

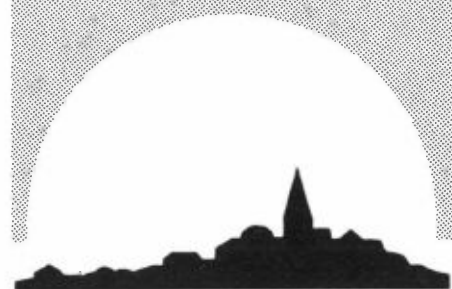
NILU TR : 2/89
REFERANSE: E-8907
DATO : FEBRUAR 1989
ISBN : 82-425-0015-0

MINERALFIBER SOM LUFTFORURENSNING

(En litteraturstudie)

DEL 1: EGENSKAPER, UTBREDELSE OG
HELSEMESSIGE ASPEKTER

O. Anda



NILU

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

FORORD

Mineralfibre i luft er uønsket i inne- og utemiljø. Rapportens første del omfatter litteraturstudier av asbest-, glass- og steinullfibre-nes egenskaper, utbredelse og helsemessige virkninger.

Den andre delen omhandler metoder for prøvetaking og identifikasjon (lysmikroskopi). For en stor del dreier også dette seg om litteraturstudier, men en beskriver også de fremgangsmåter som anvendes på NILU. Denne delen er nokså detaljert, og er beregnet hovedsakelig på personer som arbeider med fiberundersøkelser.

INNHOOLD

	Side
FORORD	1
1 INNLEDNING	5
2 FIBER - GENERELT, GRENSEVERDIER	6
3 ASBEST	8
3.1 Egenskaper	8
3.1.1 Generelt	8
3.1.2 Krysofil	10
3.1.3 Amfibolasbest	11
3.2 Utbredelse	13
3.2.1 Produksjon og anvendelse	13
3.2.2 Utslippskilder	14
3.2.3 Forekomst i luft	16
3.3 Helse-effekter	21
3.3.1 Generelt	21
3.3.2 Litt om kroppens rensemekanismer	23
3.3.3 Asbestosis	24
3.3.4 Lungekreft	24
3.3.5 Bryst- eller bukhinnekreft	24
4 "MAN-MADE" MINERALFIBRE (MMMF)	26
4.1 Generelt	26
4.2 Utbredelse	27
4.2.1 Produksjon	27
4.2.2 Forekomst i luft	28
4.3 Helse-effekter	32
5 REFERANSER	34

MINERALFIBER SOM LUFTFORURENSNING

(En litteraturstudie)

DEL 1: EGENSKAPER, UTBREDELSE OG HELSEMESSIGE ASPEKTER.

1 INNLEDNING

Kjennskap til og bruk av asbest går langt tilbake i tiden, i alle fall til oldtiden, og sannsynligvis har den vært kjent i over 4 000 år (OECD, 1982). I kommersiell bruk kom asbest i slutten av forrige århundre.

Allerede i begynnelsen av dette århundre hadde en mistanke om at asbest var helseskadelig å inhalere. En relaterte imidlertid asbesteksponering hovedsakelig til en predisposisjon for tuberkulose. Det var først i 1924 Cooke dokumenterte en sammenheng mellom asbest og sykdommen asbestosis (Carton og Kauffer, 1980). I forlengelsen og som komplikasjon av asbestosis kan så lungekreft oppstå. Også i fordøyelseskanalene kan kreft oppstå som følge av asbestkontaminering av luft, vann og matvarer.

Det er vanskelig å finne gode erstatningsmaterialer for asbest p.g.a. dennes gode varmeisolerende egenskaper. Likevel er asbest på vei ut av bruk p.g.a. den helsemessige risiko den representerer. Asbestholdige bygningsmaterialer skiftes ut med andre materialer. Slike rivningsarbeider er forbundet med helsefare. Det finnes ennå store asbestmengder bundet, særlig i den noe eldre bygningsmasse. Det er derfor viktig for samfunnet å ha gode kunnskaper om asbestens egenskaper og virkninger.

Det skjedde en hurtig produksjonsvekst av glassull- og steinullfibre i midten av 1970-årene (Krantz, 1988). Fibrene anvendes hovedsakelig i bygningsbransjen som varmeisolerende materiale, og i noen utstrekning som erstatning for asbest.

Undersøkelser (Schneider, 1984) har vist at glass- og steinull kan gi irritasjon av hud og i øye i industri hvor slike fibre produseres og bearbeides. Øket risiko for lungekreft er også dokumentert (WHO, 1986), men er i så måte langt mindre farlig enn asbest.

2 FIBER - GENERELT, GRENSEVERDIER

I luftforurensningssammenheng defineres gjerne en fiber som en partikkel hvor forholdet mellom lengde og diameter er minst 3.

Teoretiske beregninger viser at menneskenes nesehår er meget effektive filtre for fibre over 100 μm i lengde (over 90% effektivitet uansett fiberdiameter). Likevel har en funnet fibre $>100 \mu\text{m}$ i lungevev ved post mortem-undersøkelser (Olsen, 1975).

En regner mineralfibre $<3 \mu\text{m}$ i diameter for respirable. Det betyr at disse fibrene i stor grad følger luftstrømmen og kan avsettes i lungeblærene (alveolene) (Schneider, 1983).

Filtreringseffektiviteten i luftveiene bestemmes i hovedsak av partikkelenes sedimentasjonshastighet i luft, som er tilnærmet like stor for runde partikler og fibre av samme diameter (Stöber et al., 1970). Herav følger at bare fibrene er tynne nok, vil de kunne nå ned i lungene selv om de er relativt meget lange.

For sfæriske partikler er det vanlig å karakterisere disse som tilhørende grovfraksjonen når diameteren ligger mellom 2,5 og 10 μm . Disse partikler avsettes stort sett i svelg og luftrør.

Inhalerbare partikler omfatter dem som har diameter $<10 \mu\text{m}$.

Fibre med diameter $\leq 1,5 \mu\text{m}$ og lengde $\geq 8 \mu\text{m}$ kalles Stanton-fibre og er av spesiell toksikologisk interesse.

Arbeidstilsynet har gitt følgende grenseverdier for fiber i yrkesmessig arbeidsatmosfære (Direktoratet for arbeidstilsynet, 1988). I sammensetningen f/m^3 luft står f for fibre.

- Alle former for asbest: $0,1 \times 10^6 f/m^3$ luft (unntatt herfra er krokidolitt hvor tallet ennå ikke er spesifisert, men vil sannsynligvis bli noe lavere).
- Industrielt fremstilte uorganiske fibre (= MMMF): $10^6 f/m^3$ luft.

For ikke-yrkesmessig innemiljø har vi ingen tallgitte retningslinjer for asbest i Norge. Det kan nevnes at for engelske skoler gjelder som veiledning at asbestkonsentrasjonen i luften skal være $<500 f/m^3$ luft (fiberlengde $\geq 5 \mu m$) (Spurny, 1987).

MMMF (man-made mineral fibres) vil hovedsakelig i praksis være glassull- og steinullfiber. Når en bare bruker uttrykket mineralfibre (MF), inkluderes også asbest.

De ovennevnte grenseverdier refererer seg til bruk av lysmikroskopi for telling. Metoden er standardisert (WHO, 1985) og gjør bruk av fasekontrastmikroskopi (PCOM).

Etter som en fjerner seg fra MF-relatert industri blir luftens innhold av slike fibre raskt atskillig lavere, oftest under $1\ 000 f/m^3$ luft. PCOM-metoden er da utilfredsstillende å bruke både p.g.a. at den er så lite spesifikk (kvalitativ) og p.g.a. for dårlig oppløsning. Senere i rapporten (del 2) vil den fremgangsmåte som anvendes på NILU og dens begrensning bli gjennomgått.

3 ASBEST

3.1 EGENSKAPER

3.1.1 Generelt

A-sbest kommer fra gresk og betyr uslokkelig.

Asbest representerer en mineralform og ikke noe spesifikt mineral. Den forekommer hovedsakelig i fjell som årer av hvite, grå eller brunaktige trevlete eller fibrøse masser sammensatt av tynne glinsende, bøyelige tråder (fibriller). To grupper av mineraler danner asbestformen. Det er serpentin og amfibol. Krysofilasbesten tilhører serpentin-gruppen. Alle de andre er amfiboler. Fibrillene kan ha diametre helt nede i 0,02 μm for krysofil og 0,1 for amfibolene. Asbest kan spinnes og veves til klær. Opphavsbergartene til asbest er SiO_2 -fattige, oftest magnesium- og jernrike, dolomittiske eller kalk bergarter.

Både krysofil og amfibolene har Si_2O_5 -tetraedre som strukturell basisenhet. Forskjellen ligger i hvordan tetraedrene er plassert i rommet i krystallgitteret.

Tabell 1 viser typiske egenskaper til asbesttypene (OECD, 1982). De optiske egenskaper vil bli behandlet separat i delrapport 2. Alle de angitte asbesttyper har sin ikke-asbestoide mineralekvivalent, dvs. mineraler som ikke er utviklet som fibertråder. De tilhører alle det monokline krystallsystem, unntatt antofyllitt som tilhører det ortorhombiske system.

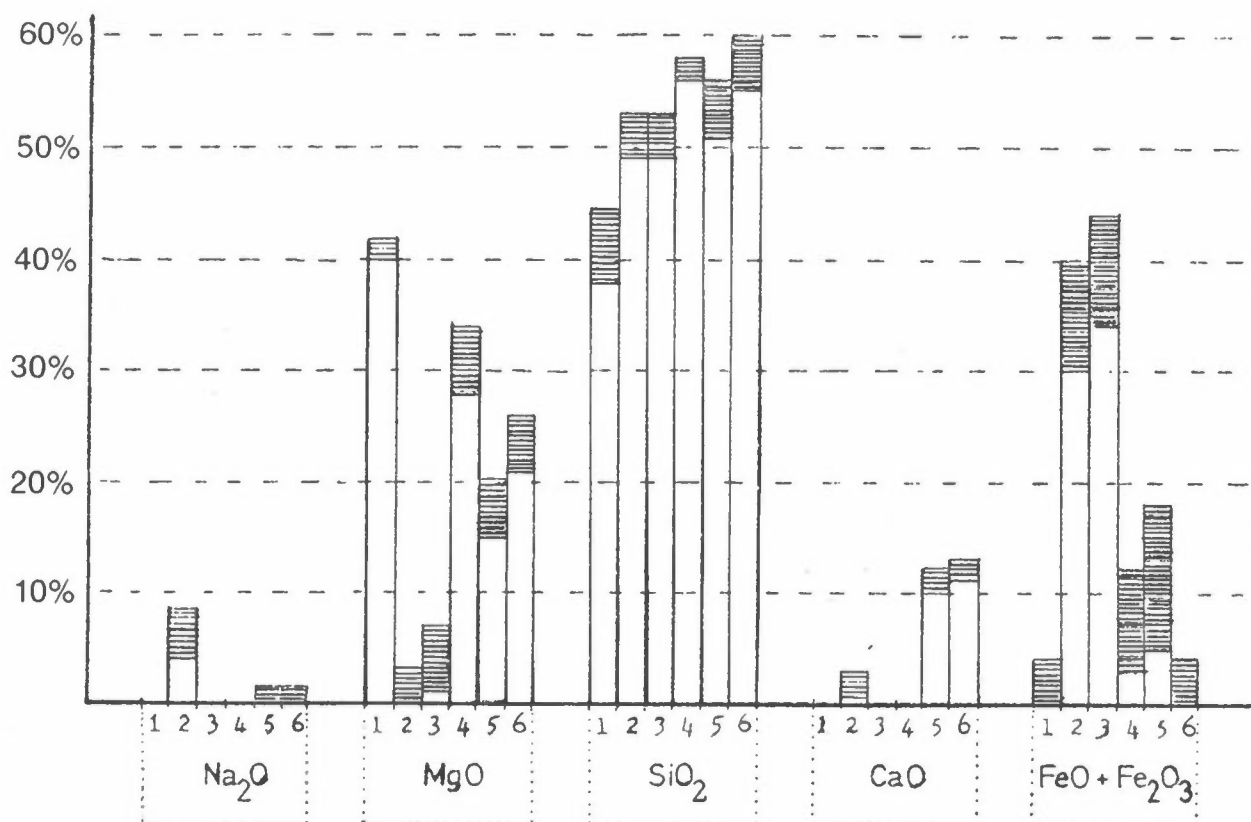
Karakteristiske og generelle egenskaper for asbest som bruksmateriale er god isolasjonsevne mot varme og elektrisitet, god bestandighet mot kjemiske angrep samt god strekkfasthet.

Krysofil utgjør 95% av verdensproduksjonen. Av amfibolasbestene er det bare krokidolitt, amositt og antofyllitt som har kommersiell betydning (Olsen, 1975).

Tabell 1: Typiske egenskaper til asbestene.

ASBEST-TYPER Kjemisk formel → Div. andre navn →	1. KRYSOFIL $Mg_3Si_2O_5(OH)_4$ Hvit asbest	2. KROKIDOLITT $Na_2Fe_2^+Fe^{3+}Si_4O_{22}(OH)_2$ Blå asbest	3. AMOSITT $(Fe^{2+}, Mg, Si_4O_{22}(OH)_2$ Brun asbest	4. ANTOFYLLITT $(Mg, Fe^{2+}, Si_4O_{22}(OH)_2$ Gul asbest	5. AKTINOLITT $Ca_2(Mg, Fe^{2+})_5Si_8O_{22}(OH)_2$	6. TREMOLITT $Ca_2Mg_5Si_8O_{22}(OH)_2$
Tilsv. ikke-asbestoid form Fiberorientering in situ.	Antigoritt På tvers, og langs	Riebeckitt Tvers	Omningtonitt-Gruneritt Tvers	Langs, uorientert	Langs eller som masse	Langs eller som masse
Farge	Åreveggen Grønn, grå, gulaktig til hvit	Blå	Grå, gul til mørk brun	Hvit	Grønnlig	Gråhvit, grønnlig, gulaktig og blålig
Glans	Silkeaktig	Silkeaktig til matt	Glassaktig, noe perlemorglans	Glassaktig til perle- morglans	Silkeaktig	Silkeaktig
Tetthet	2,4-2,6	2,8-3,4	3,1-3,6	2,8-3,2	3,0-3,2	2,9-3,2
Hardhet	Ripes meget lett m/kniv	God	God	Dårlig	Dårlig	-
Bøyelighet (spinbarhet)	Meget god	1,44-4,66	1,44-2,58	2,45	-	-
Strekfasthet ($10^3 N/mm^2$)	3,64-3,78	147-170	143	156	-	-
Elastisitetsmodul ($10^3 N/mm^2$)	145	6,7	-	8,4	-	-
Dielekt. konst. (220V/60 Hz)	33,7	-	-	-	-	-
Sp.motstand v/50% RH ($10^6 \Omega cm$, sterkt RH-avhengig)	0,01-1	34-95	14-1 400	1 700-2 100	-	-
Varmebestandighet	God, men blir sprø	Dårlig, smelter	God, men blir sprø	Meget god	-	Bra
Fibrill diameter (μm). Min.- verdier	0,02-0,025*	0,08	0,1	0,1-4	0,1-4	0,1-4
Kjemiske egenskaper	Danner gele av SiO_2 med HCl	Uløselig i syrer	Bare løselig i HF Blir sort ved rød- glødning hvis Fe-rikt	Dekomp. bare i HF Transformeres lett til talkum og antigoritt	Løselig bare i HF. Blir rødt ved rød- glødning.	Løselig bare i HF. Blir rødt ved rød- glødning.

* Typisk 0,04 μm . Ekstremverdi på 0,01 er sett (Holt, 1988).

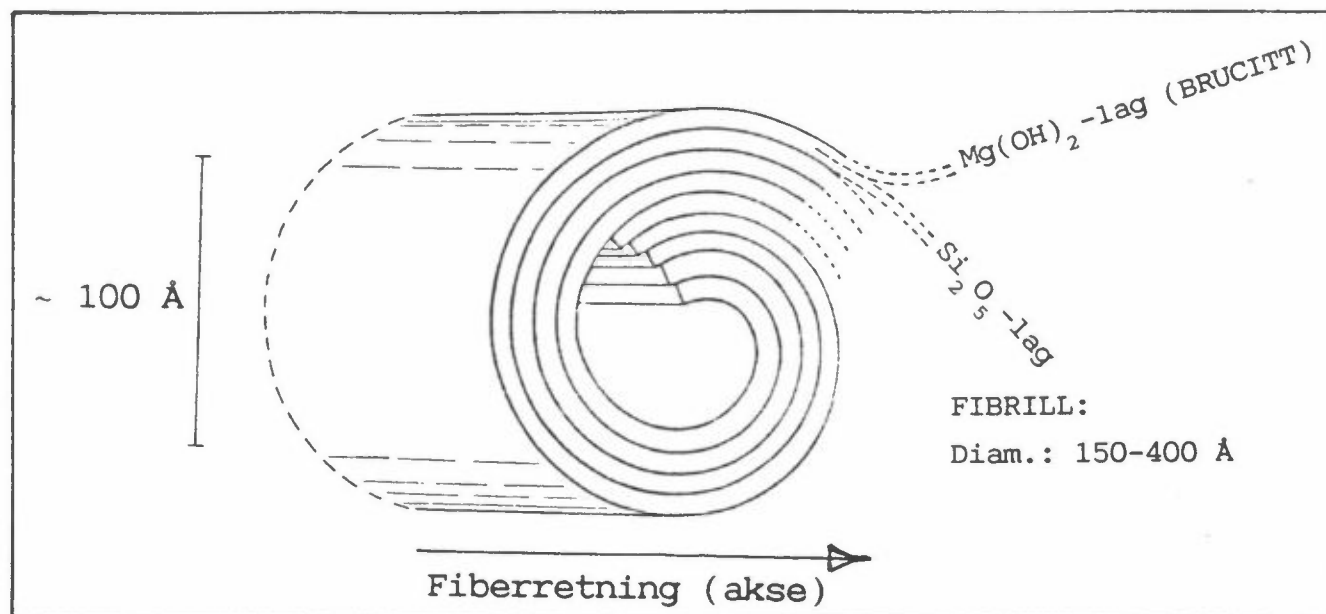


Figur 1: Kjemisk sammensetning av naturlig forekommende asbest. Tallene (1-6) refererer til asbesttype i tabell 1. Bare de komponenter som identifiserer de forskjellige asbesttyper, er tatt med. Skravering indikerer spredning i måleresultatene (Speil & Leinweber, 1969).

3.1.2 Krysotil (gresk: chrysos-tilos = gullfiber)

Krysotil finnes sammen med antigoritt i serpentin-bergarter og i omvandlet peridotitt og pyroksenitt. Antigoritt er vanligste ikke-asbestoid-form av serpentin. Krysotil dannes ved omvandling av ferromagnesium-mineraler som olivin, augitt og i sjeldnere tilfeller hornblende. Sammen med krysotil vil en ofte finne magnetitt, kloritt, talkum og vermiculitt. Små mengder av to- og treverdig jern kan forekomme (Heinrich, 1965).

Figur 2 viser oppbygging av krysotilfibrill (Olsen, 1975).



Figur 2: Oppbygging av krysotil. Basisstrukturen er et krystallflak bestående av et magnesiumhydroksidsjikt og et silisiumoksid-sjikt. Små forskjeller i gitterkonstantene for disse to sjikt fører til at det sammensatte krystallflak krummes. Typisk består "veggen" i en krysotilfibrill av et ti-tall slike flak (Olsen, 1975).

Som en ser av figuren har krysotil et lag brucitt ytterst i krystallstrukturen. Dette vil med destillert vann gi alkalisk reaksjon med pH 10,3. Er vannets pH ≤ 3 , fjernes Mg-ionene, og silicalaget (Si_2O_5) blottlegges.

Krysotiloverflaten, som er meget stor, kan bli opptil $50 \text{ m}^2/\text{g}$. Ved fjerning av Mg kan overflatearealet øke til $450 \text{ m}^2/\text{g}$ (OECD, 1982). Se for øvrig tabell 1 over krysotils egenskaper.

I elektron-mikroskop vil en kunne se krysotilfibrillene som rørformige med den "hule" del fylt av et stoff med lavere elektrontetthet.

3.1.3 Amfibolasbest

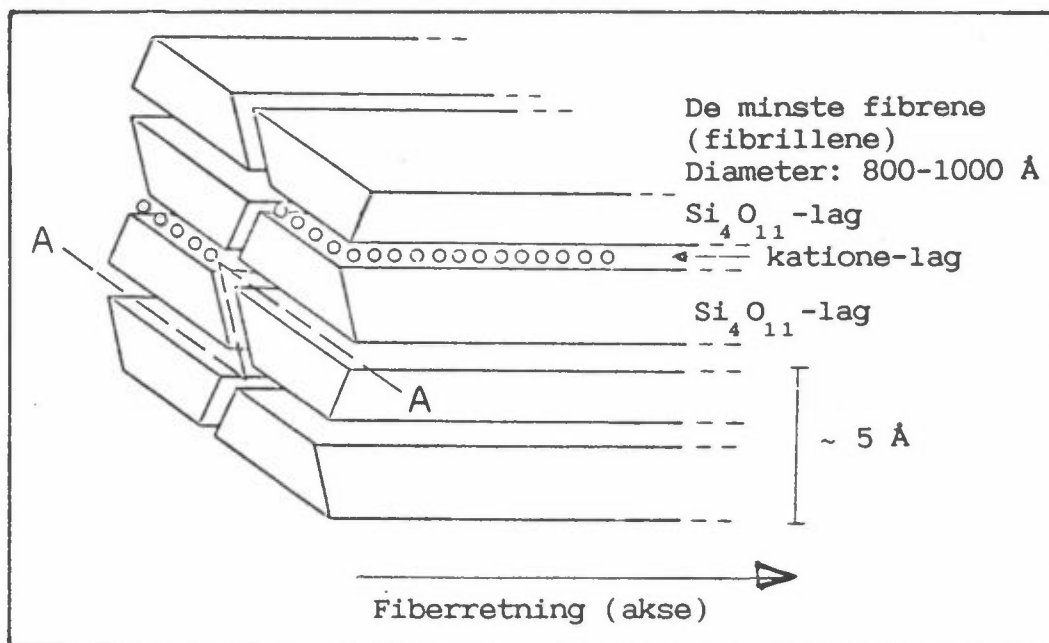
De kommersielt anvendte amfibolasbestene kommer i hovedsak fra Sør-Afrika. De vanligste typene er krokidolitt (av gresk: krokys lithos - ullflak stén) og amositt (konstruert av bokstaver i gruve navn i Sør-Afrika, et såkalt akronym).

Amfibolasbestene dannes ved termisk omvandling (metamorfose) i året (båndet) jernholdig sten, og i vulkanske bergarter. De forekommer som korte og rette fibre, noen ganger parallelt med, andre ganger på tvers av åreretning. De finnes også i uorienterte strukturer.

Antofyllitt (gresk/latin: anthophyllus - kløyvd, spaltet) kan påtreffes i omdannede mørke Mg- og Fe-rike (ultramafiske) bergarter, spesielt i serpentinitter, og kan være assosiert med talkum. Antofyllitt forekommer gjerne som lange "tavler" som ofte er sprø.

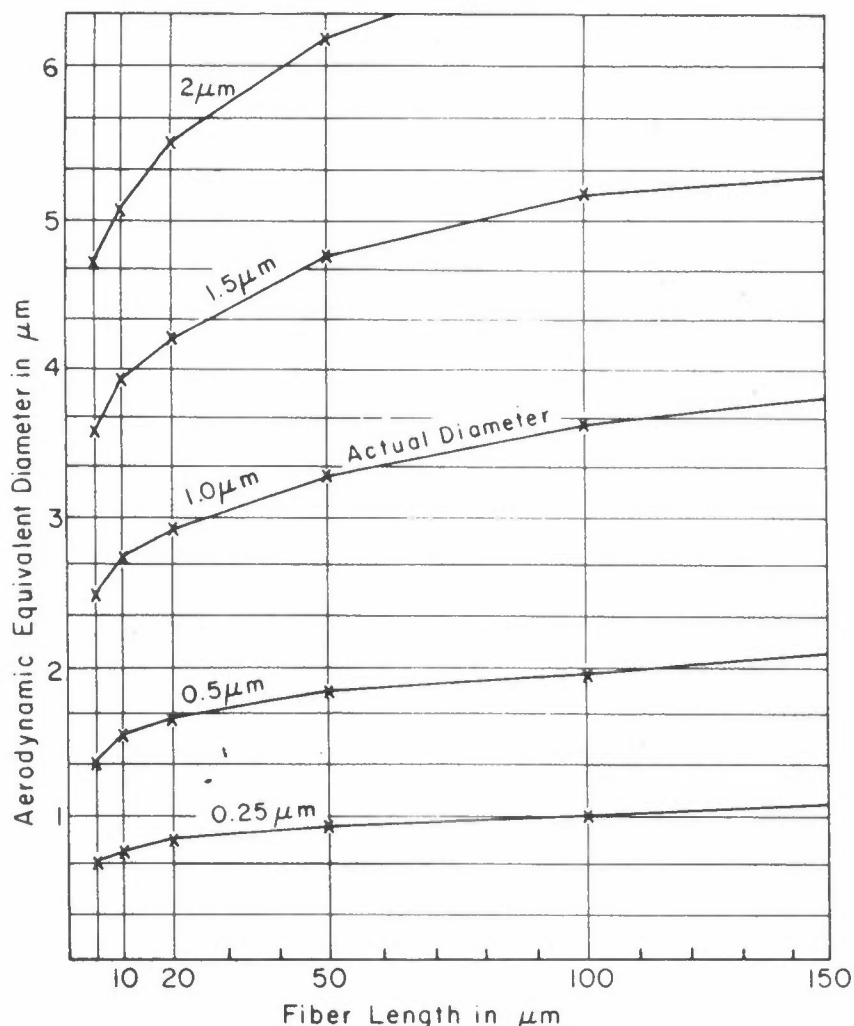
Aktinolitt (gresk: aktis lithos - stråle sten) og tremolitt (av lokalitetsnavnet Val Tremola, Sveits) finnes i grønskifere, kalkstein og hornfels. Aktinolittkrystallene viser ofte den typiske amfibolspaltingen (56° og 104°). Tremolitt er gjerne tagget i fiberendene (OECD, 1982; Olsen, 1975; Trøger, 1979).

Tremolitt er en vanlig "forurensning" (0-5%) i krysotil (Holt, 1988). Figur 3 viser oppbyggingen av amfibolasbestkrystallen. I likhet med krysotil, men i noe svakere grad, har også amfibolasbesten en polar overflate, dog med motsatt ladning (positiv). Overflatearealet for fullstendig fibrøst materiale er $\sim 15 \text{ m}^2/\text{g}$ (OECD,, 1982).



Figur 3: Oppbyggingen av de amfibole asbesttyper. Amfibolfibrillene består av to silisiumoksidbånd med et mellomliggende lag av kationer. Amfiboltypen bestemmes av kationeinholdet. Splitting av en fiberbunt vil foregå mellom fibrillene (som f.eks. langs A-A i figuren) (Speil & Leinweber, 1969).

Figur 4 viser sammenhengen mellom amosittfibrenes lengde og diameter og ekvivalent aerodynamisk diameter (Gross, 1981 etter Stöber, 1972).



Figur 4: Sammenheng mellom amosittfibrenes lengde og diameter og ekvivalent aerodynamisk diameter (Stöber et al., 1972).

3.2 UTBREDELSE

3.2.1 Produksjon og anvendelse (OECD, 1982; WHO, 1987)

I 1983 var asbestproduksjonen på verdensbasis $4,2 \cdot 10^6$ tonn. Produksjonskurven har flatet ut noe de siste årene etter en lang stigningsperiode på omkring 100 år. 95% av denne produksjonen er i dag kryso-til. De resterende 5% utgjøres hovedsakelig av krokidolitt og i noe mindre grad amositt.

De to største asbestprodusenter i verden er Sovjetunionen og Canada hvor produksjonen i 1983 var henholdsvis $2,25 \cdot 10^6$ tonn og $0,83 \cdot 10^6$ tonn (Toft og Meek, 1986).

I Vest-Europa anvendes 70-90% av asbesten i bygningsbransjen (byggnings- og isolasjonsplater). Asbestsementrør og -plater inneholder fra 15 til 30% asbest.

Et stort antall produkter, kanskje rundt 3 000, inneholder asbest. Noen av de viktigste produktene er asbestsementprodukter, gulvfliser, pakninger, plater for montering av elektronikk m.m. En må imidlertid regne med at asbestens "storhetstid" som et mangfoldig produktmateriale er på vei nedover, og dette vil nok fortsette etter hvert som en finner erstatningsmaterialer.

3.2.2 Utslippskilder

Emisjonskildene for asbest kan deles i 6 hovedgrupper (WHO, 1987):

1. Gruvedrift inkludert bearbeiding til salgbart råstoff.
2. Produksjon av asbestprodukter.
3. Byggevirkosomhet.
4. Transport og bruk (slitasje) av asbestholdige produkter.
5. Deponering av avfall.
6. Naturlige forekomster i fjell og løsmasser.

Under pkt. 4 inngår også slitasje av asbestholdige bremsebånd, som inneholder fra 10 til 30% asbest i europeiske og japanske biler (50-60% i USA). En finner mindre asbest i luften fra trafikken enn innholdet i bremsebåndene skulle tilsi. Dette kan skyldes nedbryting av krysotil (ved temp. $>500^{\circ}$ som punktvis kan oppstå ved relativt kraftig bremsing) til amorf fase eller at fibrene mikromales til et ikke-fibrøst produkt (OECD, 1982).

Jacko et al. (1973) har studert bremsing i trafikken i praksis og fant at det meste av asbesten ble overført til de ikke-asbestoide mineralene olivin eller forsteritt. De fant således at bare vel 0,2% av det

totale slitasjematerialet fra bremsebånd fortsatt var krysotil, og av dette igjen var ca. 3% luftbårent. Tallene representerer gjennomsnitt av ulike kjøretøyer. Den totale asbestemisjon for henholdsvis personbil og lastebil var 18 og 54 μg asbest pr. km, men kun 0,2% av dette blir altså luftbårent. Hvor mye av dette som virvles opp igjen etter å ha nådd bakken, dvs. resirkulerer, ga ikke undersøkelsen svar på.

Noe uenighet hersker det omkring omvandlingen av asbest under nedbremsing. Alste et al. (1976) fant således ved sine undersøkelser i laboratoriet at asbesten ikke forandret krystallstruktur, men bare ble utsatt for en reduksjon i fiberlengde. Men også dette arbeid viste at den luftbårne delen av bremsebåndrelatert asbest er liten.

Emisjonenes størrelse fra gruppe 6 har vært mindre undersøkt, men en vet at lokalt kan dette representere et stort problem. Asbestfibre løftes fra bakken fra naturlig asbestholdige bergarter ved menneskelig aktivitet, f.eks. ved veibygging, trafikk, og også som følge av samspillet erosjon/meteorologiske forhold. I denne sammenheng vil det ofte også forekomme andre typer mineralske fibre som wollastonitt, zeolitter (f.eks. erionitt), attapulgitt, sepiolitt, fibrøst SiO_2 og Al_2O_3 samt fibrøs gips.

Rhol et al. (1977) og Cooper et al. (1979) har vist at langs veier som ligger i fjell hvor særlig serpentinit forekommer i større mengde i veidekket, vil avgivelsen av krysotil til omgivelsene kunne bli meget høy.

En har beregnet for Tyskland at det i 70-årene ble frigitt ca. 10 tonn asbest pr. år til atmosfæren fra asbestholdig asfalt. Beregningen er basert på slitasje av 75 g asbest pr. m^2 asfalt pr. år (OECD, 1982).

Hvilken emisjonskilde som er størst avhenger av hvor i verden en befinner seg. I land med stor asbestutvinning og bearbeiding (som f.eks. Canada) vil denne virksomhet dominere totalt. I andre land vil ofte asbestemisjonen være knyttet til bygningsmaterialer, det være seg produksjon, byggevirksomhet, slitasje og riving. Noen forskere (Spurny et al., 1979) mener at gruppe 6 (naturlige forekomster) er den største asbestkilden globalt sett.

3.2.3 Forekomst i luft

Når en de siste årene har fokusert sterkt på asbest, skyldes det den helsefare dette stoff kan representere. Nå vet en at fibrenes form og størrelse er av viktighet i denne sammenheng. Midlere fiberdimensjoner fra uavhengige fiber-lengde og -diametermålinger kan ikke anvendes til å estimere midlere fibervolum og vice versa, fordi disse to hver for seg midlede grupper har et ukjent forhold til volumfordelingen (Carpenter et al., 1983). Det er derfor lite tilfredsstillende å angi en fibermengde i vekt. Fibermengde bør angis i antall pr. volumenhet luft. Fibrene bør klassifiseres i størrelsesfraksjoner (diameter og lengde), og det må opplyses om hvilket telleutstyr som er brukt.

Det er bare elektronmikroskop av typen TEM som i dag kan visualisere de aller minste asbestfibrene, og det er disse det finnes mest av. En har imidlertid ikke vurdert disse som like helsefarlige som de noe større fibrene. En vil senere komme tilbake til dette.

En standardisert metode med fasekontrastmikroskopi (PCOM) er vanlig i bruk. Ifølge denne standard måles fibre med lengde $>5 \mu\text{m}$ og diameter $<3 \mu\text{m}$ (respirabel) hvor kriteriet for fiber er $\text{lengde:diameter} > 3$. Minste synlige diameter ligger i området $0,15\text{-}0,2 \mu\text{m}$. Med elektronmikroskop av typen SEM vil en i praksis komme ned i $0,05 \mu\text{m}$, men partiklene må opp i samme størrelse som er synlig i lysmikroskop for å kunne røntgenanalyseres (EDXA).

Tabell 2 og 3 viser hvilke asbestkonsentrasjoner en har i luft i miljøer hvor mennesker ferdes. Som et grovt gjennomsnitt synes asbestkonsentrasjonen å ligge i intervallet $200\text{-}1\ 000 \text{ f/m}^3$ med typisk verdi på 500. En har da tatt hensyn til både innen- og utendørs forhold. I middel har en videre funnet at asbestkonsentrasjonen inne er litt høyere enn ute (Commins, 1986).

Tabell 2: Asbestkonsentrasjoner i inne- og uteluft (respirable fibre).

Type omgivelser	$\times 10^3$ f/m ³ luft			Merknader m/referanser
	Σ fiber	fiberlengde	>5 μ m	
	TEM ¹		SEM ²	
INNE:				
T-banesystem Yrkesbelastninger (Occup.)	21 000 ³	120 100-1 000	0-3 ⁴	fra Stockholm (Chatfield, 1983) fra USA (Paull et al., 1986) normaltall (Athree-Williams, Preston, 1985)
I bygg med og uten asbestkilder		<1 0.06-4		uten asbestkilde (WHO, 1987) med asbestkilde, USA (Paull et al., 1986)
UTE:				
Asbestgruvesamfunn	47.2 1.3-4.5	7.8 0.1-1		fra Canada (Lebel, 1984) normaltall (WHO, 1987) fra Tyskland (Friedrichs et al., 1983)
Diverse byområder med trafikk	7-85	1-3 0.02-0.75	0-2.2	fra Australia (Felbermayer, Ussar, 1980) fra Stockholm sentrum (Chatfield, 1983) fra USA (Paull et al., 1986) normaltall (WHO, 1987)
Småsteder langt fra kjente asbestkilder	0.6-0.7 0-14	<0.1 0-11	0-0.1	fra Tyskland (Friedrichs et al., 1983) fra Australia (Felbermayer, Ussar, 1980) fra Canada (Lebel, 1984)

1) Transmisjonselektronmikroskopi (TEM).

2) "Scanning" elektronmikroskopi (SEM).

3) Det høye tall tilskrives oppbremsing av togene samt åpent asbestholdig isolasjonsmateriale.

4) I denne undersøkelsen ble v.h.a. SEM også funnet $0-13 \times 10^3$ MMMF/m³ luft samt $0-63 \times 10^3$ organiske fibre/m³ luft.

Tabell 3: Normale konsentrasjoner (vekt) av asbestfibre i luft referert til forhold i USA (Paull et al., 1986).

Summary of Environmental Asbestos Exposure Levels ^A		
Type of Environmental Exposure	Measured Concentration ^B (ng/m ³)	
	Range	Median
Outdoor, Urban	0.7- 22.5	2.1
Indoor, Asbestos-Containing Materials Present	1.8-121.5	18.0
Occupational	3 000-30 000 ^C	15 000 ^D

A) Adapted from National Research Council, National Academy of Sciences

B) Based on conversion factor of $30 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 1 \text{ fiber}/\text{cc}$ ($>5 \mu\text{m}$ length)

C) Highly variable and dependent on fiber size resulting from particular industrial process

D) Median concentration levels for occupational exposures estimated from the average concentration range in fibers/cc.

I tabell 4 er tatt med en vurdering av forholdstall mellom asbestkonsentrasjoner innendørs og utendørs fra USA.

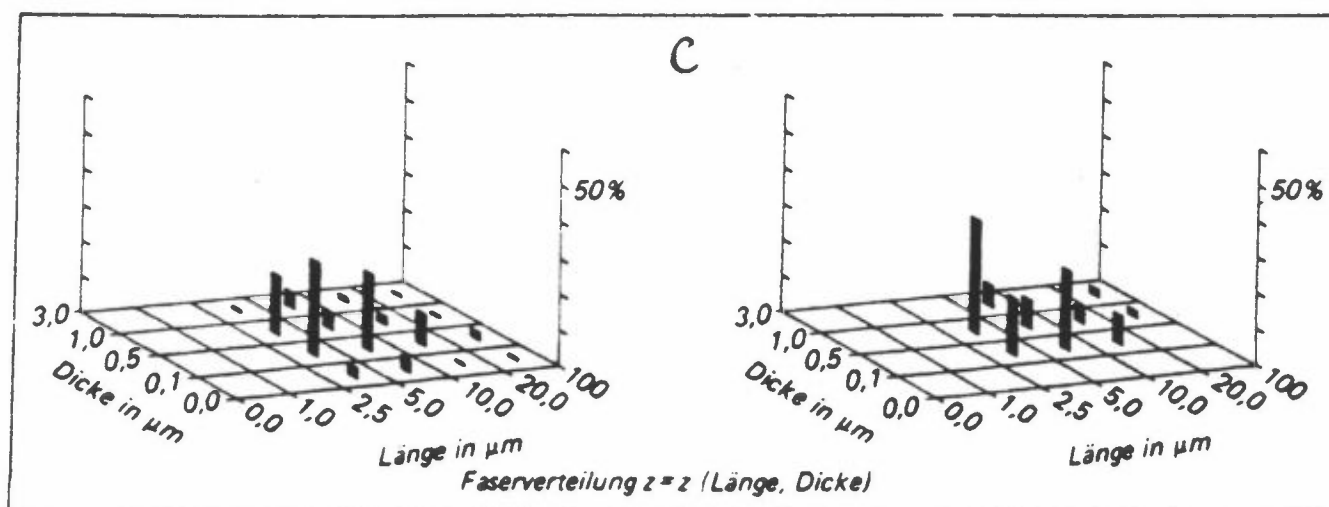
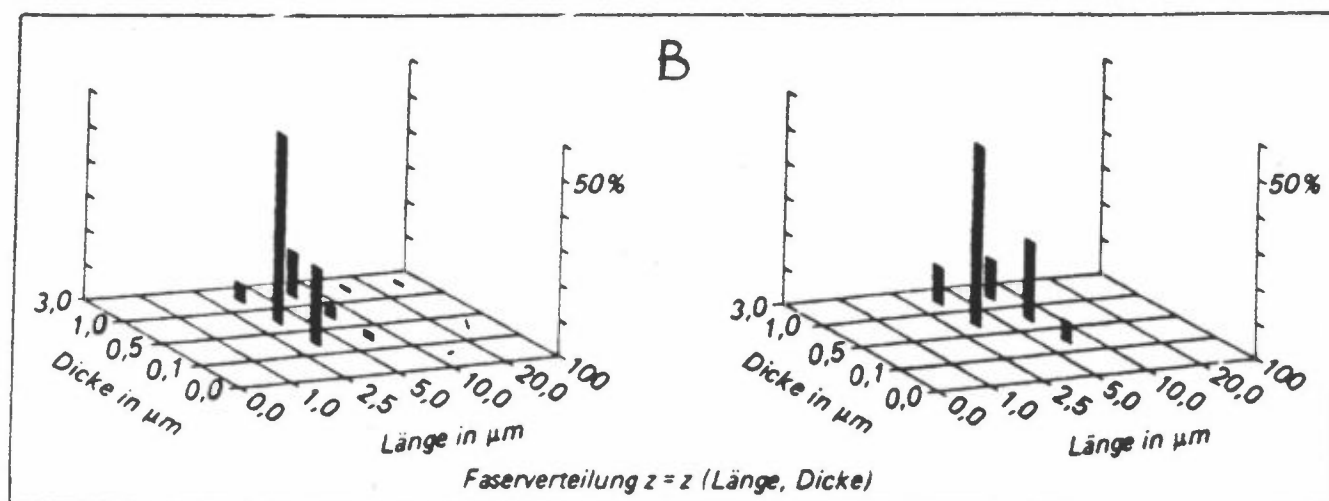
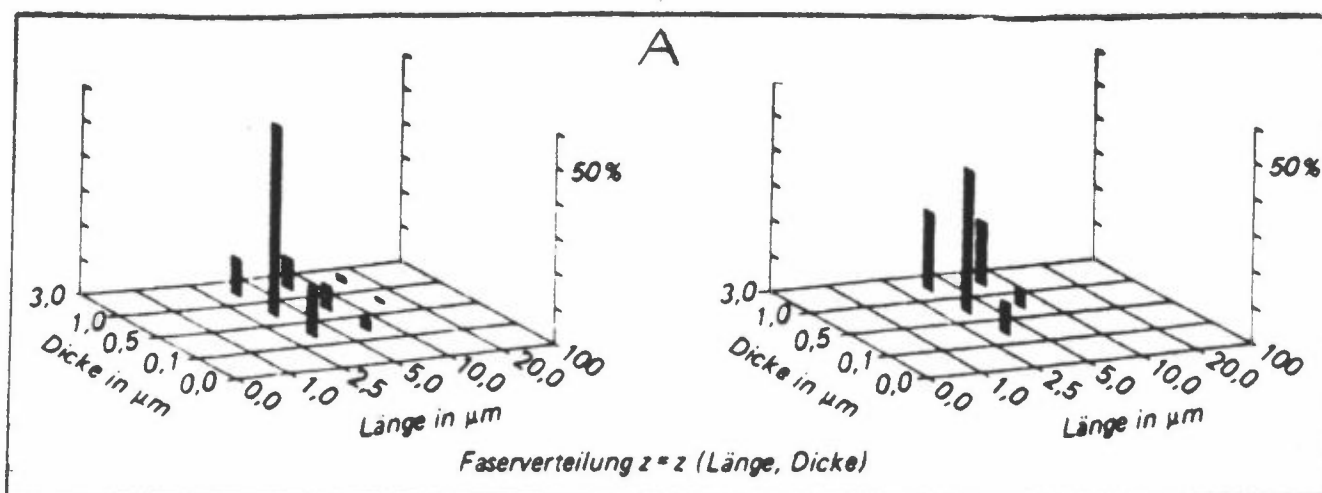
I figur 5 er tatt med størrelsesfordeling av asbest i luft i ulike miljøer (Iburg et al., 1987). I denne undersøkelsen fant en med SEM midlere asbestkonsentrasjoner i renluftområde, byområde og asbest-industriområde på henholdsvis 500, 700 og 22 000 f/m³ luft. En talte her med fibre med lengde $>2,5 \mu\text{m}$ og tykkelse $<3 \mu\text{m}$.

Tabell 4: Forholdet mellom asbestkonsentrasjoner innendørs og utendørs i USA. Anbefalt nivåvurdering (Paull et al., 1986).

Priority ranking	Ratio of Indoor Airborne Asbestos Fiber Concentration to Outdoor Fiber Concentration ^A	Asbestos Concentration ^B Approximate Equivalents	
		fiber/cc	ng/m ³
Low	Less than 10 times	0-0.002	0- 60
Moderate	Between 10 and 50 times	0.002-0.05	60-300
High	Greater than 50 times	>0.05	>300

A) A high outdoor urban asbestos concentration of 0.0002 fiber/cc is used here as a guide. Actual outdoor concentrations at the site should be used.

B) Based on a conversion factor of $30 \mu\text{g}/\text{m}^3 = 1 \text{ fiber}/\text{cc}$ ($>5 \mu\text{m}$ in length). The concentration levels in the table represent values based upon 8-hr TWA concentrations, with samples analyzed by TEM.



Figur 5: Figurene viser spredningen på fiberdimensjonene (anvendt SEM). De venstre figurene gjelder alle uorganiske fibre og figurene til høyre gjelder asbest. A = renluftsområde, B = gatekryss i byområde, og C = asbestindustrialmiljø (Iburg et al., 1987).

Asbestproduktrelatert industri opererer med langt høyere konsentrasjonstall enn i andre miljøer. Det kan her dreie seg om millioner fibre pr. m^3 luft. Disse skyhøye tall er imidlertid på vei nedover, og en har i flere land kommet ned i konsentrasjoner på noen hundre tusen fibre pr. m^3 luft. Denne utvikling må vi regne med vil fortsette.

Mange undersøkelser tyder på at de luftbårne asbestfibre for det meste er meget små. Selv på produksjonssteder synes dette å være tilfellet. Wagner (1981) fant at i kanadiske asbestgruver inneholdt ikke luften fibre med diameter $>3 \mu\text{m}$. Hovedmengden av krokidolitt og krysotilfibre hadde lengder $<2,5 \mu\text{m}$ og diametere $<0,06 \mu\text{m}$. Dette er fibre som en ikke ser i lysmikroskop.

Når det gjelder uteluft i stor avstand fra kjente asbestkilder, er muligheten til å se asbestfibre i lysmikroskop liten. Bare ca. 0,3% (Toft og Meek, 1986) eller kanskje opp til 2% (OECD, 1982) av det totale antall asbestfibre er synlige.

Som en følge av dette må en kunne si at lysmikroskopet er dårlig egnet for kvantitative asbestundersøkelser i luft hvor mennesker normalt oppholder seg. Den største delen av fibre vil her ha submikroskopiske diametere og en vil således "miste" altfor mange fibre. Som kvalitativ og semikvantitativ metode i asbestindustrisammenheng, materialundersøkelse og ved rivningsarbeider vil derimot lysmikroskopi være godt egnet. Dette vil bli omtalt nærmere i rapport, del 2.

I drikkevann kan det finnes enorme antall asbestfibre. Fra Canada er rapportert fra 5 til $1\,800 \cdot 10^6$ f/liter vann. Vanlig lengde på fibre er 0,5 til $0,8 \mu\text{m}$. Det dreier seg om meget små krysotilfibre. I nevnte undersøkelse som omfatter mange drikkevannskilder, var det gjort lite for å fjerne asbesten. Kontamineringen skyldes hovedsakelig anvendelse av asbestsementrør. Det kan nevnes at filtrering kan redusere asbestfibermengden sterkt. Tilsvarende tall fra USA og England er henholdsvis $1-200 \cdot 10^6$ f/liter og $<10^6$ f/liter vann (Toft og Meek, 1986).

Asbest i matvarer er relativt lite undersøkt. Rundt $5 \cdot 10^6$ f/liter er funnet i en del øltyper i Canada. I vin fra Frankrike og andre land er funnet $2-60 \cdot 10^6$ f/liter. Det dreide seg om krysotil med lengder 0,9- $3,9 \mu\text{m}$ (Toft og Meek, 1986).

3.3 HELSE-EFFEKTER

3.3.1 Generelt

I eldre litteratur kan en finne beskrivelser om asbestmøller i Sør-Afrika hvor luften var så full av asbestfibre at en ikke kunne skjelve gjenstander på 5-6 m avstand. Selv om en må forvente at forholdet er blitt mye bedre, er asbest fremdeles et alvorlig problem mange steder på kloden. Den lange tiden det tar før sykdommer utvikles (sjelden mindre enn 20 år fra første gangs eksponering), gjør det ikke lettere. Det forventede antall døde i England p.g.a. inhalert asbest i perioden 1980-2010 har blitt beregnet til 50 000, og i USA dør for tiden årlig 8 000-10 000 mennesker p.g.a. asbest (Holt, 1988).

I litteraturen ser en ofte fiberkonsentrasjonen oppgitt i vektenhet. Dette bør en unngå fordi en vesentlig del av helse-effekten synes å være knyttet til fiberens form og dimensjon. Den vanligste omregningsfaktor er imidlertid 1 000 f (talt med TEM) pr. ng. Da hovedmengden av fibre i fri uteluft har diameter $<0,1 \mu\text{m}$, er det bare noen få (0,3-2%) som er synlige i lysmikroskop. Spurny et al. (1979) opererer derfor med ulike konverteringsfaktorer. For uteluft, fiberlengde $>5 \mu\text{m}$ (lysmikroskop), brukes 10-20 f/ng. Spesifikt for krysotil brukes 110 f/ng og ved anvendelse av TEM på krysotil er faktoren satt til 10^5 f/ng.

En kjenner ingen effektiv avsetningsmekanisme for de minste fibre. Små asbestfibre kan således holde seg svevende i luften over lang tid, og betydelige distanser vil kunne tilbakelegges. Dette kan lokalt føre til forhøyede asbestkonsentrasjoner selv i områder fjernt fra asbestkilder (OECD, 1982).

Den helsemessige betydning av slike submikroskopiske fibre har en ikke tatt like alvorlig som de større fibre. Dette skyldes at kroppens eget rensesystem lettere tar hånd om små fibre. Det er imidlertid forskere som mener at disse små submikroskopiske fibre ikke må ignoreres (OECD, 1983; Fischbein et al., 1979), selv om undersøkelser har vist at asbestfibre kortere enn $5 \mu\text{m}$ ikke fremkaller sykdommen fibrosis (Gross et al., 1974). Pooley og Clark (1980) har funnet at hovedmassen av fibre i menneskelig vev har lengder på $<5 \mu\text{m}$. Selv om de små

fibrene er mindre karsinogene, kan de gjennomtrengre vev og skade dette.

Når det gjelder asbestfibreneres maksimale karsinogenitet oppgis den noe forskjellig av forskerne. Stanton og Layard (OECD, 1983) oppgir fibre med diameter $<1,5 \mu\text{m}$ og lengde $>8 \mu\text{m}$ (såkalte Stanton-fibre) som maksimalt karsinogene, mens andre opererer med tall på henholdsvis $0,2 \mu\text{m}$ og $>20 \mu\text{m}$ (OECD, 1982). Karsinogenitet er også i utstrakt grad studert ved hjelp av dyreforsøk. Det er vanskelig og usikkert å overføre resultater fra dyreforsøk til mennesker. Resultatene har heller ikke alltid vært entydige.

Noen skarpe grenser når det gjelder forholdet mellom fiberdimensjoner og helserisiko har en neppe, selv om slike grenser er satt opp, og en vet at alle dimensjoner ikke er like farlige. Pott (1978) beskriver således en modell hvor det mer er tale om en gradvis endring i risiko enn skarpe grenser.

Når det gjelder forholdet mellom mengde og farlighet, må en kanskje i enda større grad snakke om gradvise overganger. Det er til nå ikke kjent noen nedre terskelverdi for skade.

Men selv om det er epidemiologiske indikasjoner på linearitet i "dose-response"-forholdet, får en et overestimat for sykdomsrisiko ved lave eksponeringer dersom en ekstrapolerer og bruker en modell uten terskelverdi.

Det er gjort beregninger for kreftrisiko for et menneske i dets normale levetid. Hvis en forutsetter en asbestkonsentrasjon i omgivelsene på 500 f/m^3 luft, hvilket kan regnes som et typisk nivå, vil risikoen være i størrelsesorden $1:10^5$. Det vil til sammenlikning være større sjanse for å bli drept av lynnedslag (Commius, 1986).

Den fulle forståelse av hva som gjør asbest så skadelig for biologisk vev, har en ennå ikke. Men en har f.eks. funnet korrelasjon mellom en del skadetyper og fibreens magnesiuminnhold (OECD, 1983).

En rekke hypoteser og forsøk på forklaringer finnes imidlertid. Her kan nevnes at fibrenes overflatestruktur (Gorski og Settler, 1974) og de ulike fibrenes innhold av spormetaller (Dixon et al., 1970) kan ha sammenheng med skadelighet. Det er indikasjoner på at asbestfibre blir mer toksiske dess mer de bearbeides og brytes opp i finfordelte fibriller (OECD, 1982).

3.3.2 Litt om kroppens rensemekanismer

En regner med at bare fibre med diameter $<3 \mu\text{m}$ vil kunne passere bronkiene og nå dypere ned i åndedretsorganene. Rette fibre som glassfibre, har mindre tendens til å avsette seg i de øvre flimmerhårbesatte områder av luftveiene enn f.eks. de "krølllete" krysotilfibrene som da i stor grad kan fjernes ved kroppens naturlige rensesmekanismer. Krysotilfibre spaltes gjerne videre i fibriller i lungene, og kan således i begynnelsen øke i antall for siden å gå i oppløsning. Denne oppløsningsprosessen kan strekke seg over mange måneder og kanskje år (Grimm, 1987). Amfibolasbestene er langt mindre løselige, og kan således ha særlig lang oppholdstid i lungene.

Rensemekanismene er flere, og de er meget effektive (95-98%), selv om noen fibre kan bli tilbake i lungeblærene (alveolene). Fibre $<5-10 \mu\text{m}$ i lengde blir ofte omsluttet av spesialiserte celler, makrofager (jernholdige proteiner) og fjernet som såkalte asbestlegemer. Lengre fibre er vanskeligere å fjerne, særlig amfibolasbestene som er tungtløselige og ikke så lett danner asbestlegemer. Det er et begrenset antall makrofager pr. lungeareal. Det synes å være først og fremst de fibre som ikke blir tatt hånd om av makrofagene som er sykdomsfremkallende. Av dette følger at det er viktig å begrense antallet fibre i lungene mest mulig (WHO, 1987). Makrofager kan under renseprosessen komme over i blodbanen og således transportere fiber til andre organer, og i uheldige fall fremkalle sykdom (Holt, 1988). Det er klart dokumentert (WHO, 1987) økt fare for lungesykdommer ved eksponering for asbest. Røking forringer deler av rensesmekanismene (særlig flimmerhårene) og øker ytterligere faren for sykdommer.

De mest vanlige og alvorlige sykdommer som relateres til asbest er: asbestosis, kreft i lunger, brysthinne eller bukhinne.

3.3.3 Asbestosis

Sykdommen er en langsomt utviklende bindevevsomdannelse, og i dette tilfelle i lungene. I alvorlige tilfeller kan akutt oksygenmangel i kroppens blod og vev oppstå (hypoksi) med forstyrrelse av hjertefunksjonen. Mildere former gir ikke arbeidsuførhet. En regner med at faren for asbestosis utenfor asbestrelaterede arbeidsmiljøer er svært liten.

Hvorvidt noen asbesttyper lettere fremkaller asbestosis enn andre, er ikke tilstrekkelig dokumentert, selv om krysotil synes å være mest aktiv ifølge dyreforsøk (OECD, 1982; 1983).

3.3.4 Lungekreft (Bronchial Carcinoma)

Lungekreft er den vanligste kreftform i den mannlige befolkning. Risikoen synes å øke i denne industrimiljørangeringen: gruvedrift, asbest- og sementproduksjonen, tekstil- og isolasjonsarbeid. En mener dette kan henge sammen med fiberformen.

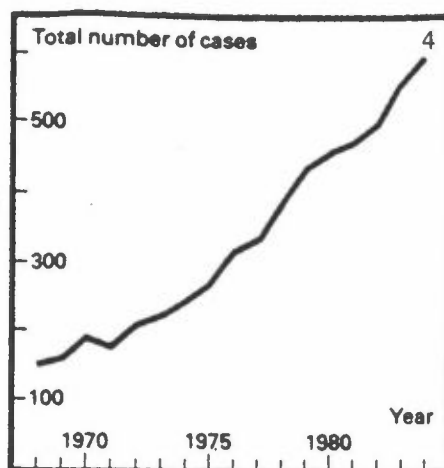
Det er grunn til å mene at amfibolasbestene lettere kan gi lungekreft enn krysotil (OECD, 1982).

Forsøk på beregning av risiko for lungekreft p.g.a. krysotileksposering er gjort av Meek et al. (OECD, 1983), men med usikre resultater. De kom frem til en øket total dødelighet på 1% ved yrkesmessig eksponering, hvor nivået ble øket fra $60 \cdot 10^3$ til $1\,250 \cdot 10^3$ fibre pr. m^3 luft.

3.3.5 Bryst- eller bukhinnekreft (Mesothelioma)

Dette er en ondartet og mer sjelden sykdom. Den settes hovedsakelig i forbindelse med asbesteksposering. Sykdommen gir få indre symptomer, og den er pr. i dag uhelbredelig. Det kan ta fra 20 til 50 år etter førstegangs asbesteksposering til sykdommen bryter ut.

Hvis konsentrasjonen av inhalert asbest har vært høy, vil sykdommen i selve lungene være dominerende. Hvis derimot konsentrasjonen har vært passelig lav, kan mye av støvet ha blitt fjernet fra lungene, og flytting av noe støv til lungehinnen (pleura) kan føre til at mesothelioma utvikles. Mange tilfeller av denne sykdommen viser lite tegn til fibrosis og ikke noe tegn til lungekreft. Etersom asbestmengden nå er på vei ned i fabrikkluften, har således mesothelioma blitt mer dominerende (figur 6), og sykdomstilfellene øker år for år (Holt, 1988). Det kan for øvrig nevnes at zeolitt-mineralet erionitt synes å kunne fremkalle mesothelioma. I Tyrkia, hvor erionitt finnes lokalt i jordsmonn, har dette gitt mer mesotheliomatilfeller enn tilsvarende tremolittholdig jord. Og i dyreforsøk fremkalte erionitt endog flere sykdomstilfeller enn krokidolitt (Holt, 1988).



Figur 6: Dødsfall p.g.a. mesothelioma i England, Skottland og Wales 1967-84 (Holt, 1988).

En rekke dose/respons-forsøk er utført på rotter. Disse dyrs respons på asbest likner den menneskelige respons mer enn noe annet dyr. Innsprøyting av asbestfibre (krysotil og aktinolit) i buk- og brysthinnen har vist at fibre kortere enn 5 μm og tykkere enn 2 μm gir liten respons, mens de som var lengre enn 10 μm og tynnere enn 0,5 μm ga høyest respons. Her må imidlertid innskytes at også ikke-asbestoide fibre under de samme betingelser ga tilfeller av mesothelioma. Ja, studier utført av Kolev (OECD, 1983) ga således tre ganger så mange sykdomstilfeller ved å anvende ikke-fibrøs krokidolitt.

Risikoen for denne kreftsykdom synes å øke med følgende asbesttyper: antofyllitt (med tilnærmet ingen risiko), krysotil, amositt og aller farligst krokidolitt.

4 "MAN-MADE" MINERALFIBRE (MMMF)

4.1 GENERELT

"Man-made" mineralfibre (MMMF) kan inndeles i 7 klasser som vist i tabell 5 (Esmen, 1984). Det er bare tatt med fibre som har kommersiell betydning. Tallene er fra USA.

Tabell 5: Ulike MMMF (Esmen, 1984).

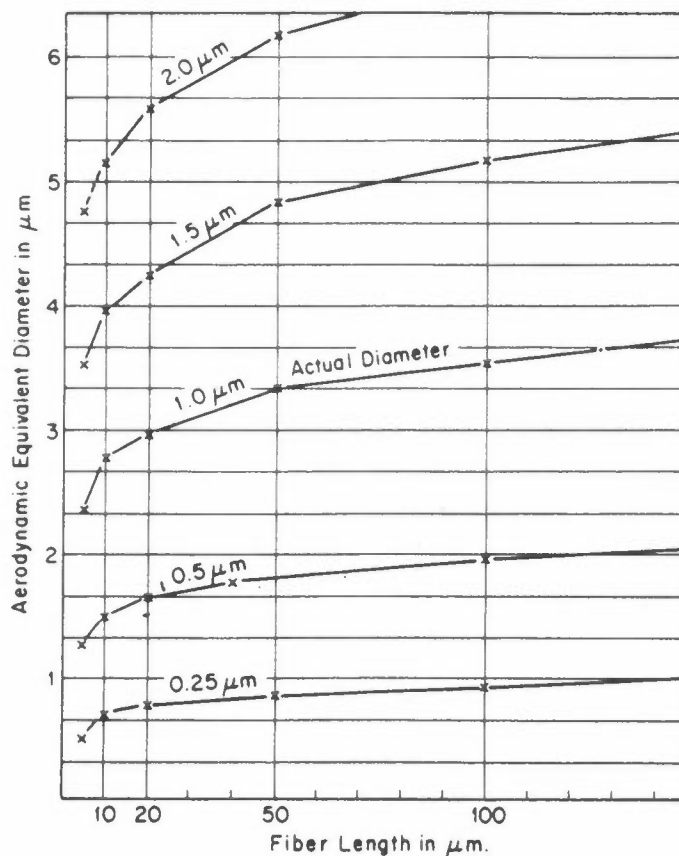
Fibertype	Diameter (μm) Prod.norm	% Stanton- fibre i luft	Merknader til luftbårne MMMF
1. Vanlig glassfiber til isol.formål	6-8	20	Hovedmassen var enten tykkere enn 3 μm eller kortere enn 5 μm . 80% av fibre med $\emptyset \ll 3 \mu\text{m}$ var kortere enn 5 μm .
2. Fine glassfibre til spesielle formål	2	40	Hovedmassen lå rundt 1 μm i diam.
3. Meget fine glassfibre (mikrofibre)	<1	60	98% hadde $\emptyset < 3 \mu\text{m}$.
4. Grove glassfibre	>10	meget få	92% hadde $\emptyset > 3 \mu\text{m}$.
5. Steinull	6-8 ¹	30	1) Forholdsvis stor spredning i diam.
6. Glassfibertråd	Ikke tatt med, da disse produkter synes å ha mindre helsemessig betydning.		
7. Keramiske fibre eller tråd			

Hovedmengden av MMMF anvendes som varmeisolerende materiale i bygningsbransjen, og i noen grad som erstatningsmateriale for asbest.

Mikrofibre brukes hovedsakelig i glassfiber-papir og til spesielle isolasjonsformål i flyindustrien. Diameteren for luftbårne mikrofibre ligger i området 0,1-0,3 μm og lengden mellom 2,4 og 6,3 μm , dvs. i

samme størrelsesorden som de vanligste amfibolasbestene (Rood og Streeter, 1985).

Figur 7 viser relasjonen mellom glassfiberens størrelsesparametere og dens tilsvarende aerodynamiske diameter (Timbrell, 1965).



Figur 7: Sammenheng mellom glassfiberens størrelsesparametere og dens tilsvarende aerodynamiske diameter.

4.2 UTBREDELSE

4.2.1 Produksjon

Årsproduksjonen i 1980-årene var på verdensbasis 5 millioner tonn MMMF, hvorav Vest-Europa sto for 1,5 millioner tonn (WHO, 1986).

Råstoffene som brukes ved glassfiberproduksjonen, er stort sett de samme som ved glassfremstilling, dvs. sand, soda, kalk, dolomitt, bor samt limstoffer. Glassmelten kommer opp i temperaturer på $\sim 1300^{\circ}\text{C}$ før

fibreringen skjer ved at massen presses og slynges ut gjennom små hull.

For vel et halvt århundre siden fant amerikanske vitenskapsmenn "hår-dotter" i busker og trær på Hawaii. Undersøkelser viste at dette var naturens selvproduserte steinullfibre fra vulkanen Kilauea. Det kan nevnes at en fortsatt i stor grad bruker den vulkanske bergarten diabas ved industriell fremstilling av steinull. I tillegg brukes kalkstein og limstoff. Temperaturen på smelten er rundt $1\ 500^{\circ}\text{C}$. Fibrene produseres i en slyngeprosess.

Mineralullproduksjonen ble i begynnelsen basert på slagg fra smelte-ovner (WHO, 1986). En rekke slagger har vært anvendt inkludert arsenikkholdig Cu-slagg. Siden har en anvendt bergarter som i noen tilfeller har inneholdt mineraler som kan ha hatt helsemessige skadevirkninger.

4.2.2 Forekomst i luft

I 1940-årene ble det i glassullindustrien introdusert mineraloljer i produksjonsprosessen, hvilket reduserte fibernivået i arbeidsrommene mye. Ved innføring av harpiks som bindemiddel ca. 10 år senere fikk en problemer med metanal (formaldehyd) som forurensning.

I MMMF-industrien har en i dag langt på vei kommet ned i gjennomsnittlige fiberkonsentrasjoner (målt med PCOM) i arbeidsmiljø på $100 \cdot 10^3$ f/m³, og lavere verdier er også målt. Tidligere lå nivåene mye høyere, særlig innen steinullproduksjonen. Det kan i denne forbindelse nevnes at i land som Polen og Sverige er grenseverdiene for MMMF (respirable fibre) i arbeidsmiljø $2\ 000 \cdot 10^3$ f/m³ luft. Dette gir en indikasjon på hvor tolerabel en har vært, og fremdeles er på dette felt.

Tabell 6 viser målte konsentrasjoner av fibre under produksjon eller bruk av ulike produkter. I praksis vil ofte arbeiderne ikke være eksponert hele tiden slik at belastningen totalt sett blir mindre (Cherrie et al., 1986).

Tabell 6: Målte fiberkonsentrasjoner ved ulik bearbeiding av MMMF (Cherrie et al., 1986).

Fiber concentration	Location/use	Nominal fiber length (μm)	Percentage Stanton-fibers in airborne dust
Very low (<0.01 fibers/ml) Glass continuous filament Coarse glass fiber	Production and use	9-25	5-25
	Production and use	>10	<5
Low ($0.01-0.1$ fibers/ml) Glass wool Rock wool Mineral wool	Production and most secondary production	5-7	20-50
	Production and most secondary production	3-6	20-30
	Production and most secondary production	6-8	
Medium ($0.1-1.0$ fibers/ml) Fine glass fiber Rock wool Mineral wool (United States) Glass wool	Production	about 3	30-40
	Some secondary production and user industry	3-6	30-40
	Some production and user industry	6-8	about 30
	User industry	3-7	
High (>1.0 fibers/ml) Very fine glass fiber Glass wool/rock wool - loose Glass wool/rock wool - without dust suppressants	Production and use	<2	about 60
	User industry - blowing into attic	3-6	..
	Production and use	3-6	..

Målinger i Tyskland (Schneider, 1984) med TEM viste i første halvdel av 1982 et gjennomsnitt over mandag-fredag-perioder fra $0,66 \cdot 10^3$ til $2,5 \cdot 10^3$ f/m³ luft i bymiljø.

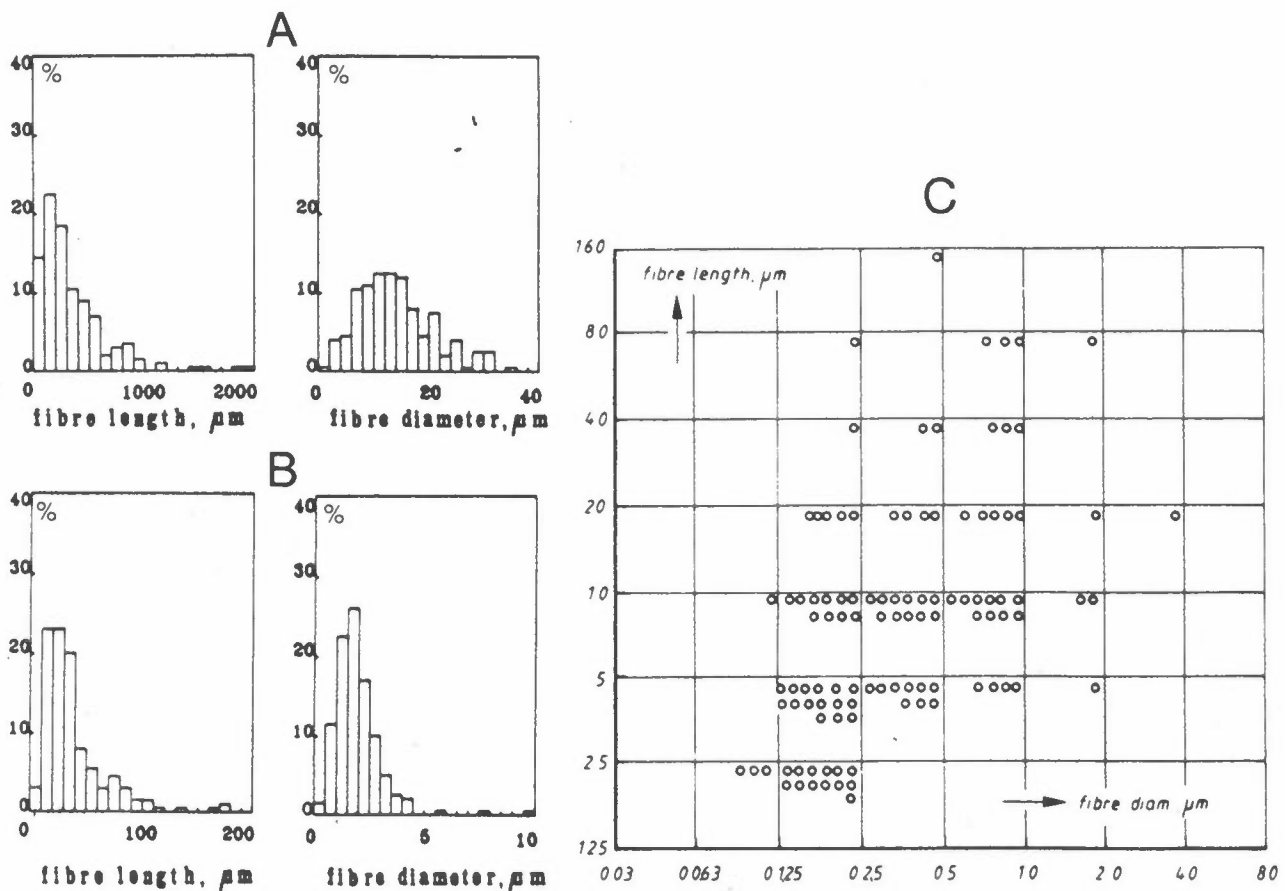
Schneider (1984) antok at forholdet mellom innen- og utendørs fiberantall er rundt 0,5 og at 5% av TEM-detekterte glassfibre vil bli sett også med lysmikroskop (PCOM-metoden). Med dette som forutsetning mener Schneider at utendørs kilder normalt kan være en vesentlig faktor til innendørsnivået opp til 50 MMMF/m³. For konvertering til vekt brukte han relasjonen: $1\ 000\ \text{f/m}^3 \approx 0,001-0,01\ \text{mg/m}^3$.

I Frankrike ble det ved hjelp av lysmikroskopering målt MMMF-konsentrasjoner innendørs på $0,2-4\ 500\ \text{f/m}^3$ (Spurny, 1988) og i USA har en målt $0-13\ 000\ \text{f/m}^3$ med SEM (Aldree et al., 1985).

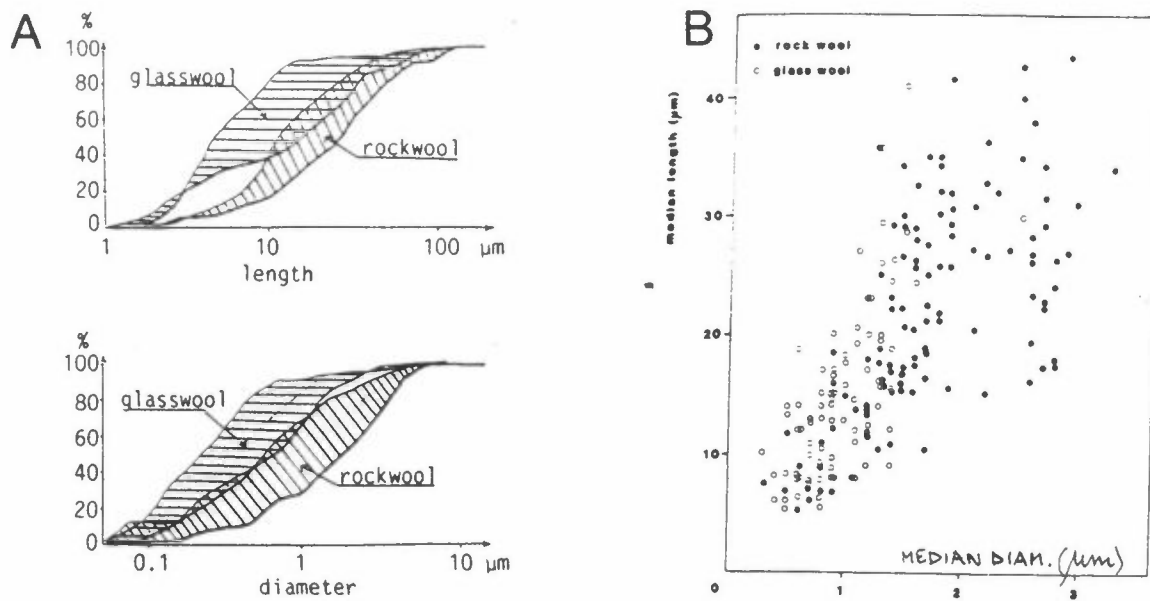
Van der Wal et al. (1987) har undersøkt konsentrasjonsnivået i privat- hus før, under og etter en varmeisolasjonsprosedyre hvor glass- og

steinull ble blåst inn i hulrom i vegger. Fiberkonsentrasjonen i luften under arbeidet var inne i husene på $5 \cdot 10^3$ og $25 \cdot 10^3$ f/m³ og sank neste dag (etter arbeidets slutt) til mellom 10^3 og $10 \cdot 10^3$ f/m³ (PCOM-metoden). Med TEM fant en under arbeidet $50 \cdot 10^3$ til $400 \cdot 10^3$ f/m³ (alle fiberdimensjoner medregnet). Figur 8 viser størrelsesfordeling av glassfiber i luft i to hus som ble fiberisolert og som var med i ovennevnte undersøkelse. En har også tatt med fordelingen i selve glassfibermaterialet.

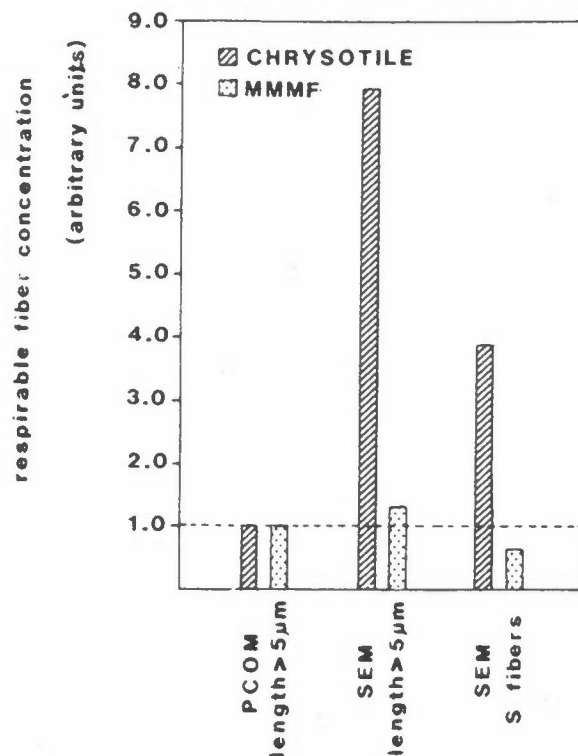
Til sammenlikning tas med størrelsesfordelingskurver fra Kranz (1988) og Cherrie et al. (1986) og som gjelder målinger av MMMF-konsentrasjoner i luft i fabrikker som produserer glass- og steinullfibre (figur 9). En har her anvendt SEM. Figur 10 viser de relative forskjeller en får ved bruk av ulike metoder for konsentrasjonsmålinger. Som enhet har en brukt PCOM-metoden.



Figur 8: Størrelsesfordeling av glassfiber i luft i to hus som ble fiberisolert. A: Opprinnelig glassfibermaterialet anvendt i tilfelle B som viser luftbårent fiber. Disse målingene er utført med PCOM. C representerer et annet hus og er utført med TEM (Van der Wal et al., 1987).



Figur 9: Størrelsesfordeling av glass- og steinullfibre i luft i arbeidsmiljø fra MMMF-produiserende industri. A: (Kranz, 1988), B: (Cherrie et al., 1986). Korrelasjonskoeffisienten mellom lengde og diameter er her funnet å være 0,63.



Relationship between the different measures of fiber concentrations. (MMMF = man-made mineral fiber, PCOM = phase contrast optical microscopy, SEM = scanning electron microscopy, S fiber = Stanton-type fiber)

Figur 10: Relative forventede forskjeller ved bruk av ulike metoder for måling av konsentrasjoner av fiber i luft. PCOM-metoden er brukt som enhet (Cherrie et al., 1986).

4.3 HELSEEFFEKTER

En rekke studier er gjort de siste 10 år for å kaste lys over eventuelle helseskadelige effekter av MMMF-eksponering. Resultater fra en undersøkelse som omfattet 23 000 arbeidere fordelt på 13 MMMF-produserende bedrifter i 7 europeiske land foreligger. Mange av disse arbeidere fikk sin første MMMF-eksponering for 30 år siden. En fant liten overdødelighet hos disse, og den skyldtes hovedsakelig et økt antall tilfeller av lungekreft som en antar kan relateres til den gamle steinullproduksjonen basert på slagg (WHO, 1986). I USA fant en blant MMMF-arbeidere en klar overdødelighet hos røkere (WHO, 1986). I Danmark ble det påvist en moderat økning av krefttilfeller blant røkere i MMMF-industrien (Olsen et al., 1986).

De siste års tilsetninger av støvhindrende midler har gjort at det ikke er registrert tilfeller av lungekreft som med sikkerhet kan henføres til MMMF-påvirkning. Fra glasstrådindustrien har en få observasjoner siden denne industrien startet for ca. 20 år siden. En har til nå ikke kunnet påvise fiberskade i denne industri (WHO, 1986).

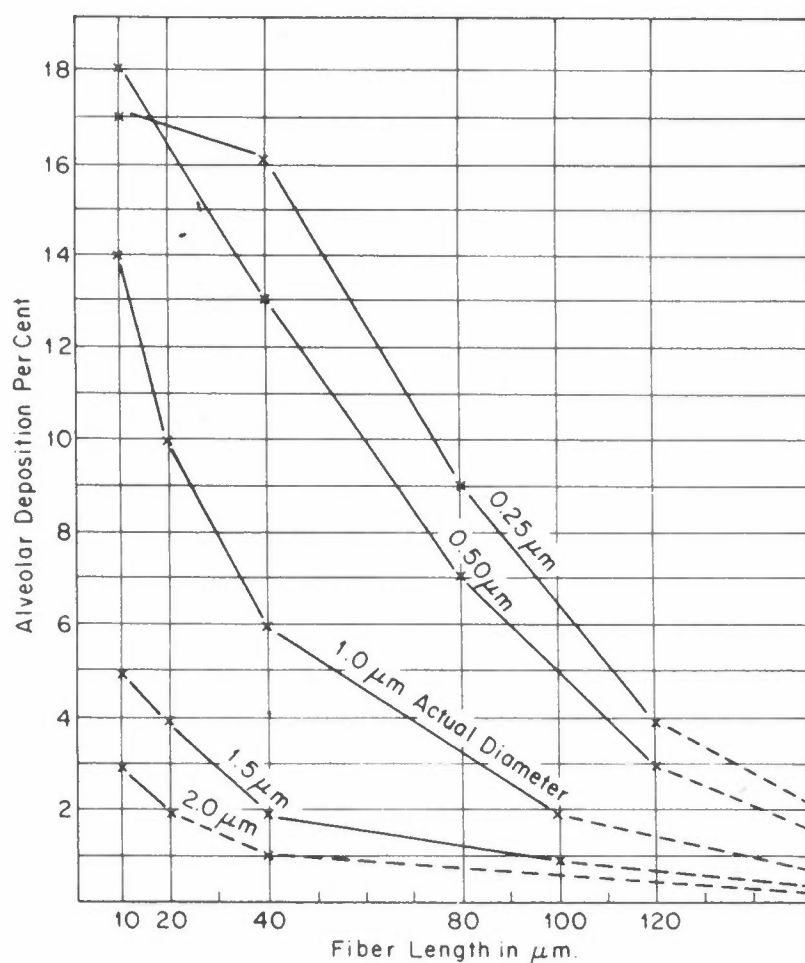
Størrelsene på de glassfibre en finner i pustesonen er typisk fra 1,5 μm til 4 μm i diameter, og fra 15 μm til 80 μm i lengde. Fra dyreforsøk har en funnet at fibre med diameter $<1 \mu\text{m}$ og lengde $>8 \mu\text{m}$ er spesielt helseskadelige (gjelder MMMF såvel som asbest).

På dyr har en ved injeksjonsforsøk med MMMF fremkalt kreft på liknende måte som ved bruk av asbest. Langtidsinhalasjonsstudier på mennesker har imidlertid vist meget lave sykdomsfremkallende effekter sammenliknet med asbest. Dette mener en skyldes den relativt korte oppholdstid av MMMF i lungene. Dette er en parallell til hva en har funnet når en sammenlikner de ulike asbesttyper. Således har en ved epidemiologiske studier vist at eksponering for amfibolasbestene er de mest skadelige, mens eksperimentelle studier på dyr oftest gjør krysotil til den farligste asbesttypen. Grunnen synes å være at krysotil kan forbli i f.eks. en rottelunge i tilstrekkelig del av dyrets livstid til å fremkalle sykdom, mens den vil bli fjernet fra en menneskelunge i løpet av det mye lengre tidsrom som er nødvendig for å fremkalle sykdom hos mennesket. En finner således ved autopsi av asbestarbeidere

ofte hovedsakelig amfibol i lungevevet til tross for at de for det meste har arbeidet med krysotil. Det kan også nevnes at oppløsningen av fiber går raskere i lungevev enn i de hulrom i brysthulen hvor injeksjoner foregår (Davis, 1986).

Mens korte og tynne MMMF forholdsvis raskt forsvinner etter avsetningen i lungene, synes tykkere og lengre fibre med tiden å erodere, og således blir kortere og tynnere (WHO, 1986). De kan miste fiberstrukturen (Van der Wal et al., 1987). Steinullfibre har en tendens til å oppholde seg lenger i lungevevet enn glass- og slagullfibre.

Figur 11 viser størrelsesfordelingen av glassfibre i alveolavsetningen (Gross, 1981).



Figur 11: Mengdeforhold av ulike glassfiberdimensjoner avsatt i alveolene (lungeblærene) (Harris og Timbrell, 1977).

Noe sikkert og allmenngyldig dose/respons-forhold når det gjelder MMMF/lungekreft har en ikke. I følge Doll (WHO, 1986) vil et konsentrasjonsnivå på 200×10^3 f/m³ i ens arbeidsmiljø neppe gi registrerbar økt kreftrisiko.

Ut fra mange undersøkelser i en rekke land kan en trekke følgende hovedkonklusjoner (Saracci, 1986):

- Det er ikke grunnlag for å si at langtidsvirkning av MMMF på helse hos ansatte i industrimiljø hvor MMMF produseres, har gitt seg utslag i høyere dødelighet. Noen flere oppståtte lungekrefttilfeller enn statistisk forventet kan som regel henføres til andre årsaker.
- Det er indikasjoner på at arbeidsmiljøet og også råstoffenes renhet i den tidligere slagg- og steinullproduksjon kan ha spilt en viss rolle som årsak til lungekreft.

Også studier som er gjort i Norden støtter opp om disse konklusjoner. Her har imidlertid ofte begrenset tallmateriale gjort slutningene noe usikre (Andersen og Langmark, 1986; Olsen et al., 1986; Teppo og Kojonen, 1986; Westerholm og Bolander, 1986).

Det er kjent at MMMF virker irriterende, spesielt på øynene, hos mange mennesker. Det dreier seg her om større fibre som har kort opphold i luften. Disse fibre overføres til mennesker ikke bare gjennom sedimentering, men like gjerne ved berøring. Ved Danish National Institute of Occupational Health (Schneider, 1984) er det utviklet spesielle folier for prøvetaking av sedimentert fiber på flater. Disse foliene blir etter prøvetaking, som foregår ved trykke dem ned manuelt på de aktuelle flater, mikroskopert på vanlig måte.

5 REFERANSER

Alste, J., Watson, D., and Bagg, J. (1976) Airborne asbestos in the vicinity of a freeway. Atmos. Environ., 10, 583-589.

Altree-Williams, S., and Preston, J.S. (1985) Asbestos and other fibre levels in buildings. Ann. Occup. Hyg., 29, 357-363.

Andersen, Aa., and Langmark, F. (1986) Incidence of cancer in the mineral-wool producing in Norway. Scand. J. Work, Environ. Health, 12, suppl. 1., 72-74.

Benarie, M., and Bodin, D. (1979) Presumptive identification of asbestos in urban air. Sci. Total Environ., 12, 199-203.

Carpenter, R.L., Pickrett, J.A., Sass, K.A., and Mokler, B.V. (1983) Glass-fiber aerosols: Preparation, aerosol generation and characterization. Am. Ind. Hyg. Assoc. J., 44, 170-175.

Carton, B., and Kauffer, E. (1980) The metrology of asbestos. Atmos. Environ., 14, 1181-1196.

Chatfield, E.J. (1983) Measurement of Asbestos Fibre Concentrations in Ambient Atmospheres. Royal Commission on Matters of Health and Safety Arising from the Use of Asbestos in Ontario, Toronto.

Cherrie, J., Dodgson, J., Groat, S., and Maclaren, W. (1986) Environmental surveys in the European MMMF production industry. Scand. J. Work, Environ. Health, 12, suppl. 1, 18-25.

Commings, B.T. (1986) Significance of present-day levels of environmental asbestos. I: Chemicals in the environment, Proc. Int. Conf., Lisbon. pp. 484-491.

Cooper, W.C., Murchio, J., Popendorf, W., and Wenk, H.R. (1979) Chrysotile asbestos in a California Recreational area. Science, 206, 685-688.

Davis, J.M.G. (1986) A review of experimental evidence for the carcinogenicity of man-made vitreous fibers. Scand. J. Work, Environ. Health, 12, suppl. 1, 12-17.

Direktoratet for arbeidstilsynet (1988) Pressemelding av 6.6.1988. Ref. TS/akr.

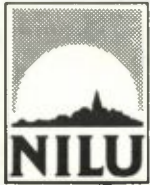
Dixon, J.R., Lowe, D.B., Richards, D.E., Cralley, L.J., and Stokinger, H.E. (1970) The Role of Trace Metals in Chemical Carcinogenesis: Asbestos Cancers. Cancer Res., 30, 1068.

- Esmen, N.A. (1984) Short-term survey of airborne fibres in U.S. manufacturing plants. I: Biological effects of MMMF. Proc. WHO/IRAC Conf. in Ass. with JEMRB and TIMA, Copenhagen 20.-22. April 1982. Guthet, T. ed. Copenhagen, WHO.
- Felbermayer, W., and Ussar, M.B. (1980) Environmental Pollution by Weathering of Asbestos Cement Sheets. Ministry of Health and Environmental Protection, Austria.
- Fischbein, A., Rohl, A.N., Langer, A.M., and Selikoff, I.J. (1979) Drywall construction and asbestos exposure. Am. Ind. Hyg. Ass. J., 40, 402-407.
- Friedrichs, K.-H., Höhr, D., and Grover, Y.P. (1983) Ergebnisse von nicht quellenbezogene Immissionsmessungen von Fasern in der Bundesrepublik Deutschland. VDI - Berichte, Nr. 475, 113-116.
- Gorski, C.H., and Settler, L.E. (1974) The surface energetics of asbestos minerals. Am. Ind. Hyg. Ass. J., June 1974, 345-352.
- Grimm, H.-G. (1987) Internationales Symposium man-made mineral fibres in the working environment. Staub, Reinhaltung der Luft, 47, 167-170.
- Gross, P. (1981) Consideration of the aerodynamic equivalent diameter of respirable mineral fibers. Am. Ind. Hyg. Ass. J., 42, 449-452.
- Gross, P., Harley, R.H., Davis, J.M., and Cralley, L.J. (1974) Mineral fiber content of human lungs. Am. Ind. Hyg. Ass. J., 35, 148-151.
- Harris, R.L. Jr., and Timbrell, V. (1977) The Influence of Fibre Shape in Lung Deposition. I: Mathematical Estimates in Inhaled Particles, IV. W.H. Walton, ed. New York, Pergamon Press, pp. 75-88.
- Heinrich, E.W. (1965) Microscopic identification of minerals. New York, Mc. Graw - Hill.
- Holt, P. (1988) Asbestos dust. Chemistry in Britain, 24 (nr. 9), 903-906.
- Iburg, J., Marfels, H., and Spurny, K. (1987) Immissionsmessungen von faserigen Stäuben in der Bundesrepublik Deutschland. Staub, Reinhalt. Luft, 47, 271-274.

- Jacko, M.G., DuCharme, R.T., and Somers, J.H. (1973) Brake and clutch emissions generated during vehicle operation. Society of automotive engineers. Automobile Engineering Meeting, Detroit, Mich. SAE paper.
- Knight, K.L., and Bloor, D.M. (1985) Use of a cowl in asbestos air sampling. Ann. Occup. Hyg., 29, 289-291.
- Krantz, S. (1988) Exposure to man-made mineral fibres at ten production plants in Sweden. Scand. J. Work, Environ. Health, 14, suppl. 1, 49-51.
- Larssen, S. og Anda, O. (1982) Luftforurensninger fra vegtrafikk, slitasje av vegdekke, bildekk og bremsebånd. Lillestrøm (NILU OR 31/82).
- Lebel, J. (1984) Review of Fibre Concentrations in Quebec Asbestos Mining Towns, Quebec Asbestos Mining Association, Quebec.
- McCrone, W.C. (1980) Evaluation of asbestos in insulation. International Laboratory, Jan./Feb., 35-48.
- OECD, Environment Committee. Air management policy group (1982) Control of toxic substances in the atmosphere - asbestos (ENV/AIR/81.18).
- OECD, Air management policy group (1983) Doc. no. 2 for the 29th meeting: Control of toxic substances in the atmosphere-asbestos.
- Olsen (nå Wedberg), W.C. (1975) Karakterisering av asbeststøv. Bergen, (CMI NR. 75069 -1/WCO NTNFR NR 1551.5447).
- Olsen, J.H., Jensen, O.M., and Kampstrup, O. (1986) Influence of smoking habits and place of residence on the rock-wool producing plant in Denmark. Scand. J. Work, Environ. Health, 12, suppl. 1, 48-52.
- Paull, J.M., Corn, M., Lees, P.S.J., and Breysse, P.N. (1986) Non-occupational exposure to asbestos in buildings: A practical risk management program. Am. Ind. Hyg. Ass. J., 47, 497-504.
- Pooley, F.D., and Clark, N.J. (1980) A Comparison of Fibre Dimensions in Chrysotile, Crocidolite and Amosite Particles from Samples of Airborne Dust and from Post Mortem Lung Tissue Specimens. I: Biological Effects of Mineral Fibres, Vol. 1. Wagner, J.C. ed. Lyon, International Agency for Research on Cancer (IARC Scientific Publ., 30), pp. 79-86.

- Pott, F. (1978) Some aspects on the deosimetry of the carcinogenic potency of asbestos and other fibrous dusts. Staub, Reinhalt. Luft, 38, 486-490.
- Rohl, A.N., Langer, A.M., and Selikoff, I.J. (1977) Environmental asbestos pollution related to use of quarried serpentine rock. Science, 196, 1319-1322.
- Rood, A.P., and Streeter, R.R. (1985) Size Distributions of airborne superfine man-made mineral fibres determined by transmission electron microscopy. Am. Ind. Hyg. Ass. J., 46, 257-261.
- Rooker, S.J., Vaughan, N.P., and Le Guen, J.M. (1982) On the visibility of fibers by phase contrast microscopy. Am. Ind. Hyg. Ass. J., 43, 505-514.
- Saracci, R. (1986) Ten years of epidemiologic investigations on MMMF and health. Scand. J. Work, Environ. Health, 12, suppl. 1, 5-11.
- Schneider (1983) Prøvetagning og analyser af luftbårne fibre i indeklimaet. Hellerup, Danish National Institute of Occupational Health.
- Schneider, T. (1984) Man-made mineral fibers and other fibers in the air and in settled dust. I: Proceedings of the 3rd international conference on indoor air quality and climate, Stockholm 20-24 aug. 1984, pp 183-188.
- Speight, R.G., and Marsh, A.H. (1984) Use of a cowl in Asbestos air sampling. Ann. Occup. Hyg., 28, 353-359.
- Snyder, J.G., Virta, R.L., and Segreti, J.M. (1987) Evaluation of the Phase Contrast Microscopy Method for the detection of fibrous and other elongated mineral particulates by comparison with a STEM-technique. Am. Ind. Hyg. Ass. J., 48, 471-477.
- Speil, and Leinweber, J.P. (1969) Environ. Res., 2, 166.
- Spurny, K. (1988) Symposium über Mineralfasern in der Umwelt. Staub, Reinhalt. Luft, 48, 243-245.
- Spurny, K., Pott, F., Huth, F., Weiss, G., and Opiela, H. (1979) Identifizierung und krebserzeugende Wirkung von faserförmigen Aktinolith aus einem Steinbruch. Staub, Reinhalt. Luft, 39, 386-389.

- Spurny, K.R., Stöber, W., Opiela, H., and Weiss, G. (1979) On the evaluation of fibrous particles in remote ambient air. Sci. Total Environ., 11, 1-40.
- Stöber, W., Flachsbart, H. und Hochrainer, D. (1970) Der aerodynamische Durchmesser von Latexaggregaten und Asbestfasern. Staub, Reinhalt. Luft, 30, 277-316.
- Teppo, L., and Kojonen, E. (1986) Mortality and cancer risk among workers exposed to MMMF in Finland. Scand. J. Work, Environ. Health, 12, suppl. 1, 61-64.
- Toft, P., and Meek, M.E. (1986) Human exposure to asbestos in the environment. I: Chemicals in the environment, Proc. Int. Conf., Lisbon, pp 492-500.
- Timbrell, V. (1965) The Inhalation of Fibrous Dusts. Ann. N.Y. Acad. Sci., 132, 255-273.
- Tröger, W.E. (1979) Optical determination of rock-forming minerals. Part 1 Determinative tables. Stuttgart, E. Schweizerbartische Verlagsbuchhandlung (Nägele u. Obermiller).
- Van der Wal, J.F., Ebens, R., and Tempelman, J. (1987) Man-made mineral fibres in homes caused by thermal insulation. Atmos. Environ., 21, no. 1, 13-19.
- Wagner, J.C. (1981) Biological effects of mineral fibres. Lyon, International Agency for Research on Cancer (IARC, Scientific Publ., 30).
- Westerholm, P., and Bolander, A.M. (1986) Mortality and cancer incidence in the man-made mineral fiber industry in Sweden. Scand. J. Work, Environ. Health, 12, suppl. 1, 78-84.
- WHO (1985) Reference methods for measuring airborne man-made mineral fibres. Copenhagen (Environmental Health report no. 4).
- WHO (1986) International symposium - MMMF in working environment. Copenhagen 28-29 Oct 1986 (ICP/OCH 125(S)).
- WHO (1987) Air quality guidelines for Europe. Copenhagen (WHO Regional Publications, European Series No. 23).



NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING (NILU)
NORWEGIAN INSTITUTE FOR AIR RESEARCH
POSTBOKS 64, N-2001 LILLESTRØM

RAPPORTTYPE TEKNISK RAPPORT	RAPPORTNR. TR 2/89	ISBN-82-425-0015-0	
DATO FEBRUAR 1989	ANSV. SIGN. <i>O. Anda</i>	ANT. SIDER 39	PRIS kr 60,-
TITTEL Mineralfiber som luftforurensning (En litteraturstudie) Del 1: Egenskaper, utbredelse og helsemessige aspekter		PROSJEKTLEDER O. Anda	
		NILU PROSJEKT NR. E-8907	
FORFATTER(E) O. Anda		TILGJENGELIGHET A	
		OPPDRAKSGIVERS REF.	
OPPDRAKSGIVER (NAVN OG ADRESSE)			
3 STIKKORD (å maks. 20 anslag) Asbestfiber Mineralfiber Glassfiber			
REFERAT (maks. 300 anslag, 7 linjer) Litteraturstudien omhandler egenskaper, utbredelse og helsemessige aspekter ved mineralfiber. Innholdet er avgrenset til fiber som luftforurensning. 61 litteraturreferanser er tatt med i rapporten.			

TITLE
ABSTRACT (max. 300 characters, 7 lines)

* Kategorier: Åpen - kan bestilles fra NILU A
 Må bestilles gjennom oppdragsgiver B
 Kan ikke utleveres C