQUEST=APPLICATIONSUBPAGE&CHANNEL=Consumer&APPLICATION=General+Purpose&CATEGORY=Lamps>

Grandjean et al., 1997. Grandjean P, Weihe P, White R, et al. Cognitive deficit in 7-year-old children with prenatal exposure to methylmercury. *Neurotoxicol Teratol* 1997; 20: 1-12

Groth, 2008. Shedding light on mercury risks from CFL breakage. Prepared by Edward Groth, PhD for The Mercury Policy Project, February 2008. http://mpp.cclearn.org/wp-content/uploads/2008/08/final_shedding_light_all.pdf

Hansen E, von Freiesleben NE, Høibye L, Slot IL, Nielsen JB, Hansen CL, Hansen JH, 2008. Miljømessige og økonomiske konsekvenser af øgede offentlige grønne indkøb. Miljøprojekt Nr. 1218, 2008, Miljøstyrelsen.

Holmes et al., 2009. Holmes P, James KAF, Levy LS. Is low-level environmental mercury exposure of concern to human health? *Sci Total Environ* 2009; 408: 171-182

IPCS, 1976. IPCS. Environmental Health Criteria 1. Mercury. Geneva: WHO, 1976.

IPCS, 1980. IPCS. Environmental Health Criteria 101. Methylmercury. Geneva: WHO, 1980.

Ishitobi et al., 2010. Ishitobi H, Stern S, Thurston SW, Zareba G, Langdon M, Gelein R, Weiss B. Organic and Inorganic Mercury in Neonatal Rat Brain after Prenatal Exposure to Methylmercury and Mercury Vapor. *Environ Health Perspec*, 2010; 118; 242-248.

Jang M, Hong SM, Jae K, 2005. Characterization and recovery of mercury from spent fluorescent lamps. *Waste Manag* 2005; 25: 5-14.

KEMI, 2009. Kvicksilver i lågenergilampor och lysrör. http://www.kemi.se/templates/Page_5266.aspx

Lee et al., 2009. Lee B, Sarin L, Johnson NC, Hurt RH. A Nano-Selenium Reactive Barrier Approach for Managing Mercury over the Life-Cycle of Compact Fluorescent Lamps. *Environ Sci Technol* 2009; 43: 5915-5920.

Megaman, 2009. <http://www.megaman.cc/global/index.php>

Miljøstyrelsen, 2004. "Listen over uønskede stoffer 2004". Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 8, 2004. Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen, 2006. "Metoder til fastsættelse af kvalitetskriterier for kemiske stoffer i jord, luft og drikkevand med henblik på at beskytte sundhed". Vejledning fra Miljøstyrelsen nr. 5, 2006.

NEMA, 2000. Environmental Impact Analysis: Spent Mercury-Containing Lamps: A Summary of Current Studies, January, 2000 (Fourth Edition), Prepared by the National Electrical Manufacturers Association.

OEHHA, 2008. Office of Environmental Health Hazard Assessment. California Government. TSD for noncancer RELs. Appendix D. Individual acute, 8-hour, and chronic reference exposure level summaries. Mercury Reference Exposure Levels.

http://www.oehha.ca.gov/air/hot_spots/2008/AppendixD1_final.pdf#page=214

Osram, 2009.

<http://catalog.myosram.com/zb2b/b2b/start.do?browsername=mozilla%2F4.0%2520%2528compatible%253B%2520msie%25207.0%253B%2520windows%2520nt%25205.1%253B%2520.net%2520clr%25202.0.50727%253B%2520.net%2520clr%25201.1.4322%253B%2520.net%2520clr%25203.0.4506.2152%253B%2520.net%2520clr%25203.5.30729%2529&browsermajor=4&brows erminor=4>

Philips, 2009.

http://www.prismaecat.lighting.philips.com/ecat/Light/ApplicationRouter.aspx?fh_location=//prof/da_DK/categories<{feplg}/countries>{da_DK}/status>{act}/categories<{c_0022feplg_3092_et01gree}&fh_reftheme=da_DK_prom o_75140964,seeall,//prof/da_DK/categories<{feplg}/countries>{da_DK}/sta tus>{act}&fh_refview=summary&left_nav=dk_da&

Raposo C, Windmüller CC, Junior WAD, 2003. Mercury speciation in fluorescent lamps by thermal release analysis. *Waste Manag* 2003; 23: 879-886.

Richardson et al, 2009. Richardson GM, Brecher RW, Scobie H, Hamblen J, Samuelian J, Smith C. Mercury vapour (Hg⁰): Continuing toxicological uncertainties, and establishing a Canadian reference exposure level. *Regul Toxicol Pharmacol* 2009; 53: 32-38.

RoHS EU, 2002. DIRECTIVE 2002/95/EC OF THE EUROPEAN PARLIAMENT AND OF THE COUNCIL of 27 January 2003 on the restriction of the use of certain hazardous substances in electrical and electronic equipment.

<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2003:037:0019:0023:en:PDF>

SAES Getters, 2009. Mercury Dispensers for Fluorescent Lamps. Tilgængelig på: <http://www.saesgetters.com/default.aspx?idPage=292>

Sigai & Nesting. Patent application: Low-Mercury-Consuming Fluorescent Lamps. Inventors: A. Gary Sigai David C. Nesting, Agents: PHILIPS INTELLECTUAL PROPERTY & STANDARDS.

<http://www.faqs.org/patents/app/20090146545>

Skat, 2009. Punktafgiftsvejledning 2009-2, Del I Andre afgifter, I.1 Glødelamper mv. og elektriske sikringer. Version: Punktafgiftsvejledning 2009-2 (Gældende fra den 15. juli 2009). Tilgængelig på:

<http://www.skat.dk/SKAT.aspx?oId=111210&vId=202322&i=899&action=open#i111210>

Snijkers-Hendrickx et al., 2007. Snijkers-Hendrickx I, Lauwerijssen P, Milewski P, Bruyndoncx V. Low-mercury containing discharge lamps. Sustainable and environmental friendly lighting solutions. 2007. 11th International Symposium on the Science and Technology of Light Sources, LS11, May 20-24, 2007, Shanghia, China.

- Stahler D, Ladner S, Jackson H, 2008. Maine Compact Fluorescent Lamp Study. Maine Department of Environmental Protection.
www.maine.gov/dep/rwm/homeowner/cflreport/cflreport.pdf
- TNO, 2008. TNO Memo to the Dutch lamp recycling organisation LightRec, 28 October 2008. TNO 034 UT 2008-00093 M&L. Modtaget fra Miljøstyrelsen.
- Truesdale RS, Beaulieu SM, Pierson TK, 1992. Management of Used Fluorescent Lamps: Preliminary Risk Assessment – Final Report. Submitted to U.S Environmental Protection Agency. RTI Project No. 94U-5400-010.
- Tunnessen et al., 1987. Tunnessen WW, McMahon KJ, Baser M. Acrodynia: Exposure to mercury from fluorescent light bulbs. *Pediatrics* 1987;79:786-789.
- USEPA, 1998. Mercury emissions from the disposal of fluorescent lamps, Revised Model – Final Report Post-OMB Review, March 31, 1998, Office of Solid Waste, U.S. Environmental Protection Agency.
- USEPA, 2009. What to do if a fluorescent or other mercury-containing light bulb breaks. <http://www.epa.gov/hg/spills/#fluorescent>
- USEPA Hg, 2009. Integrated Risk Information System. Mercury, elemental. <http://www.epa.gov/ncea/iris/subst/0370.htm>.
- USEPA MeHg, 2009. Integrated Risk Information System. Methylmercury. <http://www.epa.gov/iris/subst/0073.htm>
- Wesnæs M, Thestrup J, Remmen A, 2009. Environmental Screening and Evaluation of Energy-using Products (EuP). Final Report, Miljøprojekt Nr. 1308 2009, Miljøstyrelsen.
- WHO, 1980. Recommended health-based limits in occupational exposure to heavy metals. Geneva: WHO, 1980.
- WHO, 2003. Concise International Chemical Assessment Document 50. Elemental mercury and inorganic mercury compounds: Human health aspects. First draft prepared by J.F. Risher, Agency for Toxic Substances and Disease Registry (ATSDR), Atlanta, Georgia, USA. World Health Organization, 2003.
<http://www.who.int/ipcs/publications/cicad/en/cicad50.pdf>
- WHO, 2005. WHO (World Health Organisation). Mercury in Drinking-water. Background document for development of WHO Guidelines for Drinking-water Quality. Document WHO/SDE/WSH/05.08/10, 2005. Geneva, World Health Organisation.
http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/chemicals/mercuryfinal.pdf.
- WHO, 2010. Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. Seventy-second meeting. Rome, 16-25 February 2010. Summary and conclusions, issued 16th March 2010. Food and Agriculture Organization of the United Nations, WHO, 2010.
http://www.who.int/foodsafety/chem/summary72_rev.pdf

Wikipedia. Opslag på Wikipedia. Bl.a.
<http://da.wikipedia.org/wiki/Lystofr%C3%B8r>,
http://en.wikipedia.org/wiki/Fluorescent_lamp#Principles_of_operation.
<http://da.wikipedia.org/wiki/Amalgam>

Öko-test, 2008. Öko-test nr. 10, oktober 2008. Test Energiesparlampen.
Keine Luchten.

www.datalyse.dk. Sparepærer er ikke bare sparepærer.
<http://www.datalyse.dk/carl/sparpare.htm>