

Miljørettet helsevern

kjemiske, fysiske og biologiske miljøforholds betydning for helse i vårt land og fordelingen av disse

Redaktør

Caroline Fleten

Bidragstere

Per Nafstad

Hein Stigum

Gunnar Brunborg

Per Schwarze

Gunn Marit Aasvang

Erik Nord

Wenche Nystad

Rapport 2009:7
Nasjonalt folkehelseinstitutt

Tittel:

Miljørettet helsevern
kjemiske, fysiske og biologiske
miljøforholds betydning for helse i vårt land
og fordelingen av disse

Redaktør

Caroline Fleten

Bidragstere:

Per Nafstad
Hein Stigum
Gunnar Brunborg
Per Schwarze
Gunn Marit Aasvang
Erik Nord
Wenche Nystad

Utgitt av Nasjonalt folkehelseinstitutt
Postboks 4404 Nydalen
0403 Oslo
September 2009
Tel: +47-21 07 70 00
E-mail: folkehelseinstituttet@fhi.no
www.fhi.no

Bestilling:

E-post: publikasjon@fhi.no
Telefon: +47-21 07 82 00
Telefaks: +47-21 07 81 05

Design:

Per Kristian Svendsen

Layout:

Grete Søimer

Forsidefoto:

© Colourbox

Trykk:

Nordberg Trykk AS

Opplag:

100

ISSN: 1503-1403
ISBN: 978-82-8082-325-0 trykt utgave
ISBN: 978-82-8082-326-7 elektronisk utgave

Forord

I St.meld. nr 16 (2202-2003), "Resept for et sunnere Norge" (Folkehelsemeldingen), ble det varslet at regjeringen vil nedsette et utvalg som skal foreta en bred gjennomgang av miljørettet helsevern (MHV). Gjennomgangen ble igangsatt i 2007 og ledes av Helse- og omsorgsdepartementet (HOD). Denne rapporten er et delprosjekt av den første fasen som omfatter en analyse av utfordringer innen miljørettet helsevern i Norge.

Folkehelseinstituttet fikk her i oppdrag å gjøre en vurdering av kjemiske, fysiske og biologiske miljøforholds betydning for helse i vårt land og fordelingen av disse. Man ønsket også at det ble foretatt en vurdering av de ulike miljøfaktorenes betydning for helsen, kvantitativt uttrykt for eksempel i "Disability Adjusted Life Years" (DALY) og tapte leveår. Utredningen skulle videre omfatte en vurdering av hvilken kunnskap og data som mangler for å få en bedre oversikt. I denne rapporten presenteres resultatene fra arbeidet.

Ansvar for rapporten har ligget hos en prosjektgruppe bestående av Erik Dybing, Divisjon for miljømedisin og Wenche Nystad (leder), Divisjon for epidemiologi, Caroline Fleten (hovedredaktør), Hein Stigum og Per Nafstad, Divisjon for epidemiologi, Per Schwarze, Gunnar Brunborg og Gunn Marit Aasvang, Divisjon for miljømedisin, og Erik Nord, Divisjon for psykisk helse.

Oslo 24. mars 2009

Geir Stene-Larsen
direktør

Wenche Nystad
avdelingsdirektør

Innhold

FORKORTELSER	7
SAMMENDRAG	8
1. INNLEDNING	12
Bakgrunn og formål	12
Generelt om miljøfaktorer og helse	12
Utvalget av miljøfaktorer i denne rapporten	12
Beregninger av helsetap knyttet til "unødvendige" miljøbelastninger	13
Tidsperspektiv	14
Indikatorer på helsetap	14
Potensielle gevinster av tiltak	14
Usikkerhet	14
Oppbygning av rapporten	14
2. MÅL FOR VURDERING AV HELSEBELASTNING	15
Plage	15
Sykelighet	15
Dødelighet	15
Disability Adjusted Life Years (DALYS)	15
3. LUFTFORURENSNING I UTELUFT	17
3.1. LUFTFORURENSNING OG HELSE	17
3.2. LUFTFORURENSNING I NORGE	18
3.3. VURDERING AV EKSPONERING OG HELSEBELASTNING	19
Relevante helseskader	19
Sammenheng mellom eksponering og helseskade	19
Estimert befolkningseksponering	20
Oppsummering: Vurdert eksponering og helsebelastning	24
3.4. PERSPEKTIVERING	24
Trend	24
Videre forskning og overvåkning	25
3.5. EKSEMPEL	25
4. STØY	28
4.1. STØY OG HELSE	28
4.2. STØY I NORGE	29
Kilder for støy i Norge	29
Måling og beregning av støyeksponering	30

4.3.	VURDERING AV EKSPONERING OG HELSEBELASTNING	31
	Relevante helsebelastninger	31
	Estimert befolkningseksposering	32
	Oppsummering: Vurdert eksponering og helsebelastning	32
4.4.	PERSPEKTIVERING	33
	Trend	33
	Videre forskning og overvåkning	34
4.5.	EKSEMPEL	34
5.	PASSIV RØYKING	36
5.1.	PASSIV RØYKING OG HELSE	36
5.2.	PASSIV RØYKING I NORGE	37
5.3.	VURDERING AV EKSPONERING OG HELSEBELASTNING	37
	Relevante helseskader	37
	Sammenheng mellom eksponering og helseskade	38
	Estimert befolkningseksposering	38
	Oppsummering: Vurdert eksponering og helsebelastning	38
5.4.	PERSPEKTIVERING	38
	Trend	39
	Videre forskning og overvåkning	39
5.5.	EKSEMPEL	39
6.	RADON	42
6.1.	RADON OG HELSE	42
6.2.	RADON I NORGE	43
6.3.	VURDERING AV EKSPONERING OG HELSEBELASTNING	43
	Relevante helseskader	43
	Sammenheng mellom eksponering og helseskade	43
	Estimert befolkningseksposering	43
	Beregnet helsebelastning	43
	Oppsummering: Vurdert eksponering og helsebelastning	44
6.4.	PERSPEKTIVERING	44
	Trend	44
	Videre forskning og overvåkning	44
6.5.	EKSEMPEL	45
7.	ULTRAFIOLETT STRÅLING	46
7.1.	UV-STRÅLING OG HELSE	46
7.2.	UV-STRÅLING I NORGE	47
	Kilder for UV-stråling i Norge	47
	Befolkningseksposering for UV-stråling	48

7.3. VURDERING AV EKSPONERING OG HELSEBELASTNING	48
Relevante helseskader	48
Beregning av helsebelastning	49
Oppsummering: Vurdert eksponering og helsebelastning	49
7.4. PERSPEKTIVERING	50
Trend	50
Videre forskning og overvåkning	50
7.5. EKSEMPEL	50
8. ULYKKER I VEITRAFIKKEN	52
8.1. TRAFIKKULYKKER OG HELSE	52
Registreringer av skader grunnet trafikkulykker	52
8.2. TRAFIKKULYKKER I NORGE	54
8.3. VURDERING AV TRAFIKKULYKKER OG HELSEBELASTNING	54
Relevante helseskader	54
Beregning av helsebelastning	55
Oppsummering: Trafikkulykker og vurdert helsebelastning	55
8.4. PERSPEKTIVERING	55
Trend	55
Videre forskning og overvåkning	56
8.5. EKSEMPEL	56
9. REFERANSER	58
10. APPENDIKS A	63
Diskontering, aldersvektning og andre etiske aspekter ved bruk av DALYs	63
11. APPENDIKS B	64
Beregning av DALYs	64

ACS	–	American Cancer Society Study
AirQUIS	–	Air Quality Information System
Bq	–	Becquerel
CO	–	Karbonmonoksid
DALY	–	Disability Adjusted Life Year
dB	–	Desibel
EMEP	–	Samarbeidsprogram for overvåkning og evaluering av langtransportert luftforurensning i Europa
EPISODE	–	Spredningsmodell for luftforurensning
EU	–	Den europeiske union
GBD	–	Global Burden of Disease
HOD	–	Helse- og omsorgsdepartementet
Hz	–	Herz
IARC	–	International Agency for Research on Cancer
IIS	–	Ikke-ioniserende stråling
KOLS	–	Kronisk obstruktiv lungesykdom
MHV	–	Miljørettet helsevern
NAV	–	Norsk arbeids- og velferdsforvaltning
NILU	–	Norsk institutt for luftforskning
NO2	–	Nitrogendioksid
NPR	–	Norsk pasientregister
PAH	–	Polysykliske aromatiske hydrokarboner
PCB	–	Polyklorerte bifenyler
PM	–	Partikkelmasse
QALY	–	Quality Adjusted Life Years
RS	–	Respiratorisk syncytialt virus
SFT	–	Statens forurensningstilsyn
SO2	–	Svoveldioksid
SPI	–	Støyplageindeks
SSB	–	Statistisk sentralbyrå
STRAKS	–	Norsk register over ulykker og personskader
TRAST	–	Trafikkulykkesstatistikk
TØI	–	Transportøkonomisk institutt
UV	–	Ultrafiolett stråling
VLUFT	–	Spredningsmodell for luftforurensning fra veitrafikk
VOC	–	Flyktige organiske forbindelser
WHO	–	World Health Organization

Sammendrag

I forbindelse med en bred gjennomgang av miljørettet helsevern i Norge, fikk Folkehelseinstituttet i 2008 i oppdrag fra Helse- og omsorgsdepartementet å gjøre en vurdering av kjemiske, fysiske og biologiske miljøforholds betydning for helse i vårt land og fordelingen av disse. Man ønsket også at det ble foretatt en vurdering av de ulike miljøfaktorens betydning for helsen, for eksempel uttrykt i "Disability Adjusted Life Years (DALYs) og tapte leveår. Utredningen skulle videre omfatte en vurdering av hvilken kunnskap og data som mangler for å få en bedre oversikt.

Rapporten baserer seg på en kritisk vitenskapelig vurdering av allerede foreliggende kunnskap og data om mulig helseskade som kan være forårsaket av miljøfaktorer. På grunnlag av data er det gjennomført beregninger for tallmessig å fastsette helsevirkningene av miljøfaktorer og av tiltak som kan gjennomføres for å redusere dem. For å kunne beregne omfanget av helsebelastning som hver miljøfaktor kan bidra til, må tre kriterier være oppfylt:

- Det må finnes veldokumentert kunnskap om årsakssammenheng mellom en helseskade og den aktuelle miljøfaktoren, og denne sammenhengen må kunne kvantifiseres med en anslagsverdi for risiko.
- Det må finnes nasjonale data på antall nye tilfeller av helseskaden over en viss periode, eller data på hvor mange personer som lever med helseskaden.
- Det må finnes tilstrekkelig informasjon om befolkningens eksponering for miljøfaktoren.

Disse tre kriteriene er lagt til grunn for beslutningen om hvilke miljøfaktorer som skulle inkluderes i denne rapporten. I tillegg er miljøfaktorene valgt hvis de er antatt å bidra vesentlig til miljøbetings helsebelastning i Norge, og hvis det er mulig å redusere helseskadene av eksponeringen. Denne rapporten belyser miljøfaktorene utendørs luftforurensning, støy i bomiljø, passiv røyking, radongass, ultrafiolett stråling (UV) og trafikkulykker, samt fordelingen av disse faktorene. Grunnen til at det ikke er inkludert andre miljøfaktorer som potensielt kan medføre økt risiko for helseskade, er først og fremst at kriteriene nevnt i punktene over ikke er oppfylt. Det er prinsipielt mulig å forestille seg at det finnes ukjente miljøfaktorer som kan ha betydelige effekter på helse og som ikke er inkludert i denne oversikten på grunn av mangel på data. Forskning har ofte slagside i form av "publication bias" slik at undersøkelser som viser fravær av effekt er vanskeligere å få publisert enn de som viser tydelige tegn på effekt. Likevel er det grunn til å tro at helseeffekter som det finnes best data om, også er de som har størst helsemessig betydning.

En enkelt miljøfaktor alene fører som oftest ikke til sykdom eller død, men kan være en medvirkende årsak sammen med andre faktorer, både av genetisk og miljømessig art. Det er kjent at befolkningen eksponeres for et stort antall faktorer samtidig, og helseskader knyttet til enkeltfaktorer kan - avhengig av virkningsmekanisme - komme i tillegg til hverandre, forsterke hverandre eller motvirke hverandre. Det foreligger imidlertid lite kunnskap om hvilke effekter som kan komme av kombinasjonseksponeringer og om virkningsmekanismer knyttet til dette. I tillegg skal det understrekes at det for mange miljøfaktorer er vanskelig eller umulig å vurdere omfanget av helseskade som faktoren kan bidra til på grunn av begrenset kunnskap om miljøfaktoren, manglende data om befolkningens eksponering, eller manglende kunnskap om relevante helseskader. Med andre ord er usikkerheten oftest stor rundt hvor mye helsebelastning en enkelt miljøfaktor kan bidra til. Generelt kan det sies at påvirkning fra miljøfaktorer kan tenkes å øke antallet av allerede utbredte sykdommer. Samtidig er de ofte medvirkende årsak til dødsfall av utbredte sykdommer, og de kan føre til en forverring av allerede eksisterende sykdom.

For de faktorene der det er mulig, anslår denne rapporten et omfang av helsebelastning som skyldes at befolkningen eksponeres på dagens nivå. Miljøfaktorene er i ulik grad påvirkbare, og for flere av dem er det urealistisk eller svært lite aktuelt å fjerne all eksponering. Det totale omfanget av helsebelastning som en miljøfaktor kan bidra til, kan derfor ikke alltid unngås. Unødvendige helsetap derimot, er det samme som potensielle helsegevinster samfunnet kan oppnå gjennom forebyggende tiltak. Det kan være mer hensiktsmessig å beregne omfang av helsebelastning enn det kan være realistisk å unngå den. Beregningene i denne rapporten anslår helsetap som er påført befolkningen i ett år av langvarig unødvendig eksponering for en miljøfaktor. Det betyr at det er inkludert helsetap som utløses umiddelbart av miljøbelastninger (for eksempel trafikkskader), helsetap som hovedsakelig skjer blant allerede syke og svekkede personer (for eksempel passiv røyking) og helsetap som særlig gjør seg gjeldende ved eksponering over lang tid (for eksempel radon).

Omfanget av helsebelastninger som presenteres, både de totale og de reduserte ved tiltak, inneholder ofte mye usikkerhet. Tolkningen og bruken av resultatene må derfor ta høyde for dette. En rangering av miljøfaktorene etter størrelsen på helsebelastning er som følge av dette problematisk og bør unngås.

Luftforurensning

Det er i denne rapporten tatt utgangspunkt i svevestøv, som er en av flere komponenter av luftforurensning. De aller fleste nordmenn er eksponert for lave nivåer av svevestøv som trolig ikke fører til vesentlig helseskade. Med betydelig usikkerhet er det estimert at 4 % av befolkningen er eksponert for årsmiddelkonsentrasjoner av $PM_{2,5}$ på mer enn $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dette er et foreslått mål for øvre konsentrasjonsnivå internasjonalt, fremsatt av WHO, og det er usikkert hvorvidt lavere konsentrasjoner kan bidra til helseskader. Det er antatt at eventuelle sykdomstilfeller og dødsfall som svevestøv kan bidra til i Norge, skjer blant personer som allerede er svekket av sykdom. På grunn av begrensninger ved kunnskap om sammenhenger mellom eksponering og sykdom/død og mangel på data i Norge, er det vanskelig å beregne antall tilfeller.

Det er behov for ytterligere forskning på sammenhengen mellom ulike komponenter av luftforurensning og helseskader, spesielt på lavgradig eksponering som er vanlig i Norge. Det er også behov for bedre kartlegging av befolkningens eksponering og et helseregister som kan bidra med egnede data på relevante helseskader, for å kunne bedre beregningene av helsebelastning som luftforurensning kan bidra til.

Støy

I denne rapporten er det tatt utgangspunkt i støy fra samferdsel, industri og annen næring, skytebaner, bygg- og anleggsvirksomhet og motorsportbaner. Det er kun fokusert på støyeksponering fra disse kildene i boligområder, og yrkeseksponering er derfor ikke medregnet. For de kildene som er kartlagt, er det beregnet at over 1,5 millioner mennesker i Norge er utsatt for lydnivåer over 55 dB ved boligen fra disse støykildene, hvilket er det høyeste anbefalte døgngjennomsnitt for støyeksponering i boligområder. Med en viss usikkerhet kan det antas at over 190 000 (4 %) personer er sterkt plaget av støy, inkludert nærmere 160 000 personer av støy fra veitrafikk. Det er videre anslått av støy bidrar til søvnforstyrrelser blant 5 % av befolkningen som er over 15 år. Det er foreløpig uvisst om støy kan bidra til reduksjon i fysisk helse blant de eksponerte i Norge. Det må likevel kunne ses på som sannsynlig at sterk støyplage og betydelig innvirkning på søvnkvalitet over lengre tid vil kunne svekke livskvalitet og psykisk helse.

Det er behov for å bedre kunnskapen om potensielle helseskader som støy kan bidra til, så som eventuell utvikling av hjerte-/karsykdom. Videre er det behov for å inkludere flere typer støykilder i den nasjonale støymodellen, men dette krever også ytterligere kunnskap om sammenhengen mellom de manglende støykildene og plage. Dessuten er det behov for å bedre de inkluderte dataene om befolkningens støyeksponering rundt omkring i landet. Den nasjonale støymodellen ser dessuten kun på plage og sier ingenting om søvnforstyrrelser av støy. Utbredelsen av søvnforstyrrelser på grunn av støy er derfor meget usikker.

Passiv røyking

Det er usikkert hvor stor andel av den norske befolkningen som er utsatt for passiv røyking, og hvor store mengder disse personene er eksponert for. Eksponeringen er imidlertid stadig minkende, og med betydelig usikkerhet kan det antas at andelen er et sted mellom 6 – 30 %. Det kan antas at passiv røyking i Norge kan bidra til iskemisk hjertesykdom og lungekreft blant voksne og infeksjoner i nedre luftveier blant spedbarn, men det er ikke kjent hvor mange tilfeller dette er snakk om. Passiv røyking kan også bidra til andre typer av helseskader, men på grunn av manglende data eller usikker kunnskap er det ikke mulig å vurdere slik helsebelastning ytterligere.

Det er behov for bedre kartlegging av befolkningens eksponering for passiv røyking for å kunne vurdere hvor mye denne miljøfaktoren kan bidra til helsebelastning i Norge. Videre er det behov for ytterligere kunnskap om sammenhengen mellom passiv røyking og enkelte typer av helseskader, samt om sammenhengene med helseskade blant kvinner og menn separat. Det er også behov for et helseregister som kan bidra med egnede data på relevante helseskader.

Radon

Det er anslått at den gjennomsnittlige eksponeringen for radon blant befolkningen i Norge er på 88 Bq/m³ i boliger, og at rundt 27 % av befolkningen er eksponert for høyere nivåer enn 100 Bq/m³. Sistnevnte radonnivå diskuteres som en fremtidig tiltaksgrense. Det er sterke holdepunkter for at radon kan medføre økt risiko for lungekreft på alle konsentrasjonsnivåer, hvilket medfører at antall tilfeller av radonindusert lungekreft kan være høyt, selv om risikoen for det enkelte individ ikke er så høy. I denne rapporten er det, med en viss usikkerhet, beregnet at radon kan ha bidratt til omkring 300 nye tilfeller av lungekreft og 260 dødsfall av lungekreft i Norge i 2006. Det vil imidlertid ikke være mulig å fjerne all eksponering for radon, og det er derfor mer hensiktsmessig å beregne størrelsen på radonindusert helsebelastning som kan unngås ved et tiltak.

Det er lite kunnskap om hvorvidt radoneksponering kan ha sammenheng med annen type helseskade enn lungekreft. Helsebelastningen kan derfor være noe underestimert. Stadig bedre kartlegging av befolkningens eksponering, både før og etter tiltak, vil på lengre sikt kunne danne grunnlag for prospektive undersøkelser av lungekreft, eller eventuell annen sykdom, som kan ha sammenheng med radoneksponering i Norge.

UV-stråling

Individens solingsvaner har mer å si for helseskader av UV-stråling enn eventuelle endringer i nivåer av stråling fra solen. Dette gjelder soling både i solarier og ute i naturlig sol. Antakeligvis kan omkring 95 % av alle hudkrefttilfeller skyldes eksponering for UV-stråling. Dette betyr at UV-stråling kan være årsaken til omkring 2 400 nye tilfeller og 280 dødsfall av hudkreft i Norge hvert år.

Det er behov for ytterligere forskning på hvorvidt UV-stråling kan ha negativ effekt på immunsystemet. Kunnskapen er også mangelfull omkring hvilke deler av UV-spekteret som kan gi de mest alvorlige helseskadene, om hvor effektive forskjellige solfaktorprodukter er og hvilken betydning det å bli brun kan ha for beskyttelse mot hudkreft. For bedre å kunne vurdere den totale helsebelastningen av UV-stråling i Norge, er det ønskelig med nasjonale registreringer av nye tilfeller av hudkrefttypen basalcellekarsinom, øyenskader som er relatert til UV-stråling og forekomst av alvorlige solforbrenninger. Videre er det behov for bedre kartlegging av befolkningens bruk av

solarier, for å kunne vurdere helsebelastning som kan skyldes henholdsvis kunstig og naturlig sol, og for å kunne gjennomføre bedre målrettede tiltak mot overdreven soling.

Ulykker i veitrafikken

Det er stor usikkerhet rundt hvor mange som skades i trafikkulykker i Norge hvert år og hvor alvorlige disse skadene er. Det er antatt at antall skader er tre ganger høyere enn det som er rapportert (underrapportert med en faktor 3). Videre er det antatt at 10 % av skadene med uopp-gitt skadegrad er alvorlige. Ut i fra dette er det her vurdert at trafikkulykker forårsaker omkring 32 500 lettere skader, 3 600 alvorlige skader og 220 dødsfall i ett år i Norge.

Registreringer av dødsfall i Norge er relativt gode, men det er fortsatt behov for å undersøke forskjellene mellom registrerte dødsfall i politiets register og i Dødsårsaksregisteret og å oppnå et bedre samsvar mellom disse. Det er dessuten stor underrapportering av skader, og kunnskapen rundt alvorligheten av disse er mangelfull. For å kunne gjennomføre bedre beregninger av total helsebelastning, er det behov for et helseregister som kan bidra med egnede data på relevante helseskader, og utvikling av alvorlighetsindikatorer på ulike typer av skader. Det er også viktig med videre kartlegging av risikofaktorer for ulykker i veitrafikken, for å kunne målrette tiltak mot trafikkulykker.

1 Innledning

Bakgrunn og formål

Denne rapporten er et delprosjekt i en bred gjennomgang av miljørettet helsevern (MHV) i Norge, som ledes av Helse- og omsorgsdepartementet (HOD). Gjennomgangen er tenkt utført i to faser hvor første fase omfatter en analyse av dokumentasjon om utfordringer innen miljørettet helsevern i landet. Fase to er selve utvalgsarbeidet med fremleggelse av forslag til tiltak for å møte utfordringene som er blitt dokumentert i den første fasen. Miljørettet helsevern går ut på å fremme befolkningens helse og bidra til gode miljømessige forhold, gjennom å verne befolkningen mot faktorer i miljøet som kan ha negativ innvirkning på helsen.

Arbeidet i den første fasen består av tre delprosjekter: 1) gjennomgang av de ulike kjemiske, fysiske og biologiske faktorenes betydning for helsen og fordelingen av disse, 2) evaluering av MHV-forskriften mv. og 3) utredning om sosiale miljøfaktorer. Folkehelseinstituttet fikk i oppdrag å gjennomføre delprosjekt 1 i første fase. Man ønsket også at det ble foretatt en vurdering av de ulike miljøfaktorenes kvantitative betydning for helsen, for eksempel uttrykt i "Disability Adjusted Life Years (DALYs) og tapte leveår. Utredningen skulle videre omfatte en vurdering av hvilken kunnskap og data som mangler for å få en bedre oversikt.

Generelt om miljøfaktorer og helse

Mennesker eksponeres til stadighet for kjemiske, fysiske og biologiske faktorer fra omgivelsene. Blant annet eksponeres vi gjennom luften vi puster inn, i form av utendørs og innendørs luftforurensninger, passiv røyking og mikrobiologiske faktorer fra fukt i bygg; vi eksponeres for stråling i form av UV, radon og annen elektromagnetisk stråling; det kan forekomme mikrobiologiske faktorer i vannet vi drikker og i maten vi spiser; og vi omgir oss med en rekke forskjellige kjemikalier og gasser. Videre kan spesielle sanseorganer påvirkes som det er tilfelle med støy, og kroppen kan skades ved fysisk påvirkning som for eksempel ved trafikkulykker. Helsebelastning skal her forstås som tap av god helse på grunn av uakseptabelt høy eksponering for en miljøfaktor, og kan inkludere både død, sykdom og plage.

Ved høye, kortvarige eksponeringer kan det utløses akutte helseskader i form av forgiftninger, lokale

effekter på hud og slimhinner, infeksjonssykdommer og i verste fall død. Fysiske skader ved ulykker er også som regel av direkte og umiddelbar natur. Oftest er imidlertid eksponering for miljøfaktorer lavgradig og langvarig. Det er derfor mulig at det kan ta lang tid før negative helsebelastninger opptrer. Dette kan ha forskjellige årsaker. En påvirkning kan føre til biologiske endringer som trenger lang tid på å uttrykkes (som kreft), eksponering over lang tid kan føre til opphopning av stoffer i kroppen inntil man når en helseskadelig dose (for eksempel polyklorerte bifenyl (PCB)), eller ved at eksponering over tid fører til stadig dårligere opprettholdelse av normale fysiologiske eller biologiske mekanismer i kroppen, inntil disse virkningene utvikler seg til synlig skade eller diagnostisert sykdom (for eksempel inhalerte partikler).

En enkelt miljøfaktor alene fører som oftest ikke til sykdom eller død, men kan være en medvirkende årsak sammen med andre faktorer. (Genetiske faktorer spiller her en viktig rolle, som ikke vil bli vurdert nærmere i dette arbeidet). Det er kjent at befolkningen eksponeres for et stort antall faktorer samtidig. Helseskader knyttet til enkeltfaktorer kan, avhengig av virkningsmekanisme, komme i tillegg til hverandre, forsterke hverandre eller motvirke hverandre. Det foreligger imidlertid lite kunnskap om hvilke effekter som kan komme av kombinasjonseksponeringer og om virkningsmekanismer knyttet til dette. I tillegg skal det understrekes at det for mange miljøfaktorer er vanskelig eller umulig å vurdere omfanget av helseskade som faktoren kan bidra til, på grunn av begrenset kunnskap om miljøfaktoren, mangel på data om befolkningens eksponering eller om relevante helseskader. Generelt kan det sies at påvirkning fra miljøfaktorer kan tenkes å øke antallet av allerede utbredte sykdommer, samtidig som de antakeligvis oftest er medvirkende årsak til dødsfall av utbredte sykdommer, eller at miljøfaktorer fører til en forverring av allerede eksisterende sykdom.

Utvalget av miljøfaktorer i denne rapporten

En full vurdering av miljøbetinget helsebelastning innebærer 1) identifikasjon av risikofaktorer som kan bidra til helseskade, 2) karakterisering av dose-responsforhold, 3) estimering av mengde eksponering og 4) karakterise-

ring av risiko for helseskade. Denne rapporten baserer seg på en kritisk vitenskapelig vurdering av allerede foreliggende kunnskap og data om mulig helseskade som miljøfaktorer kan bidra til. På grunnlag av data er det gjennomført beregninger for tallmessig å fastsette helsevirkninger av miljøfaktorer og av tenkte tiltak som kan gjennomføres for å redusere dem. For å kunne beregne omfanget av helsebelastning som hver miljøfaktor kan bidra til må tre kriterier være oppfylt:

- Det må finnes veldokumentert kunnskap om årsakssammenheng mellom en helseskade og den aktuelle miljøfaktoren, og denne sammenhengen må kunne kvantifiseres med en anslagsverdi for risiko.
- Det må finnes nasjonale data på antall nye tilfeller av helseskaden over en viss periode, eller data på hvor mange personer som lever med helseskaden.
- Det må finnes tilstrekkelig informasjon om befolkningens eksponering for miljøfaktoren.

Disse tre kriteriene er lagt til grunn for beslutningen om hvilke miljøfaktorer som skulle inkluderes i denne rapporten. I tillegg er miljøfaktorene valgt hvis de er antatt å bidra vesentlig til miljøbetinget helsebelastning i Norge, og hvis det er mulig å redusere helseskadene av eksponeringen. Det skal imidlertid understrekes at det fortsatt er visse begrensninger ved kunnskap eller data også på de utvalgte miljøfaktorene, og at anslått helsebelastning derfor er usikker. Kortere episoder med usedvanlig høy eksponering for en miljøfaktor, som for eksempel et plutselig og uventet utslipp av giftige kjemikalier fra industri eller et utbrudd av legionella, er ikke vurdert i denne rapporten.

Denne rapporten belyser miljøfaktorene utendørs luftforurensning, støy i bomiljø, passiv røyking, radongass, ultrafiolett stråling (UV) og trafikkulykker, samt fordelingen av disse faktorene.

Et lignende arbeid er utført i Nederland, hvor helsebelastning av luftforurensning i uteluft, støy, ultrafiolett stråling, radongass, fukt i bygg og trafikkulykker ble vurdert (Knol & Staatsen 2005). Utvalgte miljøfaktorer var basert på en tidligere kartlegging av mange forskjellige miljøfaktorer antatte omfang av helsebelastning i Nederland (de Hollander et al. 1999). Denne rapporten inkluderer de fleste av disse miljøfaktorene, fordi deres bidrag til miljøbetinget helsebelastning kan antas å være av de viktigste blant miljøfaktorer også i Norge.

Grunnen til at det ikke er inkludert andre miljøfaktorer som potensielt kan medføre økt risiko for helseskade, er først og fremst at kriteriene nevnt i punktene over ikke er oppfylt. Dette gjelder blant annet potensielle helsepro-

blemer knyttet til andre komponenter enn tobakksrøyk i inneklime, komponenter i vann og mat, gasser, kjemikalier, annen elektromagnetisk stråling og andre typer av ulykker. For enkelte av disse typene miljøfaktorer er trolig bidraget til helsebelastning på befolkningsplan ubetydelig eller lik null. Forskning har ofte slagside i form av "publication bias" slik at undersøkelser som viser fravær av effekt er vanskeligere å få publisert enn de som viser tydelige tegn på effekt. Likevel er det grunn til å tro at helseeffekter som det finnes best data om, også er de som har størst helsemessig betydning. For enkelte andre miljøfaktorer kan det være relevant å vurdere potensiell helsebelastning, men for disse er det nødvendig med videre forskning på virkningsmekanismer og potensielle sammenhenger med helseskade, bedre registreringer av relevante helseskader og kartlegging av befolkningens eksponering. Det er viktig å fremskaffe slik kunnskap og data for å komme videre med forebyggende innsats relatert til miljøfaktorer som kan vise seg å bidra vesentlig til helsebelastning i Norge.

Spesielt er det behov for registrering av skader fra forskjellige typer ulykker, fordi ulykker kan medføre stor helsebelastning blant befolkningen. I en kostnadsanalyse av behandlede skader ved et sentralsykehus og en legevakt i Norge i 1994, er det vist at over 30 % av kostnadene til medisinsk behandling gikk til hjemmeulykker, mens 6 % gikk til behandling av trafikkskadde (Kopjar, Guldvog, & Wiik 1996). Kommunehelsetjenesten har i dag fått et delansvar for å forebygge ulykkeskader, også de som skjer i og omkring hjemmet, og en viktig forutsetning for tiltaksarbeidet er å ha epidemiologisk oversikt over problemene (Ot.prp. nr 40 1986-87, § 1-4). Datamateriale for å kunne beregne omfang av helsebelastning av andre typer ulykker enn de som skjer i trafikken er fortsatt mangelfulle. Trafikkulykker er her valgt på grunn av at det foreligger egnede data på skader, og fordi helsebelastningen av denne typen ulykker er stor i form av relativt større andel av dødsfall, tapte leveår og alvorlige skader.

En kvantitativ vurdering av miljøbetinget helsebelastning av enkeltfaktorer kan være et nyttig verktøy i beslutningsprosesser for prioritering mellom tiltak på forskjellige faktorer. Vurderingen kan gi et bilde av omfang eller alvorlighet av helsebelastningen som følge av en bestemt risikofaktor.

Beregninger av helsetap knyttes til "unødvendige" miljøbelastninger

Miljøfaktorer er i ulik grad påvirkbare. For flere av de faktorene som vurderes i denne rapporten, er det urealistisk eller svært lite aktuelt å fjerne all eksponering. For de miljøfaktorene der det er mulig, anslås allikevel det totale helsetapet som skyldes at befolkningen ekspon-

neres på dagens nivå. Når man vil anslå miljøfaktorenes betydning for folkehelsen, må man – for at anslagene skal bli empirisk meningsfulle – bestemme seg for hvilke alternative scenarier av reduksjon som er mulige. Dette prinsippet følges til slutt i hvert kapittel med et eksempel. For hver miljøfaktor anslås det totale helsetapet som dagens eksponering bidrar til i stedet for eksponering på et lavere nivå som synes å være oppnåelig. I fortsettelsen kaller vi dette for enkelhets skyld "helsetap som skyldes unødvendig eksponering" eller "unødvendige helsetap".

Tidsperspektiv

I denne rapporten blir det anslått effekter på helse av både kortvarig og langvarig unødvendig eksponering for en miljøfaktor. Det betyr at det er inkludert helsetap som utløses umiddelbart av miljøbelastninger (for eksempel trafikkskader), helsetap som hovedsakelig skjer blant allerede syke og svekkede personer (for eksempel passiv røyking) og helsetap som særlig gjør seg gjeldende ved eksponering over lang tid (for eksempel radon).

Indikatorer på helsetap

Helsetapene anslås som tap påført befolkningen *per år*. I rapporten anvendes det to ulike indikatorer for dette. Den ene er *antallet nye tilfeller per år* av sykdom og dødsfall som unødvendig eksponering for en miljøfaktor kan ha bidratt til. Denne indikatoren brukes fordi den er lett å forstå. Svakheten ved den er at den verken fanger opp lidelsesgraden ved inntrufne skader og sykdomstilstander, eller konsekvenser av skader og sykdommer i form av varige helsetap. Derfor blir det også anslått *samlet helsetap over tid* for gruppen av individer som utgjør de unødvendige tilfellene i det enkelte år. For sistnevnte formål anvendes måleenheten 'DALYs' ('Disability Adjusted Life Years', WHO 1996). Beregninger av DALYs innebærer for det første at man teller opp tapte leveår. For det andre omregner man tap av funksjon og livskvalitet i de år som leves etter inntrådt helseskade, i et ekvivalent antall tapte leveår. Dette gjøres ved hjelp av såkalte 'alvorlighetsvekter' for ulike helseproblemer. Summen av tapte leveår og tapt funksjon/livskvalitet omregnet til tapte leveår blir de tapte DALYs. En mer detaljert fremstilling av DALYs er gitt i kapittel 2.

Potensielle gevinster av tiltak

Å anslå "unødvendige" helsetap slik dette er definert her, er det samme som å anslå størrelsen av helsegevinster som samfunnet kan oppnå gjennom forebyggende tiltak. To tidsaspekter må understrekes i denne forbindelse. Ovenfor ble det definert unødvendige helsetap som følge av *langvarige* unødvendige eksponeringer. Det betyr at anslagene i denne rapporten kan forstås som potensielle helsegevinster ved *varige* reduksjoner i eksponering. Dette gjelder for gruppen av individer som ellers ville utgjøre de unødvendige

tilfellene av helseskade i et bestemt år med eksponering. Fortolket som anslag for potensielle helsegevinster per år, gjelder tallene i rapporten dessuten år som ligger så langt frem i tid at reduksjoner i eksponering har rukket å slå fullt ut i bedret helse. Hvor langt fram i tid dette er, avhenger av hvilken miljøfaktor det dreier seg om. For eksempel gir trafikksikkerhetstiltak gevinster umiddelbart, mens det for radon kan ta mange år før reduksjoner i eksponering gir forbedringer i helse.

Det er vanlig i helseøkonomisk analyse å tillegge helsegevinster mindre vekt jo lenger fram i tid de forekommer. Dette gjøres ved å diskontere dem til nåverdi med en viss prosentsats per år, f.eks. 3-5 % (appendix A). Diskontering av liv og helse er omdiskutert. Dessuten er det usikkert når helsegevinstene som omtales i denne rapporten vil inntreffe. I denne rapporten er det derfor ikke diskontert. Uansett er det primære i denne rapporten å anslå helsetap i dag som skyldes at befolkningen eksponeres på dagens nivå i stedet for på et lavere nivå som synes å være oppnåelig. Denne analysen av tap i dag krever ikke diskontering.

Det blir antydnet i forbindelse med hver miljøfaktor hva slags tiltak det kan dreie seg om. Å beskrive hvilke tiltak som kan gjennomføres og hvordan det kan skje ligger utenfor dette oppdraget, og det blir følgelig heller ikke vurdert tiltakenes eventuelle kostnader. Anslagene for helsetap må derfor først og fremst leses som grove indikasjoner på hvor mye det er å hente helsemessig, ved å redusere eksponering for hver av de ulike faktorene innenfor grensene for det som er realistisk. Om de tiltakene som skal til er kostnadseffektive og prioriteringsverdige i en større sammenheng, er et annet spørsmål.

Usikkerhet

Omfanget av helsebelastninger som presenteres i denne rapporten, både de totale og de reduserte ved tiltak, inneholder ofte mye usikkerhet. Tolkningen og bruken av resultatene må derfor ta høyde for dette. En rangering av miljøfaktorene etter størrelsen på helsebelastning er som følge av dette problematisk og bør unngås.

Oppbygning av rapporten

Denne rapporten er delt opp i separate kapitler med risikovurderinger for hver av faktorene a) luftforurensning i uteluft, b) passiv røyking, c) støy i bomiljø, d) radon, e) ultrafiolett stråling og f) ulykker i veitrafikken. Hvert av kapitlene er bygd opp med informasjon om 1) potensielle helseskader av risikofaktoren, 2) eksponering for faktoren i Norge, 3) vurdering av eksponering og helsebelastning, 4) diskusjon om trend for eksponering og hva som trengs av ytterligere kunnskap eller data for å kunne belyse problemet bedre, samt 5) eksempel på mulig unngått helsebelastning ved en tenkt reduksjon i eksponering.

2 Mål for vurdering av helsebelastning

Det finnes flere mål for helse som brukes i vurderinger av helsebelastning. Noen av dem er sykelighet, dødelighet, tapte leveår, forventet levetid med godt helbred, tilskrivbar helsebelastning og monetær verdisetting. Hvilket helsemål som brukes kan variere alt etter typene av helseskade som er relevante, og hvilke data på disse helseskadene som finnes. I denne rapporten blir det i grove trekk brukt to ulike mål på helsetap som de utvalgte miljøfaktorene kan bidra til. Det ene er antallet nye tilfeller per år av helseskade som skyldes uakseptabel eksponering, mer spesifikt uttrykt som antall plagede, syke eller døde. Det andre helsemålet er samlede helsetap over tid for den gruppen av mennesker som utgjør tilfellene av helseskade i et enkelt år. For sistnevnte formål blir det i denne rapporten brukt måleenheten DALYs (Disability Adjusted Life Years).

Slike typer helsemål kan være nyttige i beslutningsprosesser for ressursallokasjon til ulike tiltak mot eksponering eller til forskningsområder, for vurdering av omfang av eksponeringer, for overvåking og vurdering av en befolknings helsesituasjon og for evaluering av tidligere intervensjoner eller endringer i eksponeringer. Det er imidlertid viktig å understreke at vurdering av helsebelastninger eller eksponeringer ikke bør belage seg på ett helsemål alene, at hvert helsemål har sine begrensninger, og at ikke alle sider ved et helseproblem kan belyses fullstendig ved sådanne tallfestede helsemål. Med andre ord kan slike helsemål bare belyse deler av folkehelseproblemene som kan oppstå av for eksempel luftforurensning.

Plage

Verdens helseorganisasjon (WHO) definerer helse som en tilstand av fullkommen fysisk, psykisk og sosial velvære, og ikke bare fravær av sykdom eller svakhet. Dette innebærer at plage kan anses som et negativt helseutfall. Støy er en miljøfaktor som først og fremst kan føre til plage og søvnforstyrrelser, som igjen potensielt kan bidra til sykdom over tid. Plage kan derfor være et viktig helsemål å ta hensyn til i vurderinger av helsebelastning. Dette helsemålet hviler imidlertid mye på subjektive oppfatninger og opplevelser, og hvorvidt det fører til sykdom er usikkert. Informasjon om antall plagede og søvnforstyrrede kan hentes fra nasjonale beregningsmodeller og spørreundersøkelser.

Sykelighet

Antall som er diagnostisert med forskjellige sykdommer kan si noe om omfanget av spesifikke sykdommer i landet, om utbredelsen av sykdommene i forhold til alder, kjønn og geografiske områder og om trend over tid. Mål på sykelighet kan også brukes til å vurdere om tidligere intervensjoner har hjulpet, eller om nye intervensjoner bør igangsettes. Antallet syke sier imidlertid lite om alvorligheten av sykdommen. I de tilfellene der miljøfaktoren ofte kan føre til akutt død, så som ved trafikkulykker, bør ikke tall på sykelighet/skade brukes alene ved vurdering av helsebelastning, men sammen med helsemål for død. I 2007 ble Norsk pasientregister (NPR) personidentifiserbart, og inneholder nasjonale data for sykehusinnleggelser og behandlinger og undersøkelser av sykdommer ved sykehus/poliklinikker. Disse dataene er foreløpig ikke egnede til beregning av helsebelastning som kan knyttes til miljøfaktorer. Nye tilfeller av kreft blir registrert i Kreftregisteret. I skrivende stund kan antall tilfeller av andre typer relevante sykdommer bare grovt anslås ut fra enkelte befolkningsundersøkelser eller lokale registre. Norge har derfor svært begrenset med data på sykelighet i befolkningen.

Dødelighet

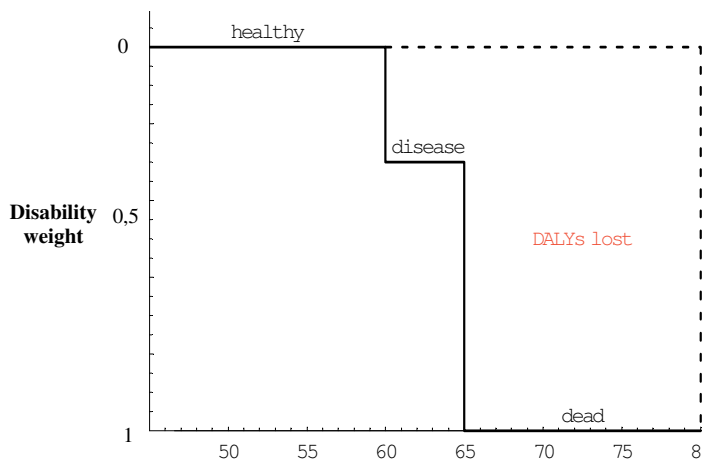
Informasjon om antall dødsfall over en viss periode har mye av den samme anvendeligheten og begrensningene som informasjon om sykelighet. En fordel med dette helsemålet er at dødsfall er et konkret helseutfall som i dag blir registrert i Dødsårsaksregisteret, og at alle tilfeller i prinsippet kan anses som like alvorlige. Dette helsemålet bør imidlertid ikke brukes alene ved vurdering av risikofaktorer som i større grad medfører helbredelig sykdom i forhold til fatale utfall, så som UV-stråling og hudkreft, da omfanget av helsebelastning dermed kan bli grovt underestimert.

Disability Adjusted Life Years (DALYs)

DALYs er et mål for helsetap som kombinerer både kvalitativ og kvantitativ informasjon om et helseproblem uttrykt som ett tall (figur 1). Beregninger av DALYs innebærer for det første at man teller opp tapte leveår. For det andre omregner man helsetap av sykdom eller funksjonshemming i de år som leves etter diagnostisert sykdom, til et tilsvarende antall tapte friske leveår. Sykdom og funksjonshemming fører til

ulike typer av helsetap. De kan bestå i tap av levetid, nedsettelse av ulike fysiske og psykiske funksjoner og fysisk og psykisk ubehag. Omregningen av slike helsetap til tapte leveår gjøres ved hjelp av såkalte 'alvorlighetsvekter'. En sykkelighets- eller ubehagstilstand blir vurdert ut fra alvorligheten av den og deretter vektet for et tall som kan representere graden av alvorlighet. Summen av tapte leveår og tapt funksjon/livskvalitet omregnet til tapte leveår blir de tapte DALYs – det vil si det helsetapet som for eksempel kan skyldes en miljøfaktor. Det skal imidlertid understrekes at DALYs uttrykker en forenkling av en meget kompleks virkelighet, og at DALYene i denne rapporten derfor gir en meget grov indikasjon på helsebelastning av de forskjellige miljøfaktorene.

I noen sammenhenger er det av interesse å sammenlikne ulike helsetap med hverandre og uttrykke hvor store noen tap er i forhold til andre. For eksempel kan man, som her, være interessert i å uttrykke hvor byrdefull helsetap av blant annet UV-stråling er i forhold til helsetap av radongass i en gitt befolkning. For slike sammenlikningsformål er det behov for å måle ulike typer helsetap med en felles måleenhet. En 'DALY' er ment å være en slik felles måleenhet. En måleenhet som DALYs er imidlertid ikke ment å skulle erstatte de mer detaljerte informasjonene som kan fås om spesifikke helsetilstander, eller om årsakene til dem. Måleenheten kan i stedet supplere de andre informasjonene om for eksempel antall sterkt plagede av støv, og syke eller døde av en annen miljøfaktor. Siden DALYs inkluderer informasjon om både fatale og ikke-fatale helseutfall, samt livskvaliteten ved forskjellige helsetilstander, kan DALYs for enkelte formål være et bedre helsemål enn ubehag, sykkelighet eller dødelighet alene. Det skal imidlertid presiseres at DALY-beregningene i denne rapporten



Figur 1: Illustrasjon av prinsippet for beregning av Disability Adjusted Life Years (DALYs)

ikke inkluderer annen form for tap av trivsel enn tap av livskvalitet på grunn av en helseskade eller sterk plage og søvnforstyrrelser på grunn av støv.

Et tapt leveår sies å innebære et helsetap på én DALY. Et år med sykdom eller funksjonshemming sies å innebære et helsetap på en viss brøkdel av en DALY. Brøkdelen er større jo alvorligere, det vil si jo mer byrdefull sykdomstilstanden eller funksjonshemmingen er. Verdens helseorganisasjon har laget tabeller med alvorlighetsvekter for en lang rekke tilstander (Murray & Lopez 1996). For eksempel har leddgikt en alvorlighetsvekt på ca 0.2, mens det å være blind har en vekt på ca 0.6. Et leveår med for eksempel leddgikt eller blindhet anses dermed å innebære et helsetap på henholdsvis 0.2 og 0.6 DALYs, der blindhet anses som mer alvorlig. Vektene ligger mellom 0 og 1, der 1 er alvorlighetsvekten for død.

Den enkelte instans som benytter seg av DALYs bør selvstendig vurdere validiteten av de alvorlighetsvektene som er foreslått av Verdens helseorganisasjon. Vektene som er angitt her kan passe bedre i noen land enn i andre, og deres validitet kan avhenge av hva en dypst sett ønsker at DALY-beregningen skal uttrykke. Én hensikt med beregningen kan være å anslå hvor ille den alminnelige befolkning oppfatter ulike typer sykdom eller funksjonshemming. En annen hensikt kan være å anslå hvilken verdi ulike forebyggende programmer skal tillegges, gitt etablerte politiske retningslinjer som sterkt vektlegger alvorlighetsgrad ved prioritering mellom tiltak. Det sistnevnte formålet kan tilsi noe lavere vekter for moderate og lette tilstander (= lavere DALY-estimat) enn det førstnevnte formålet. Vektene som er valgt i denne rapporten baserer seg på den førstnevnte betraktningmåten.

DALYs er additive over personer og år. Det vil for eksempel si at hvis 1 000 personer lever med leddgikt i 20 år, anses det samlede helsetapet å være $0.2 \times 20 \times 1\,000 = 4\,000$ DALYs. Helsetapet anses med andre ord å være like stort som helsetapet ved at for eksempel 2 000 personer hver mister 2 friske leveår ($2\,000 \times 2$).

Tap av leveår regnes vanligvis i forhold til en 'standard levealder' på 80 år for menn og 82 år for kvinner. Tap av år som ellers ville ha vært med sykdom eller funksjonshemming (for eksempel år tapt ved hjerteinfarkt eller lungekreft blant personer med leddgikt) regnes som hele tapte leveår. Dette avspeiler at livet selv, og dermed beskyttelsen av liv, anses som like verdifullt hos mennesker med nedsatt helse som hos friske mennesker. Det betyr for eksempel at hvis 1 000 menn først lever med leddgikt i 20 år og så dør av hjerteinfarkt når de er 70, er helsetapet for disse personene $0.2 \times 20 \times 1\,000 + 10 \times 1\,000 = 14\,000$ DALYs.

3 Luftforurensning i uteluft

- **Status:** Det er i denne rapporten tatt utgangspunkt i svevestøv, som er en av flere komponenter av luftforurensning. De aller fleste nordmenn er eksponert for lave nivåer av svevestøv som trolig ikke fører til vesentlig helseskade. Med betydelig usikkerhet er det estimert at 4 % av befolkningen er eksponert for årsmiddelkonsentrasjoner av $PM_{2,5}$ på mer enn $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Dette er et foreslått mål for øvre konsentrasjonsnivå internasjonalt, fremsatt av WHO, og det er usikkert hvorvidt lavere konsentrasjoner kan bidra til helseskader. Det er antatt at eventuelle sykdomstilfeller og dødsfall som svevestøv kan bidra til i Norge, skjer blant personer som allerede er svekket av sykdom. På grunn av begrensninger ved kunnskap om sammenhenger mellom eksponering og sykdom/død og mangel på data i Norge, er det vanskelig å beregne antall tilfeller.
- **Videre forskning og overvåking:** Det er behov for ytterligere forskning på sammenhengen mellom ulike komponenter av luftforurensning og helseskader, spesielt på lavgradig eksponering som er vanlig i Norge. Det er også behov for bedre kartlegging av befolkningens eksponering og et helseregister som kan bidra med egnede data på relevante helseskader, for å kunne bedre beregningene av helsebelastning som luftforurensning kan bidra til.

3.1 Luftforurensning og helse

Sammenhenger mellom forskjellige typer luftforurensning og helseskader er blitt undersøkt i et stort antall studier. Verdens helseorganisasjon (WHO) og andre har publisert gjentatte kunnskapsoppsummeringer på området, hvor det er påpekt en lang rekke helseskader som er indikert å ha sammenheng med luftforurensning (Anderson et al. 2004, Martuzzi et al. 2002, Nasjonalt folkehelseinstitutt m.fl. 2007, Statens helsetilsyn m.fl. 1999, WHO 2000, WHO 2006a). Kunnskapsgrunnlaget er imidlertid fortsatt begrenset,

i motsetning til det vi for eksempel har for sammenhengen mellom aktiv røyking og helse (Vollset et al. 2006). Den foreløpige kunnskapen kan bare regnes som rimelig solid for enkelte sammenhenger mellom komponenter av luftforurensning og helseskade, og ytterligere kunnskap er nødvendig for å kunne danne et sikrere bilde av den totale helsebelastningen.

Luftforurensning generelt, og svevestøv spesielt, er hovedsakelig vist å ha sammenheng med død, hjerte-/kar- og luftveislidelser (WHO 2006a). I WHO's kunnskapsoppsummering er det mer utdypende vist at mange undersøkelser indikerer at eksponering for svevestøv øker risikoen for død og sykehusinnleggelse blant pasienter med KOLS (kronisk obstruktiv lungesykdom), hjerte-/karsykdom og diabetes, forverring av symptomer og økt behandlingsbehov blant pasienter med astma, hjerteinfarkt, betennelse i lungene, utvikling av åreforkalkning, funksjonsforstyrrelser i karsystemet, infeksjoner og kreft i luftveiene. Enkelte av disse helseskadene har i tillegg blitt assosiert med andre komponenter av luftforurensning når slike har blitt målt. Undersøkelser indikerer også at andre helseskader, så som redusert lungefunksjon, forskjellige symptomer på luftveislidelser og irritasjon, utvikling av astma, utvikling av andre risikofaktorer for hjerte-/karsykdom, hjertearytmi, slag, død av kreft, spontanabort, for tidlig fødsel, redusert fødselsvekt og krybbedød, kan være assosiert med forskjellige komponenter av luftforurensning. Her er imidlertid kunnskapsgrunnlaget fortsatt usikkert.

I denne rapporten fokuseres det på finfraksjonen av svevestøv ($PM_{2,5}$). Valget av denne komponenten er basert på at det er til dels god dokumentasjon på at det har sammenheng med helseskader, at det foreligger informasjon omkring konsentrasjoner av svevestøv for flere deler av landet, at store deler av befolkningen kan være eksponert for det, og at det foreligger norske data på en del av de helseskadene som det har sammenheng med. Det kan diskuteres hvor mange og hvilke komponenter av luftforurensning som bør tas med i analyser av helsebelastning knyttet til luftforurensning. Det er av WHO foreslått at svevestøv kan brukes som en indikator for luftforurensning generelt (WHO 2006a). Imidlertid er ikke korrelasjonen mellom

svevestøv og andre komponenter av luftforurensning, og mellom forskjellige fraksjoner av svevestøv, entydig. Det er derfor uvisst hvor mye helseskade som fanges opp i beregning av helseskade av $PM_{2,5}$ alene, som i virkeligheten er knyttet til andre luftforurensningskomponenter, og hvor mye helseskade som luftforurensning bidrar til som eventuelt ikke fanges opp i denne beregningen. Eksperimentelle undersøkelser på mennesker og dyr har imidlertid vist at svevestøv har effekter på helsen uavhengig av andre komponenter. Det skal understrekes at svevestøv ikke er en entydig definert komponent slik som for eksempel NO_2 (nitrogendioksid), men at det består av mange ulike stoffer og partikkelkomponenter, så som karbon og mineralstøv. Inntil videre er det ikke identifisert noen nedre grenser for konsentrasjoner av svevestøv som kan anses som sikre mot negative helseeffekter, men det er per i dag lite kunnskap om helseeffekter ved eksponering for lave forurensningsnivåer som er typisk for store deler av den norske befolkningen.

Både eksponering over kort og lang tid synes å være assosiert med økt risiko for helseskade. Det foreligger imidlertid langt færre studier på helseskader av gjennomsnittlig eksponering over lang tid enn på episoder av eksponering over kort tid. Det er grunn til å tro at usikkerheten rundt helseskader av eksponering over lang tid kan være beheftet med mer usikkerhet enn ved eksponering over kort tid. Eksponering over kort tid omtales som episoder av høye konsentrasjoner av luftforurensning i løpet av timer, døgn eller uker, mens eksponering over lang tid ofte omtales som eksponering over et helt år eller flere.

I denne rapporten har det kun vært mulig å vurdere helsebelastning av lengre tids eksponering, fordi det ikke foreligger egnede data på sykdom/død som kan relateres til tidsspesifikke episoder av økt forurensning. Helseskadene som er inkludert i vurderingene, er de hvor det foreligger en rimelig grad av vitenskapelig dokumentasjon for sammenheng med eksponering for svevestøv over lang tid. Dette omfatter total død, ekskludert dødsfall som skyldes ytre plutselige påkjenninger som for eksempel ulykker, samt død av hjerte-/kar og luftveislidelser og av lungekreft (WHO 2006a).

3.2 Luftforurensning i Norge

Utendørs luftforurensning består av en blanding av flere forskjellige typer gasser og partikler, og de relative mengdene av de forskjellige typene varierer med situasjoner knyttet til tid og sted. Årlige gjennomsnitt av luftforurensningsnivåer i og utenfor byer i Norge er oftest relativt lave sammenlignet med mange andre land i Europa. Overskridelser av europeiske og nasjonale grenseverdier og anbefalte luftkvalitetskriterier forekommer allikevel i flere områder over kortere tid, spesielt i byområder. Overskridelsene skjer hovedsakelig i konsentrasjoner av svevestøv, målt som fraksjonene PM_{10} og $PM_{2,5}$, men også i konsentrasjoner av NO_2 og bakkenær ozon. Det kan også skje overskridelser av andre typer forurensninger, som polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og metaller i enkelte industriområder. Av andre komponenter av luftforurensning i Norge kan for eksempel nevnes ultrafine partikler ($PM_{0,1}$), svoveldioksid (SO_2), karbonmonoksid



Foto: © Colourbox

(CO), andre nitrogenoksider (NO_x) og flyktige organiske forbindelser (VOC, inkludert benzen). Foreløpig eksisterer det mest vitenskapelig dokumentasjon for helseskader av svevestøv og ozon (WHO 2006a). Det er som tidligere nevnt fokusert på PM_{2,5} i denne rapporten. Hovedkildene til høye konsentrasjoner av svevestøv i Norge er veitrafikk, vedfyring og noen steder industri.

I Norge har vi 49 målestasjoner for forskjellige typer luftforurensning som er distribuert på 23 forskjellige områder i landet. De fleste av dem befinner seg i de sørligste delene av Norge og i Oslo (www.luftkvalitet.info). Disse målestasjonene gir oss viktig viten om blant annet konsentrasjonene av PM₁₀ og PM_{2,5} både over timer, enkelte døgn og over år. Målestasjonene er satt opp i nærheten av viktige utslippskilder som vei eller industri, eller måler bakgrunnseksponering fra naturlige kilder og langtransporterte forurensninger. De målte konsentrasjonene vil derfor sjelden være egnet til å beskrive eksponeringsnivåer i områder hvor store deler av befolkningen bor eller oppholder seg, og de kan heller ikke gjenspeile personers varierende eksponering ettersom de forflytter seg.

Fordi data fra målestasjoner alene ikke kan representere befolkningens eksponering, har det til en viss grad blitt tatt i bruk modellberegninger. Disse modellberegningene har blant annet som mål å beskrive den geografiske fordelingen av ulike komponenter av luftforurensning ved å kombinere informasjon om målte konsentrasjonsnivåer, informasjon om trafikk tetthet, viten om spredning av de forskjellige typene luftforurensning og informasjon om meteorologi og topografi. Det er imidlertid mange faktorer som kan påvirke en persons eksponering, og det er begrenset hva en kan ta høyde for i slike modellberegninger.

Befolkningens eksponering for svevestøv er i denne rapporten vurdert skjønnsmessig på bakgrunn av både målte, beregnede og anslåtte eksponeringsnivåer rundt omkring i landet. Dette er nødvendig i mangel på en enhetlig oversikt over befolkningseksponering for svevestøv i Norge, hvilket dessuten medfører at

estimatene på konsentrasjoner er tatt fra forskjellige årstall. En liknende metode er også anvendt i en tidligere analyse av helseeffekter av luftforurensning i Norge utført av Statens forurensningstilsyn (SFT) (Statens forurensningstilsyn 2000a).

3.3 Vurdering av eksponering og helsebelastning

For å kunne vurdere hvor mye helsebelastning som svevestøv kan bidra til i en befolkning, er det nødvendig med 1) veldokumentert kunnskap om årsakssammenheng med helseskader, 2) nasjonale data på disse helseskadene og 3) tilstrekkelig informasjon om befolkningens eksponering. Kunnskapen er fremdeles usikker rundt flere relevante helseskader, det mangler nasjonale data på noen av de dokumenterte helseskadene og det er stor usikkerhet rundt befolkningens eksponering. På grunn av disse begrensningene inkluderer vurderingen her bare helseskader som årlig gjennomsnitt av PM_{2,5} potensielt kan bidra til, i form av død (totalt antall eksklusiv voldsomme dødsfall, død av hjerte-/karsykdom og luftveissykdommer og av lungekreft).

Relevante helseskader

Informasjon om antall dødsfall i 2006 av hjerte-/karsykdom og luftveissykdommer (ICD-10-kode I00-I99 og J00-J99), lungekreft (ICD-10-kode C33-C34) og total død (unntatt voldsomme dødsfall som for eksempel ulykker) er hentet fra det nasjonale Dødsårsaksregisteret (www.ssb.no). Sykdom av lungekreft er ikke tatt med, fordi det er usikkert om svevestøv her i landet kan bidra til tidligere død blant allerede kreftsyke, eller om det også kan bidra til utvikling av lungekreft.

Sammenheng mellom eksponering og helseskade

Den vitenskapelige litteraturen om eksponering over lang tid for svevestøv og helseskade angir kun anvendelige risikoestimer for død, og disse er med dagens kunnskap antakelig bare anvendelige for eksponering

Tabell 1: Risikoestimer for sammenhengen mellom eksponering for PM_{2,5} over lang tid og død

	Beregnet økning i risiko per 10 µg/m ³	95 % konfidensintervall	Kilde
PM _{2,5}			
All død	4 %	(1 - 8)	Pope et al, 2002
Død av hjerte-/lungesykdom	6 %	(2 - 10)	Pope et al, 2002
Død av lungekreft	8 %	(1 - 16)	Pope et al, 2002

over et visst konsentrasjonsnivå. Det foreligger også enkelte andre risikoestimater for sammenhenger mellom luftforurensning og helseskade, men disse er ikke gjennomgått her på grunn av begrensningene i datamateriale som er nevnt tidligere.

Tre spesifikke risikoestimater er anvendt her, for sammenhengen mellom eksponering for finfraksjonen av svevestøv ($PM_{2,5}$) og henholdsvis total død, død av hjerte-/karsykdom og luftveissykdommer, samt død av lungekreft (tabell 1). Disse estimatene er basert på to amerikanske studier som har stått sentralt i beregninger av helsebelastning som følge av eksponering for svevestøv over lang tid. Studiene det refereres til er The Six City Study (Dockery et al. 1993) og The American Cancer Society (ACS) Study (Pope, III et al. 1995, Pope, III et al. 2002). I det førstnevnte studiet ble en økning på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ av $PM_{2,5}$ assosiert med en gjennomsnittlig økt risiko for all død på 13 %, og en gjennomsnittlig økt risiko for død av hjerte-/karsykdom på 18 %. Det laveste årlige eksponeringsnivået i denne undersøkelsen lå på over $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2,5}$. I det andre studiet ble det observert en økning i risiko for død på 4 % ved økning på $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ av $PM_{2,5}$. Den relative risikoen var 6 % for hjerte-/karsykdom og luftveissykdommer og 8 % for lungekreft. Her var gjennomsnittlig eksponering av $PM_{2,5}$ på $21,1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ (SD 4,6) for perioden 1979-1983, på 14 (SD 3,0) for perioden 1999-2000 og gjennomsnittlig $17,7$ (SD 3,7) for begge periodene (Pope, III et al 2002). Det er de sistnevnte risikoestimaterne fra ACS-studien som her er vurdert som mest anvendelige inntil videre for norske forhold, og de er også anvendt i andre norske publikasjoner tidligere. Sammenhengen mellom svevestøv og død inneholder en del usikkerhet, og i tillegg kan det tenkes at sammenhengen er annerledes for norske forhold. Til sammenlikning ble det i en norsk studie av Nafstad m.fl. funnet en sammenheng mellom NO_x som indikator for luftforurensning generelt og økt risiko for død blant menn (Nafstad et al. 2004).

Estimert befolkningseksponering

Det er vanskelig å estimere befolkningens eksponering for svevestøv rundt omkring i landet. Mange av de anslåtte konsentrasjonene som er angitt senere i dette kapitlet er særdeles grove og usikre, og det kan sikkert reises spørsmål om andre anslag kunne vært riktigere. Som nevnt tidligere er vurderingen av befolkningens eksponering her gjort på bakgrunn av både målte, beregnede og anslåtte verdier rundt omkring i landet. Best datagrunnlag for beregning av

svevestøv finnes for de største byområdene¹. Befolkningens eksponering i resten av Norge kan stort sett bare grovt antas på bakgrunn av målte konsentrasjoner ved nærliggende målestasjoner, viten om geografiske og meteorologiske forhold, samt kjennskap til utslippskilder. Steder som er sterkt påvirket av lokal industri er ikke tatt med i vurderingene her, fordi disse stedene krever selvstendig vurdering og håndtering. De årsmidlene av svevestøv som er angitt i denne rapporten, kan både under- og overestimere befolkningens faktiske eksponering grunnet de usikre dataene som estimatene ofte er basert på, begrensninger ved beregningsmodeller og individuell eksponering.

Større byområder

Den største forurensningen for svevestøv finnes i de større byene og tettstedene. Det er i dette avsnittet anslått årsmiddelverdier av både PM_{10} og $PM_{2,5}$, som store deler av befolkningen kan tenkes å være utsatt for, for byområdene Oslo, Bergen, Trondheim, Tromsø, Drammen, Stavanger/Sandnes, Fredrikstad/Sarpsborg og Porsgrunn/Skien. Årsmidlene er fremkommet på litt forskjellige måter og i forskjellige år. Det er tatt utgangspunkt i NILUs foreløpige vurdering av luftforurensning rundt omkring i Norge med estimater fra 1994-1999 (Larssen, Hagen, & Tønnesen 2000) og SFTs vurdering av helseeffekter av luftforurensning med tall fra 1995-96 (Statens forurensningstilsyn 2000a). Der det har vært mulig er disse byttet ut med nyere tall. Årsmidlene er angitt i tabell 2 og 3. Verdier for PM_{10} er angitt fordi enkelte av konsentrasjonene av $PM_{2,5}$ her er beregnet ut fra PM_{10} -verdiene ved hjelp av et forholdstall på 0,4 (NILU 2007).

Enkelte av konsentrasjonene i tabell 2 kan synes høye tatt i betraktning av at de skal representere gjennomsnittlig befolkningseksponering over ofte store områder. Dette kan gjelde Stavanger/Sandnes og Porsgrunn/Skien som begge har høyere verdier enn Oslo. Grunnen til de høye verdiene er at nivåene er hentet fra målestasjoner som er plassert på steder der forurensningen er høy. De største andelene av byenes innbyggere bor imidlertid utenfor sentrum der forurensningsnivåene er lavere, og den gjennomsnittlige konsentrasjonen er derfor sannsynligvis lavere enn angitt i tabell 2. Det samme gjelder for enkelte konsentrasjoner av $PM_{2,5}$ i tabell 3.

Som del av SFTs vurdering av helseeffekter av luftforurensning, har NILU beregnet hvordan befolkningen i fire store byer fordeler seg på ulike konsentra-

¹For de største byområdene er det blitt gjort modellberegninger for befolkningens eksponering for enkelte år, basert på Norsk institutt for luftforskning (NILU) AirQUIS- og EPISODE-modeller (www.nilu.no, Statens forurensningstilsyn 2000a). For andre større byer og tettsteder foreligger det noen beregninger basert på veitrafikk (VLUFT), som inneholder langt større usikkerhet, og disse er supplert med målte konsentrasjoner for enkelte steder (www.luftkvalitet.info).

Tabell 2: Estimerer for gjennomsnittlig helårsmiddel av PM₁₀ i bysoner

Bysoner	År	Innbyggere*	Helårsmiddel PM ₁₀	Kilde
Beregnete konsentrasjoner:				
Oslo	2001	761 300	16 #	Oslo kommune
Drammen	1995-96	51 955	11 ##	SFT, LEVE-rapport, 2000
Bergen	1995-96	184 664	10 ##	SFT, LEVE-rapport, 2000
Trondheim	1994-95	136 179	8 ##	SFT, LEVE-rapport, 2000
Fredrikstad/Sarpsborg	1999	92 300	12 # §	NILU OR 46/2000
Målte konsentrasjoner:				
Tromsø	2000	48 200	10 §	NILU OR 42/2000
Stavanger/Sandnes	1996-97	138 200	17	NILU OR 46/2000
Porsgrunn/Skien	1994-95	82 800	23	NILU OR 46/2000

* Baserer seg enten på omtrentlig antall som er inkludert i beregningsmodellene, eller på grenser fastsatt etter SSBs tettstedsdefinisjon.

Beregnet med AirQUIS.

Beregnet med EPISODE.

§ Regnet om fra vintermiddel med en faktor 0,8 (NILU).

"Målingen ble kun foretatt for enkelte vintermånedene.

Tabell 3: Estimerer for gjennomsnittlig helårsmiddel av PM_{2,5} i bysoner

Bysoner	År	Innbyggere*	Helårsmiddel PM _{2,5}	Kilde
Beregnete konsentrasjoner:				
Oslo	2001	761 300	6 §§	NILU/Oslo kommune
Drammen	1995-96	51 955	7	SFT, LEVE-rapport, 2000
Bergen	1995-96	184 664	6	SFT, LEVE-rapport, 2000
Trondheim	1994-95	136 179	4	SFT, LEVE-rapport, 2000
Fredrikstad/Sarpsborg	1999	92 300	5 §§	NILU OR 46/2000
Porsgrunn/Skien	1999	82 800	13 ##	NILU OR 46/2000
Målte konsentrasjoner:				
Tromsø	2000	48 200	4 §§ "	NILU OR 42/2000
Stavanger/Sandnes	1996-97	138 200	7 §§	NILU OR 46/2000

* Baserer seg enten på omtrentlig antall som er inkludert i beregningsmodellene, eller på grenser fastsatt etter SSBs tettstedsdefinisjon.

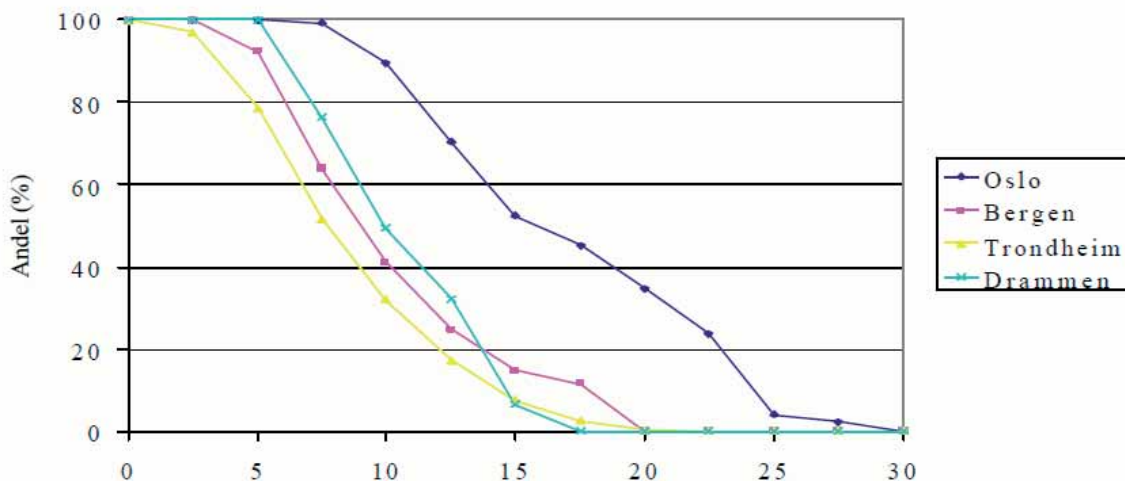
§§ Regnet om fra årsmiddel av PM₁₀ med en faktor 0,4 (NILU)

Beregnet med EPISODE.

"Målingen ble kun foretatt for enkelte vintermånedene.

sjonsintervaller, som illustrert i figur 2. Vi kan anta at fordelingen er ganske lik i dag (2008/09), men at konsentrasjonene kan tenkes å være litt lavere nå. Figuren indikerer at få eller ingen er utsatt for årsmiddelkonsentrasjoner over det nasjonale målet på 40 µg/m³, men det er vist ved senere beregninger at enkelte i Oslo kan være utsatt for årsmidler over dette. Etter de nyeste retningslinjene fra WHO skal det

maksimale årsmiddel av PM₁₀ være 20 µg/m³, og en del av befolkningen i Oslo og Drammen er utsatt for nivåer over dette. Med andre ord viser beregningene at en del mennesker i disse byene er eksponert for nivåer av svevestøv som potensielt kan bidra til helseskade. Spredningen på konsentrasjoner er størst i Oslo.



Figur 2: Kumulativ fordeling av befolkningen i Oslo, Bergen, Trondheim og Drammen på årsmiddelkonsentrasjoner av PM₁₀ i år 1995/96 (kilde: NILU og SFT (Statens forurensningstilsyn 2000a))

Oslo

For Oslo er det beregnet at befolkningen var utsatt for en gjennomsnittlig konsentrasjon på 16 µg/m³ PM₁₀ i 2001 (personlig meddelelse, Erik Aune/Oslo kommune). Det er imidlertid viktig å understreke at mange veinære steder eller områder med mye vedfyring kan ha høyere vintermiddel- og årsmiddelverdier, samt at andre områder antakelig har lavere nivåer av eksponering. NILU har beregnet at 1 731 personer i Oslo var eksponert for gjennomsnittlige årsmidler av PM₁₀ på over 40 µg/m³ i 2005 (Tønnesen, Mc Innes, & Laupsa 2006). Årsmiddelet av PM_{2,5} er her beregnet ved å omregne PM₁₀-verdien med en faktor 0,4, hvilket gir et årsmiddel på omtrent 6 µg/m³.

Bergen

Det maksimale årsmiddelet av PM₁₀ ble ikke overskredet i Bergen i perioden 2002-2006 (Bergen kommune 2007). Årsmiddelet som er angitt i tabell 2 er beregnet av NILU på oppdrag fra SFT, og angir et befolkningsveid gjennomsnitt på 10 µg/m³ for PM₁₀ og 6 µg/m³ for PM_{2,5} i 1995/96 (Statens forurensningstilsyn 2000a).

Trondheim

Det befolkningsveide årsmiddelet for PM₁₀ i Trondheim i 1994/95 ble beregnet av NILU i SFTs LEVE-rapport til å være på omkring 8 µg/m³ (Statens forurensningstilsyn 2000a). Årsmiddelet for PM_{2,5} ble i samme analyse beregnet til å være omkring 4 µg/m³.

Tromsø

NILU og SFT målte konsentrasjoner av PM₁₀ i Tromsø over tre vintermånedene i år 2000 (Hagen 2000). Målinger fra en bybakgrunnsstasjon viste et middel over disse månedene på 12 µg/m³ av PM₁₀. Omregnet til årsmiddel med en faktor på 0,8, som er et generelt forholdstall anslått av NILU mellom vinter og helt år for byer og tettsteder (NILU 2007), gir dette en middelkonsentrasjon på omkring 10 µg/m³. Dette estimatet vil imidlertid være enda mer usikkert enn estimatene for de andre store byene på grunn av manglende målinger for hele vinterhalvåret. Faste målinger som er gjort på en gatestasjon i byen viser årsmidler på omkring 28 µg/m³, og det er derfor grunn til å tro at også konsentrasjoner for bybakgrunn kan være noe høyere enn 10 µg/m³. Årsmiddelet for PM_{2,5} var omkring 4 µg/m³ ved omregning av PM₁₀-verdien med en faktor 0,4.

Øvrige byer og større tettsteder

Befolkningseksponeringen for andre områder av Norge er langt mer usikker enn for de store byene. Årsmidlene er beregnet på bakgrunn av tall fra NILUs foreløpige vurdering av luftforurensning rundt omkring i Norge med estimater fra 1994-1999 (Larssen, Hagen, & Tønnesen 2000), samt enkelte oppdateringer fra 2007 (NILU 2007). Landet ble i denne vurderingen delt opp i 14 bysoner etter forskrifter og spesifikke retningslinjer fra EU², samt på grunnlag av hvilke data (målinger og beregninger) som forelå og geografisk beliggenhet og klimatiske

² Etter EUs rammedirektiv for luftkvalitet (96/62/EC) (European Union 1996) og rapporten "Guidance on assessment under the EU air quality directives" (EU 2002) ble landet blant annet delt opp i 14 bysoner ("innland, øst", "kyst, nær kyst, øst", "kyst, nær kyst, sør", "kyst, nær kyst, vest", "innland, vest, midt", "kyst, nær kyst, nord" og "innland, nord") (Larssen, Hagen, & Tønnesen 1999).

Tabell 4: Estimer for gjennomsnittlig helårsmiddel av PM₁₀ og PM_{2,5} i by/tettstedsområder i 7 soner i 1999/2000

By/tettstedssoner	Innbyggere	Helårsmiddel	
		PM ₁₀	PM _{2,5}
Innland, øst (10 tettsteder)	140 100	13.4	5.4
Kyst, nær kyst, øst (10 tettsteder)	219 500	12.0	4.8
Kyst, nær kyst, sør (6 tettsteder)	119 900	18.2	7.3
Kyst, nær kyst, vest (8 tettsteder)	159 800	7.3	2.9
Innland, vest, midt (3 tettsteder)*	21 600	17.5	7.0
Kyst, nær kyst, nord (4 tettsteder)	73 100	3.4	1.3
Innland, nord (2 tettsteder)	28 500	3.5	1.4

*Har kun beregninger for gateområder.

forhold. Innenfor hver av sonene ble befolkningens eksponering for PM₁₀ estimert i byer og tettsteder med mer enn 8 000 innbyggere.

For hvert tettsted var det beregnet vintermiddel av PM₁₀ i bybakgrunn ved hjelp av VLUFT-beregninger (Larssen, Hagen, & Tønnesen 1999). Disse vintermidlene er her omregnet til helårsmiddel med forholdstallet 0,8 (NILU 2007). Helårsmiddelet er deretter vektet for innbyggertallet i det enkelte tettstedet i forhold til det totale antallet innbyggere i tettstedene i hele sonen. Et grovt gjennomsnitt for årsmiddel av PM₁₀ i hver sone er utregnet på bakgrunn av beregningene for hvert enkelt tettsted. De beregnede årsmidlene kan ses i tabell 4. Beregningene av vintermidler for PM_{2,5} i de samme tettstedene er utført ved å anvende et forholdstall til PM₁₀ på 0,4 (NILU 2007), og deretter regnet om til gjennomsnittlig årsmiddel for sonen etter den samme metoden som for PM₁₀.

Som for enkelte større byer som ble beskrevet tidligere, så kan det se ut som om enkelte av disse by- og tettstedsområdene har høyere konsentrasjoner enn det man kan forvente at hele befolkningen der faktisk er eksponert for. Dette gjelder blant annet for kystområdene i sør. Også de angitte konsentrasjonene for området "innland, vest, midt" kan være for høye fordi det kun finnes data for gateområder her. Dette kan spesielt være tilfelle for Levanger og Steinkjer, hvor topografien er flatere og befolkningen bor mer spredt. For store deler av befolkningen i Vossevangen derimot, kan estimatet være mer realistisk, og kanskje for lavt på grunn av bosetningsmønsteret og topografien. Motsatt er konsentrasjonene som er beregnet for områdene i øst muligens noe lave, og konsentrasjonene for området "innland, nord" som inkluderer Mo i Rana har i ettertid vist seg å være for lave på grunn av industri. Andre, større industristeder er ikke

tatt med i disse vurderingene, og det er derfor mulig at flere estimater som er vist i tabell 4 kan være undervurdert.

Det kan forventes at både forholdstallet mellom vinter- og årsmiddel, samt mellom PM₁₀ og PM_{2,5} varierer mellom de ulike byene og tettstedene. Forholdstallet mellom PM₁₀ og PM_{2,5} er dessuten diskutabelt fordi det varierer avhengig av hvor mye forskjellige forureningskilder bidrar på de enkelte stedene, og dette vil påvirke korrelasjonen mellom PM₁₀ og PM_{2,5} sterkt. I tillegg varierer de gjennomsnittlige vinter- og årsmidler i noen tilfeller mye mellom tettstedene innenfor hver sone. Det skal også understrekes at VLUFT-beregninger har vist seg å være et dårlig mål på faktiske årsmiddelkonsentrasjoner av PM₁₀ (Statens vegvesen 2005), men at det er de eneste beregningene vi har klart å fremskaffe for mange områder i landet. Disse variasjonene og usikkerhetene understreker hvor grove de angitte konsentrasjonsestimatene er.

Regionale områder

Eksponering i resten av landet i mer landlige strøk er basert på vurderinger av målestasjonsdata ved Birkenes i Sør-Norge, som i stor grad måler langtransportert luftforurensning. I 2005 var de målte årsmidlene for PM₁₀ og PM_{2,5} på Birkenes hhv. 6,8 µg/m³ og 4,1 µg/m³ (Aas et al. 2006). Dette er langt under både EUs grenseverdier og WHO's retningslinjer, og derfor antatt å bidra til lite eller ingen helseskade. Det er indikert ut fra modellerte verdier med den europeiske EMEP-modellen at konsentrasjonene av PM_{2,5} ligger på mellom 1–10 µg/m³ for hele Norge og hovedsakelig mellom 1–5 µg/m³ (NILU m.fl. 2008). Konsentrasjoner kan variere fra år til år. Direkte sammenlikning med de anslåtte konsentrasjonene i byer og tettsteder som er tatt fra forskjellige andre år, kan derfor være problematisk.

Oppsummering: Vurdert eksponering og helsebelastning

I denne rapporten fokuseres det på finfraksjonen av svevestøv ($PM_{2,5}$). Valget av denne komponenten er basert på at det er til dels god dokumentasjon på at det har sammenheng med helseskader, at det foreligger informasjon omkring konsentrasjoner av svevestøv for flere deler av landet, at store deler av befolkningen kan være eksponert for det og at det foreligger norske data på en del av de helseskadene som det har sammenheng med. På bakgrunn av de angitte konsentrasjonene for $PM_{2,5}$ og skjønnsmessige justeringer av enkelte verdier, er det her beregnet et befolkningsveid gjennomsnittlig eksponering for $PM_{2,5}$ over et år. Justeringene er basert på sammenlikning med de mer sikre modellerte konsentrasjonene for andre steder som det kan være hensiktsmessig å sammenlikne med. Dette gir et grovt årsgjennomsnitt på omkring $4 \mu\text{g}/\text{m}^3$ $PM_{2,5}$ for hele landet, hvorav omkring 4 % av befolkningen er eksponert for høyere konsentrasjoner enn $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Gjennomsnittet er grovt og antakeligvis underestimert, fordi det betyr at Norge i gjennomsnitt kun er utsatt for langtransportert luftforurensning. Videre er usikkerheten rundt hvor mange som er eksponert for årsmidler på mer enn $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ stor. Luftforurensning kan variere stort med både tidspunkter på året og i løpet av døgnet, og over steder i landet i forhold til meteorologiske forhold, topografi, geografisk beliggenhet, botetthet og forurensningskilder.

Gjennomsnittet indikerer imidlertid at de fleste i Norge er eksponert for lave konsentrasjoner av $PM_{2,5}$ som trolig ikke bidrar til helseskade blant den generelle befolkningen. De undersøkelser som har funnet sammenhenger mellom svevestøv og helseskade, er gjort i områder av verden som har langt høyere gjennomsnittskonsentrasjoner enn det som er angitt her. På bakgrunn av den begrensede viten om effekter på helse ved nivåer under $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i årsmiddel, er det her antatt at helseskader av $PM_{2,5}$ kun skjer blant de omkring 4 % av befolkningen som er beregnet utsatt for mer enn $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ er for øvrig et langsiktig mål for grenseverdi av $PM_{2,5}$ fremsatt av WHO.

For den andelen av befolkningen som kan tenkes å være eksponert for mer enn $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ i årsmiddel, er det stor usikkerhet rundt omfanget av helseskader blant disse som svevestøv kan bidra til. Selv om det finnes kunnskap om sammenhenger mellom økte nivåer av $PM_{2,5}$ og død, kan det bli misvisende å koble disse opplysningene sammen her. De antall dødsfall som kan fremkomme ved en sådan beregning tar ikke hensyn til at også andre faktorer enn svevestøv bidrar til at dødsfallet inntreffer, så som forskjellige livsstilsfaktorer, røyking og generell helsestatus. Dette kan

overestimere antall dødsfall som svevestøv kan bidra til. Videre mangler det nasjonale data på flere typer av helseskader som har dokumentert sammenheng med svevestøv, og kunnskapen er usikker rundt eventuell sammenheng med ytterligere typer av helseskader. Dette kan underestimere hvor mye sykdom som svevestøv kan bidra til i Norge. Selv om det vil være misvisende å estimere helsebelastning i Norge som svevestøv kan bidra til, kan det med større sikkerhet antas at svevestøv bidrar til tidligere død blant allerede svekkede personer i Norge, som for eksempel pasienter med hjerte- og lungesykdommer.

3.4 Perspektivering

I det følgende vil først trenden i luftforurensning i Norge over en årrekke bli diskutert. Deretter er det beskrevet hvilken kunnskap og datamateriale som mangler for å kunne gjøre bedre vurderinger av luftforurensnings betydning for helseskader i landet.

Trend

Forskjellige tiltak mot luftforurensning har ført til at nivåene generelt er blitt lavere i byer og tettsteder i Norge siden 1960-tallet. Luftforurensningens sammensetning har også endret seg i betydelig grad på grunn av mindre utslipp fra industri, strengere krav til oljefyring og slutt på kullfyring, mens utslipp fra trafikk, og dermed forekomst av de minste partikler (ultrafine), har økt. Slike endringer i nivåer og sammensetning kan føre til endringer i luftforurensningens skadelige effekter og i hvilken grad folk føler seg plaget av luftforurensning (Nasjonalt folkehelseinstitutt m.fl. 2007). Selv om luftkvaliteten er blitt bedre i dag, er lokal luftforurensning fortsatt et problem i flere av de største byene i Norge, og utviklingen i de seneste årene har ikke vært entydig.

Konsentrasjonene av benzen i by- og tettstedsluft vil trolig falle innenfor det nasjonale målet i 2010 (www.miljostatus.no). For SO_2 har det vært stor reduksjon i konsentrasjonene siden slutten av 1970-tallet, og SO_2 -konsentrasjonene i Norge i dag anses ikke som et vesentlig problem for helsen (www.ssb.no). Mens utslippene fra industri og veitrafikk er redusert med henholdsvis 11 og 50 prosent siden 1991, har utslippene fra annen mobil forbrenning økt med 22 prosent. Når det kommer til befolkningseksponering, så ble hele 77 % færre av Oslos innbyggere utsatt for konsentrasjoner av NO_2 over nasjonale mål i perioden 1995 til 2001, og reduksjonen fortsatte mellom 2003 og 2005 (www.miljostatus.no). Noen steder har derimot NO_2 gått opp igjen på grunn av dieselbilene – en trend som kan ses flere steder i Europa. Sammen med NO_2 har også ultrafine partiklers antall antakeligvis økt.

Det er ikke like lett å beskrive trenden i luftforurensning over en lang årrekke for resten av landet. Enkelte målestasjoner startet opp allerede på 1970-tallet, men de fleste er derimot først kommet etter år 2000. Det er også problematisk å vurdere endringer i konsentrasjoner av for eksempel svevestøv fra et år til et annet, på grunn av eventuelle forskjeller i vær- og føreforhold, bygg- og anleggsvirksomhet, trafikkomlegginger, og en mengde andre forhold. Gitt den videre satsningen på klimagassreduksjon, er det grunn til å tenke seg en positiv utvikling av eksponering på sikt, dersom en i tiltak for klimagassreduksjon også velger å sikre at tiltak fører med seg redusert luftforurensning.

Videre forskning og overvåkning

Kunnskapen om luftforurensning og helseskader er på mange områder mangelfull og inneholder stor usikkerhet, spesielt når det gjelder effekten på helse av de eksponeringsnivåene som finnes i Norge. Å forsøke å avklare betydningen av lavgradig eksponering som store deler av befolkningen utsettes for er spesielt viktig, da dette kan forventes å bli situasjonen etter hvert som forurensningsnivåene vil bli redusert mange steder i verden. Bedring i folkehelsen på grunn av forebygging og/eller klinisk behandling har ført til økt levealder. Dette har også ført til at en økende andel av befolkningen kan karakteriseres som sårbare på grunn av at de lever lenger, og fordi mange også lever lengre med sykdom. En miljøeksponering som luftforurensning kan derfor bli viktigere å ta hensyn til selv om mengdene blir redusert. Dette er det imidlertid manglende kunnskap om. Det er også mangel på kunnskap om biologiske mekanismer ved eksponering for luftforurensning som kan føre til helseskade, samt mangel på kunnskap om hvilke kilder og spesifikke komponenter av luftforurensning som har betydning. Denne manglende kunnskapen kan føre til underestimering av den totale helsebelastningen av luftforurensning. Her har en bare kunnet vurdere noen få helseutfall blant annet på grunn av manglende kunnskap om eksponerings-responsforhold, befolkningens eksponering og egnede helsedata. Blant den store mengden av undersøkelser på luftforurensning og helseskader er det indikert at risikoen for ulike helseskader av en type forurensning kan variere noe mellom menn og kvinner, mellom forskjellige aldersgrupper og for spesifikke pasientgrupper. Foreliggende kunnskap er imidlertid langt fra omfattende nok til å anvende spesifikke risikoestimer for de forskjellige gruppene.

Andre områder av verden kan ha en annen sammensetning av typer luftforurensning, annet klima, andre relative mengder av komponentene, samt andre forhold blant de eksponerte som kan påvirke risikoesti-

matene for relatert helseskade. Dermed er det mulig at risikoen kan være noe annerledes blant befolkningen i Norge enn det som fremkommer i utenlandske undersøkelser. Risikoestimater som er fremhevet i denne rapporten ble dessuten funnet i områder med høyere konsentrasjoner av luftforurensning, og bruk av de samme risikoestimater for Norge med langt mindre luftforurensning kan medføre stor usikkerhet. Flere nasjonale studier, eller studier utført i land med tilsvarende forhold, er derfor ønskelig for å kunne vurdere anvendeligheten av de utenlandske risikoestimater i norsk sammenheng. Disse sammenhengene kan også være påvirket av lokale forhold som det kan være vanskelig å ta tilstrekkelig høyde for, så som røyking, sosioøkonomiske faktorer, allerede eksisterende sykdom, alder og eksponering for andre miljøfaktorer som kan bidra til de samme typene helseskade. Erfaringer fra Oslo tilsier at det er en komplisert samvariasjon mellom eksponering for luftforurensning og sosial ulikhet, som vil gjøre det krevende å skille bidraget til helseskade av det ene fra det andre (Naess et al. 2007).

Det kan være særdeles vanskelig å kartlegge befolkningens eksponering for luftforurensning, og spesielt i et land som Norge. Sammensetningen av typer forurensninger, størrelsen på partikler, de relative mengdene av typer og mengdene totalt er ofte ukjent, og for mange steder av landet mangler det helt informasjon om spesifikke typer luftforurensninger. Nasjonale modellberegninger som kan ta høyde for slike faktorer kunne hjelpe på denne usikkerheten. Andre sider av problematikken er at klima, sesong, meteorologiske situasjoner og topografi varierer mye i Norge, og det påvirker befolkningens eksponering og kompliserer kartleggingen. Konsentrasjonene av luftforurensning varierer også etter tidspunkt av døgn eller uke. Brede kartlegging av eksponering er derfor nødvendig gjennom både målestasjoner og eksponeringsmodeller.

Det er nødvendig med gode nasjonale data på de aktuelle helseskadene i en dataform som egner seg til bruk i undersøkelser. I Norge er det en mangelvare for de fleste typer av sykdommer, men vil antakelig bedres når Norsk pasientregister kan benyttes til slike formål.

3.5 Eksempel

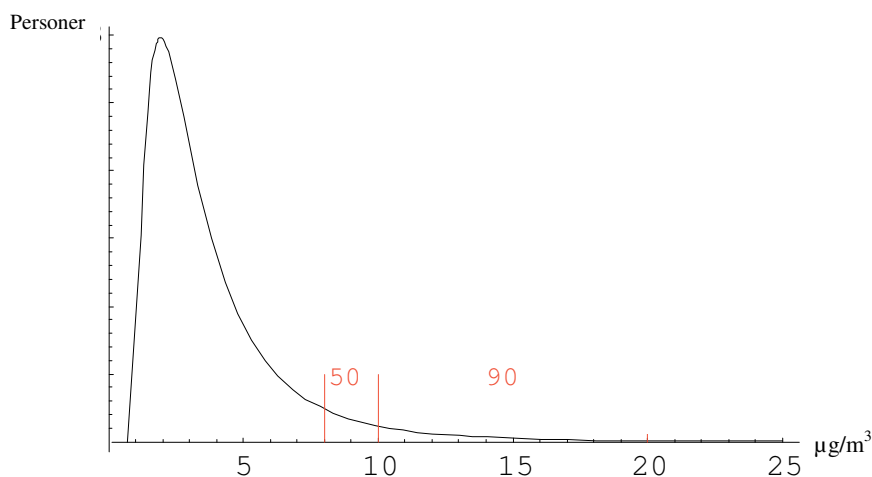
I dette avsnittet er det vist et eksempel på beregning av hvor mye unødvendig helsetap som kan unngås med et tenkt tiltak mot svevestøv. Det vil aldri være mulig å fjerne all luftforurensning, fordi noe av det forekommer naturlig. Ut fra den foreliggende kunnskapen om sammenheng mellom svevestøv og

helseskader kan det virke hensiktsmessig å tilstrebe en reduksjon i årsmiddel av $PM_{2,5}$ til under $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$ for hele befolkningen, som også er et langsiktig mål fremsatt av WHO. Beregningene av mengden unødvendig helsetap som potensielt kan unngås ved dette tiltaket i Norge, er basert på de tidligere angitte risikoestimatene for død ved økt eksponering av $PM_{2,5}$ på de anslåtte årsmidlene av $PM_{2,5}$ med enkelte skjønnsmessige justeringer, og på antall døde av de relevante sykdommene i Norge i år 2006. Videre er beregningen basert på en antakelse om at risikofunksjonene gjelder for alle konsentrasjonsnivåer ned til $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Beregningene tar utgangspunkt i kunnskap og datamaterialer som inneholder vesentlige begrensninger og usikkerhet, og anvendeligheten av de estimerte omfangene av helsebelastning her er derfor begrenset. De unødvendige helsetapene er angitt som 1) antall nye dødsfall per år som den unødvendige eksponeringen kan ha bidratt til i form av dødsfall totalt (eksklusiv ulykker og voldelige dødsfall), død av hjerte-/kar- og lungesykdom og død av lungkreft og 2) samlet helsetap over tid for gruppen av individer som utgjør de unødvendige dødsfallene i det enkelte år i form av Disability Adjusted Life Years (DALYs). Disse anslagene kan leses som anslag for potensielle helsegevinster for denne gruppen av individer ved varige reduksjoner i eksponering.

Antall dødsfall er hentet fra Dødsårsaksregisteret (www.ssb.no). Ved beregning av DALYs er det nødvendig med informasjon om antall tapte leveår som kan skyldes eksponering for svevestøv. Hvor mange leveår som går tapt per individ er usikkert, fordi det ikke er avklart om svevestøv fører til død blant individer som allerede er svekkede av de relevante

sykdommene, eller om det også fører til utvikling av disse sykdommene. Det kan argumenteres for at luftforurensningens bidrag til å fremskynde død først og fremst skjer hos personer som allerede er svekkede av sykdom, og som kunne tenkes å dø av sykdommen uansett innenfor relativt kort tid. I en sammenfatningsartikkel argumenteres det for at mye av effekten kanskje er knyttet til det første året etter eksponering (Schwartz 2006). Dette er blant annet understøttet av funn fra en videre oppfølging og analyse av data fra "the Harvard Six Cities Study" (Laden et al. 2006) og en undersøkelse fra Storbritannia (Elliott et al. 2007). Sikker avklaring av dette spørsmålet kan en ikke si at disse undersøkelsene gir, og det er derfor inkludert en usikkerhet på 50 % i beregningene av antall tapte leveår. Det er antatt at de personene som dør, i gjennomsnitt taper ett år av forventet levetid på grunn av svevestøv, men det er inkludert et større usikkerhetsintervall for tapt levetid av lungkreft. DALY-beregninger inneholder også vektorer for hvor alvorlige helseskadene anses som. For død er alvorlighetsvekten lik 1. På grunn av usikkerheten rundt bruken av risikoestimer fra utenlandske undersøkelser for norske forhold, er det inkludert en usikkerhet på +/- 50 % i stedet for de usikkerhetene som er angitt i undersøkelsen av Pope m. fl. (Pope, III et al 2002) (tabell 1).

Den antatte fordelingen av årsmiddelkonsentrasjoner av $PM_{2,5}$ blant befolkningen er vist i figur 3. Denne fordelingen er basert på anslåtte konsentrasjoner som inneholder stor usikkerhet i forhold til hva befolkningen faktisk er eksponert for. Blant annet er det variasjon av konsentrasjoner innenfor hvert større område som det er beregnet årsgjennomsnitt for, og det kan være variasjoner i forholdstall mellom vinter-



Figur 3: Fordeling av $PM_{2,5}$ -konsentrasjoner blant den norske befolkning, med estimert antall unngåtte tapte leveår ved reduksjon av eksponering ned til hhv. 10 og 8 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

Tabell 5: Unødvendige helsetap som potensielt kan unngås ved reduksjon i årsmiddel av PM_{2,5} til 10 µg/m³

Utfall	Estimat	95 % Konfidensintervall
Total død (ekskl. voldsomme)		
Tilfeller av for tidlige dødsfall i ett år	90	(0 , 340)
DALYs over tid for tilfellene (døde)	90	(0 , 340)
DALYs per million innbyggere over tid pga tilfellene	20	(0 , 70)
Hjerte-/lungesykdom		95 % Konfidensintervall
Tilfeller av for tidlige dødsfall i ett år	60	(0 , 250)
DALYs/tapte leveår over tid for tilfellene (døde)	60	(0 , 250)
DALYs per million innbyggere over tid pga tilfellene	13	(0 , 51)
Lungekreft		95 % Konfidensintervall
Tilfeller av for tidlige dødsfall i ett år	9	(0 , 35)
DALYs over tid for tilfellene (døde)	9	(0 , 35)
DALYs per million innbyggere over tid pga tilfellene	2	(0 , 13)

og årsmiddel og mellom PM₁₀ og PM_{2,5} på forskjellige geografiske steder. Usikkerhet for dette er lagt inn i beregningene (se appendix B). Figur 3 viser at langt de fleste mennesker i Norge kan antas å være eksponert for verdier av PM_{2,5} som trolig ikke påvirker helsen hos de fleste mennesker.

Ved et tenkt tiltak som kan redusere årsmiddelkonsentrasjoner av PM_{2,5} til under 10 µg/m³, er det her estimert at i gjennomsnitt 90 tapte leveår kan forebygges i et enkelt år (beregnet ut fra totalt antall dødsfall, eksklusiv ulykker og voldelige dødsfall) (tabell 5). Usikkerheten rundt dette estimatet er stor, og det reelle antallet ligger trolig mellom 0 og 340 tapte leveår. Dette inkluderer i gjennomsnitt 60 tapte leveår på grunn av hjerte-/kar- eller luftveislidelser (fra 0-250 tapte leveår) og 9 tapte leveår på grunn av lungekreft (fra 0-35 tapte leveår). De tre estimatene skal ikke legges sammen, da det totale gjennomsnittet

inkluderer de andre. Per million innbyggere vil det tenkte varige tiltaket kunne forebygge i gjennomsnitt 20 DALYs/tapte leveår totalt over tid for gruppen av individer som utgjør de nødvendige dødsfallene i det enkelte år, inkludert 13 DALYs på grunn av tapte leveår av hjerte-/kar- og luftveislidelser og 2 av lungekreft.

Sannsynligvis er de estimerte antallene DALYs/tapte leveår som potensielt kan forebygges ved det tenkte tiltaket underestimert, fordi det er en rekke potensielle helseskader som ikke er med på grunn av mangel på kunnskap om styrke og mekanisme bak sammenhengene, samt mangel på egnede data om forekomst av sykdommer og symptomer. Det er heller ikke inkludert helseskader som er påvirket av episoder med høye PM-konsentrasjoner. Kunnskapen om hvorvidt andre komponenter av luftforurensning kan bidra med ekstra helseskade utover det som PM_{2,5} kan bidra til er dessuten usikker.

- **Status:** I denne rapporten er det tatt utgangspunkt i støy fra samferdsel, industri og annen næring, skytebaner, bygg- og anleggsvirksomhet og motorsportbaner. Det er kun fokusert på støyeksponering fra disse kildene i boligområder, og yrkeseksponering er derfor ikke medregnet. For de kildene som er kartlagt, er det beregnet at over 1,5 millioner mennesker i Norge er utsatt for lydnivåer over 55 dB ved boligen fra disse støykildene, hvilket er det høyeste anbefalte døgngjennomsnitt for støyeksponering i boligområder. Med en viss usikkerhet kan det antas at over 190 000 (4 %) personer er sterkt plaget av støy, inkludert nærmere 160 000 personer av støy fra veitrafikk. Det er videre anslått at støy bidrar til søvnforstyrrelser blant 5 % av befolkningen som er over 15 år. Det er foreløpig uvisst om støy kan bidra til reduksjon i fysisk helse blant de eksponerte i Norge. Det må likevel kunne ses på som sannsynlig at sterk støyplage og betydelig innvirkning på søvnkvalitet over lengre tid vil kunne svekke livskvalitet og psykisk helse.
- **Videre forskning og overvåkning:** Det er behov for å bedre kunnskapen om potensielle helseskader som støy kan bidra til, så som eventuell utvikling av hjerte-/karsykdom. Videre er det behov for å inkludere flere typer støykilder i den nasjonale støymodellen, men dette krever også ytterligere kunnskap om sammenhengen mellom de manglende støykildene og plage. Dessuten er det behov for å bedre de inkluderte dataene om befolkningens støyeksponering rundt omkring i landet. Den nasjonale støymodellen ser dessuten kun på plage og sier ingenting om søvnforstyrrelser av støy. Utbredelsen av søvnforstyrrelser på grunn av støy er derfor meget usikker.

Støy er generelt definert som uønsket lyd, hvilket gjør støy til et relativt begrep. Generelt er det antatt at lyd over visse nivåer medfører økt risiko for negative helseutfall for folk flest, og det er anbefalt av The US Environmental Protection Agency at nivået ikke bør overskride et døgngjennomsnitt på 55 desibel (dB)

i boligområder (Berglund, Lindvall, & Schwela 2000, WHO 2003).

4.1 Støy og helse

Det er vitenskapelig dokumentert at støy kan føre til helseskade i form av hørselsskade, samt til plage, søvnforstyrrelser og fysiologiske stressreaksjoner (Aasvang et al. 1999, Aasvang & Krog 2004, Berglund, Lindvall, & Schwela 2000, Vegdirektoratet 2007). Hørselsskaden kan bli permanent hvis det er snakk om langvarig kraftig støy eller meget høy kortvarig lydimpuls, og skaden kommer til uttrykk som nedsatt hørsel eller kronisk øresus (tinnitus) (Nasjonalt folkehelseinstitutt 2008). Hvorvidt støy kan føre til direkte helseskade på annen måte enn hørselsskader er derimot usikkert.

Plage kan anses som en helsebelastning ut fra Verdens helseorganisasjons (WHO) definisjon av helse - en tilstand av fysisk, psykisk og sosial velvære og ikke bare fravær av sykdom eller svakhet. Kunnskapen rundt sammenhengen mellom opplevd støyplage og stressrelaterte fysiologiske reaksjoner er usikker. Det er imidlertid vist generelle sammenhenger mellom forskjellige støynivåer og plagegrader, og det er vist at akutt støy kan utløse forskjellige stressrelaterte hormonelle og kardiovaskulære responser (Aasvang et al 1999, Berglund, Lindvall, & Schwela 2000, Vegdirektoratet 2007). Muligens kan langvarig eksponering for støy og plage av støy gi en vedlikeholdt stress- eller aktiveringsreaksjon, som igjen kan påvirke utvikling eller forverring av sykdom, så som hjerte-/karsykdom (Aasvang et al 1999, Aasvang & Krog 2004, Berglund, Lindvall, & Schwela 2000, Babisch et al. 2005, van Kempen et al. 2002). Spesielt kan dette gjelde for mennesker som i høyere grad er disponert for sykdom enn andre, eller som allerede er svekkede. Søvnforstyrrelser på grunn av støy er også vist å gi akutte fysiologiske reaksjoner, som muligens kan bidra til utvikling av sykdom på sikt (Berglund, Lindvall, & Schwela 2000, Nasjonalt folkehelseinstitutt 2008). I tillegg kan søvnforstyrrelser medføre helsebelastning i form av tretthet, nedsatt reaksjonstid og økt risiko for ulykker, samt nedsatt sinnsstemning.

Selv om det foreløpig er stor usikkerhet rundt dette, viser det seg at støy også kan påvirke visse immunfunksjoner, øke spenningstilstander i muskulaturen som senere kan gi smerte- og betennelseslignende tilstander, påvirke mage-/tarmsystemet uheldig og muligens bidra til utvikling eller forverring av visse psykiske lidelser (Aasvang et al 1999, Aasvang & Krog 2004, Berglund, Lindvall, & Schwela 2000, Vegdirektoratet 2007). Indikasjoner er også fremkommet på at lavfrekvent støy (20-200 Hz) kan gi forskjellige plager, som for eksempel hodepine, tretthet, pulserende følelse og trykkfølelse i øret (Nasjonalt folkehelseinstitutt 2008).

Følsomhet overfor støy kan variere stort mellom mennesker, for eksempel med hensyn til å oppleve plage og søvnforstyrrelser av det. Enkelte grupper kan derfor være mer følsomme enn andre, og det har derfor vært vanskelig å påvise en terskel for negative virkninger av støy. Det kan forekomme forskjellige tilvenningsreaksjoner til støy som kan redusere risikoen for negative helseeffekter. Men også dette kan variere fra person til person, det er avhengig av forskjellige aspekter ved støyen, og det er foreløpig ikke kjent i hvor stor grad tilvenningen kan forebygge negative psykologiske og/eller fysiologiske reaksjoner (Aasvang et al 1999, Vegdirektoratet 2007).

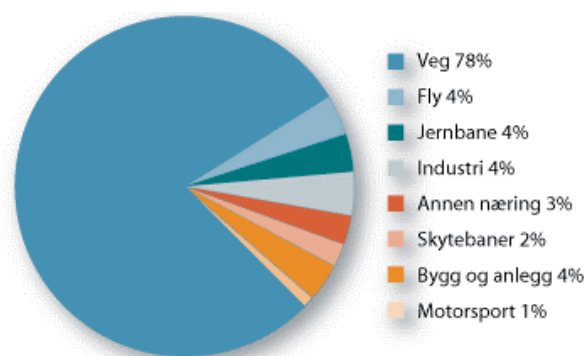
I denne rapporten er det gjort en vurdering av helsebelastning som støy kan bidra til i Norge, i form av plage og søvnforstyrrelser. Det foreligger i dag ikke data på den nasjonale utbredelsen av hørselsskader som følge av støy, og kunnskapen er foreløpig for usikker rundt en potensiell sammenheng mellom støy og hjerte-/karsykdom eller andre typer av helseskader til å kunne inkludere disse helsebelastningene i vurderingen.

4.2 Støy i Norge

Støy er trolig en av de miljøeksponeringene som kan ha en negativ påvirkning på helsen hos flest mennesker i Norge. I dette kapitlet blir det gjennomgått hvilke kilder til støy som finnes i Norge, og hvilke metoder som anvendes for å estimere befolkningseksponering for støy.

Kilder for støy i Norge

Omkring 80 % av den støyeksponeringen som bidrar til plage kommer fra veitrafikk, og sammen med støy fra fly- og jernbanetraffikk er det estimert at denne delen av samferdselen kan være årsak til omkring 90 % av støyplagene i landet (www.miljostatus.no) (figur 4). Generelt øker derfor støyproblemer med



Figur 4: Fordeling av støyplage på ulike kilder i 2006 (kilde: www.ssb.no; www.miljostatus.no)

økende tetthet, og støyproblemet er oftest størst i byer og tettbygde strøk. Også ellers i Norge opplever befolkningen plage av veitrafikk, fordi bosettingene ofte ligger langs hovedveiene. Andre kilder for støy i Norge er annen samferdsel (båt, trikk, bane og annet), industri og næringsvirksomhet, bygg- og anleggsarbeid, skytefelt og andre militære aktiviteter, motorsportbaner, tekniske installasjoner, motoriserte verktøy, naboaktivitet og fritids-, idretts- og kulturaktiviteter. Befolkningens eksponering for støy blir ofte uttrykt som plage relatert til støy fra forskjellige kilder, som vist i figur 4. Det finnes imidlertid kun estimerte nasjonale tall for kildene vei-, fly- og jernbanetraffikk, industri, annen næring, skytebaner, bygg- og anleggsvirksomhet og motorsportbaner.

Selv om lyd fra iPod, mp3-spiller eller lignende ikke vil kalles støy av dem som bruker det, vil visse lydnivåer ved bruk av det, samt varighet og hyppighet av bruken, kunne medvirke til hørselsskader (Meyer-Bisch 1996) og dermed kunne betegnes som kilder til støy. Det er også vist at mange leketøy har lydnivåer som kan gi hørselsskader hos barn (Statens institutt for forbruksforskning). På arbeidsplasser er de viktigste kildene for støy i industrien forskjellige industrielle prosesser, og i kontormiljøer er det kontorteknisk utstyr, ventilasjonsanlegg, utendørs støykilder og samtale mellom andre i kontorfellesskapet. Det finnes ikke nasjonale tall for antall berørte eller plagede av disse kildene.

Lavfrekvent støy kan også oppleves som plagsomt. Det defineres som lyd som brer seg gjennom luften med langsomme svingninger (20-200 Hz), og gir inntrykk av dyp lyd (bass) (Statens forurensningstilsyn 2005). Slik lyd kan komme fra blant annet ventilasjons- og vifteanlegg, varmepumper, kompressorer, musikk-anlegg, transformatorstasjoner, energiverk, tungtraffikk, fly og støy som trenger inn på tross av god lydisolering.

Ofte kan flere kilder bidra med støy på samme tidspunkt. Innendørs støy fra bane (jernbane eller trikk) kan ledsages av strukturlyd og/eller vibrasjoner som forplantes via grunnen. Opplevelsen av støy kan forsterkes ved samtidig eksponering for vibrasjoner eller strukturlyd (Nasjonalt folkehelseinstitutt 2008). Vibrasjonene kan dessuten potensielt føre til mange av de samme uønskede helsevirkningene som støy og dermed medføre større helsebelastning. Det er også antatt at strukturlyd, dvs. lyd som overføres gjennom materialer fra kilden til personer, kan øke helsebelastningen når den er over visse nivåer (Nasjonalt folkehelseinstitutt 2008).

Måling og beregning av støyeksponering

Folks eksponering for støy på spesifikke steder kan bestemmes med lydnivåmålere. Disse inneholder ofte en type veiefilter som kan etterligne følsomheten til menneskets hørsel, siden menneskers hørsel ikke er like følsom for lyd på alle frekvenser (Nasjonalt folkehelseinstitutt 2008). Denne typen måling av støyeksponering medfører imidlertid en del usikkerhet, fordi veiefiltrene ikke kan oppfange alle aspekter ved menneskets måte å oppfatte lyd på. Høyere nivåer av lyd som angitt av måleapparatene behøver derfor ikke å bety at lyden oppleves som sterkere og mer plagsom. Når befolkningens eksponering for støy og konsekvenser av dette skal estimeres er det dermed viktig å sammenstille data fra måleapparater med kunnskap om menneskers fysiske eller psykiske reaksjon på ulike typer av lyd.

Sammenhenger mellom lydnivåer og menneskers opplevelse av plage anvendes i en nasjonal støymodell (Engelien & Steinnes 2004)³. Relevante grunnlagsdata og beregnede data fra anleggseierne, kommuner og SFT leveres til SSB. De supplerer med enkelte egne beregninger og vurderinger, spesielt for kilder der datagrunnlaget er usikkert, som for det kommunale trafikkgrunnlaget. Disse beregningene tar utgangspunkt i spredningsmodeller som beregner støy utover i terrenget, og nivåene som beregnes for fasader kobles til bygningsadresser og antall bosatte i bygningen.

Befolkningens eksponering for støy fra de ulike kildene veitrafikk, jernbane, luftfart og industri beregnes og brukes til å angi antall plagede av støy og hvilke nivåer av plage de opplever. Vanligvis måles effekten av eller reaksjonen på støy på en stigende skala med 4-7 nivåer, som for eksempel "ikke plaget", "noe plaget", "plaget" og "sterkt plaget" som er brukt av SSB og i denne rapporten.

Ut fra den nasjonale støymodellen beregnes også støyplageindeks, SPI, som baseres på forventet gjennomsnittlig plagegrad. Verdien for plage på indeksen beregnes ved å gange antall personer som er eksponert for hvert støy nivå fra en bestemt kilde (målt i 5 dB-intervaller), med gjennomsnittlig plagegrad for dette støy nivået fra den spesifikke støykilden. Samme støy nivå fra forskjellige kilder kan nemlig oppleves som forskjellig. SPI er et gjennomsnitt for både de som er noe plaget, plaget og sterkt plaget ved et gitt støy nivå. Grunnlaget for støyplageindeksen er basert på den best dokumenterte kunnskapen om sammenhengen mellom støy nivå og støyplage. Generelt kaller man dette eksponering-responsammenhenger. For støy er slike utviklet for vei-, fly- og jernbanetraffikk. For andre støykilder finnes det foreløpig ikke nok kunnskap om eksponering-responsammenhenger. Beregningene av antall plagede av støy fra kildene industri, annen næring, skytebaner, bygg- og anleggsvirksomhet og motorsportbaner tar derfor også utgangspunkt i den gjennomsnittlige plagefordelingskurven for veitrafikk. Det er imidlertid korrigert for impulsstøy for kildene industri og annen næring, og det er korrigert med 12 dB ekstra for støy fra skytebaner. Det er ikke korrigert for støy fra den sterkeste kilden der det forekommer eksponering fra flere støykilder samtidig. Dette kan for enkelte steder medføre noe overestimert av plage fra en støykilde, for eksempel der plage av veitrafikk kanskje ikke er like stor som andre steder fordi støy fra en nærliggende flyplass er den hovedsakelige kilden til støyplage. Men generelt er dette en mindre feilkilde enn de inngangsdataene som brukes i beregningene.

Statistisk sentralbyrå har også en viss oversikt over befolkningseksponering for støy i sine gjentatte Levekårsundersøkelser siden 1980 (www.ssb.no). Her har de spurt om folk føler seg utsatt for støy fra forskjellige kilder. Siden det å være "utsatt for" støy ikke nødvendigvis betyr det samme som det å være "plaget av støy" eller føle annen mistrivsel eller forstyrrelse, kan ikke disse dataene brukes til å si noe om negative helseutfall av støy i Norge. I Levekårsundersøkelsen fra 2007 er det gjort et grovt anslag på hvor mange som er plaget av støy. Her er det vist at om lag 6 % av husstandene rapporterte å være plaget av støy i boligen fra gate eller vei, 5 % av flystøy utenfor boligen, 5 % av bedrifter/bygg/anlegg utenfor og 5 % av nabostøy (www.ssb.no). En valideringsundersøkelse av Levekårsundersøkelsen indikerer at det er stort samsvar mellom hvor støyutsatt personene er objektivt sett, og

³ Støymodellen har blitt til i et samarbeid mellom Statens forurensningstilsyn (SFT), Statens vegvesen, Jernbaneverket, Avinor, Forsvarsbygg og Statistisk sentralbyrå (SSB). Denne modellen tar utgangspunkt i anleggseieres data, og beregninger som utføres med anleggseierens beregningsverktøyer. Følgende verktøy benyttes: VSTØY, NORD2000 ROAD, NoMeS og NORTIM.

hva de svarer om plage av støy (Flugsrud, Haakonsen, & Zhang 1998). I følge den nasjonale støymodellen er den samlede andelen av de som er "plaget" og "sterkt plaget" av veitrafikk estimert til ca. 8 %, og er således noe høyere enn andelen vist i Levekårsundersøkelsen. I SSBs undersøkelse fra 2006 rapporterte 5 % at de var utsatt for sterk støy mesteparten av tiden på arbeidsplassen, og 4 % rapporterte at de var utsatt for vibrasjoner (www.ssb.no).

4.3 Vurdering av eksponering og helsebelastning

For å kunne vurdere hvor mye helsebelastning som støy kan bidra til i en befolkning, er det nødvendig med 1) veldokumentert kunnskap om årsakssammenheng med helsebelastninger, 2) nasjonale data på disse helsebelastningene og 3) tilstrekkelig informasjon om befolkningens eksponering. Kunnskapen er stadig usikker rundt enkelte relevante helsebelastninger. Det er også usikkert i hvor stor grad plage eller søvnforstyrrelser på grunn av støy kan bidra til helseskade i form av redusert fysisk eller psykisk funksjon, og det er noe usikkerhet rundt befolkningens eksponering. På grunn av disse begrensningene inkluderer vurderingen her bare plage og søvnforstyrrelser av støy.

Relevante helsebelastninger

Plage som følge av støy i Norge er her estimert med den nasjonale støymodellen. Antall plagede er i denne rapporten oppgitt etter de som er "noe plaget",

"plaget" og "sterkt plaget" på grunn av støykildene veitrafikk, luftfart, jernbane, industri, annen næring, skytebaner, bygg- og anleggsvirksomhet og motorsportbaner (www.ssb.no; www.miljostatus.no). Disse tallene er vist i tabell 6⁴.

Det er ofte vanlig å oppgi antall plagede og sterkt plagede sammen. I tabell 6 er det vist at omkring 380 000 (8 %) var plaget eller sterkt plaget av støy fra vei i 2005, omkring 18 500 (0,4 %) av luftfart og nærmere 15 000 (0,3 %) av jernbane i år 2006, og rundt 18 000 av bygg- og anleggsvirksomhet i 1999 (0,4 %)⁵. I disse antallene er ikke de tatt med som kan tenkes å være "noe plaget". Majoriteten av antall støyplagede er som tidligere nevnt plaget av støy fra veitrafikk, med hele 80 %. Ved å legge sammen antall plagede for hver kilde, vil summen av plagede antakelig bli noe overestimert, siden mange personer kan være plaget av flere kilder på en gang.

I forhold til andelen av befolkningen som har søvnproblemer på grunn av støy, er det vist i Levekårsundersøkelsene at 5 % rapporterer å oppleve det, hvilket har holdt seg relativt stabilt ved gjentatte undersøkelser over flere år. Det vites ikke hvilken støykilde eller lydnivå disse personene er utsatt for. Andelen av søvnforstyrrede skal ikke legges sammen med andelen som er plaget av støy, fordi det sannsynligvis medfører en del overlapp da selvrapportert forstyrrelse av søvn også kan anses som plage.

Tabell 6: Beregnet antall personer plaget av støy i Norge fordelt på plagegrader og forskjellige støykilder (kilde: SSB; www.miljostatus.no)

Plagegrad	Antall personer							
	Vei*	Fly**	Jernbane**	Industri***	Annen næring***	Bygg/anlegg	Skytebaner****	Motorsport
Noe plaget	315 100	14 400	21 300	14800	9900	15200	8500	3500
Plaget	218 800	11 400	10 400	8300	5700	10500	5800	2400
Sterkt plaget	159 500	7 100	4 500	4900	3500	7500	4100	1700
Totalt plaget	693 400	32 900	36 200	28000	19100	33200	18400	7600
Prosent	80 %	4 %	4 %	3 %	2 %	4 %	2 %	1 %

*Beregnet fra 55 dB og basert på tall fra 2005.

**Beregnet fra 50 dB.

***Dose-responsfunksjon for veg, korrigert for impulsstøy

**** Dose-responsfunksjon for veg + 12 dB

⁴ Antallene plagede som er beregnet for veitrafikk, luftfart og jernbane er basert på eksponerings-responskurver for lydnivåer og gjennomsnittlig plage for disse støykildene, mens antall plagede av de andre støykildene er estimert ut fra SPI-andel som er beregnet i den nasjonale støymodellen.

⁵ Tall for bygg- og anleggsvirksomhet, skytebaner og motorsportbaner er hentet fra beregninger som ble utført i 1999 (Statens forurensningstilsyn 2000b).

Tabell 7: Beregnet antall personer utsatt for støy i Norge i 2006 fordelt på lydnivåer (dB) og forskjellige støykilder (kilde: SSB; www.miljostatus.no)

Lydnivå	Antall personer						
	Veitrafikk	Luftfart	Jernbane	Industri	Annen næring	Bygg- og anlegg	Skytebaner
30.0 - 34.9	-	-	-	-	-	-	40 600
35.0 - 39.9	-	-	-	-	-	-	21 200
40.0 - 44.9	-	-	-	-	-	-	11 400
45.0 - 49.9	-	-	-	42 600	20 600	-	8 200
50.0 - 54.9	-	40 200	60 100	58 600	34 700	22 900	3 600
55.0 - 59.9	899 200	15 100	36 300	17 300	13 000	10 400	500
60.0 - 64.9	349 300	7 700	17 500	2 700	3 000	5 300	-
65.0 - 69.9	139 100	1 900	3 900	500	1 100	4 500	-
70.0 - 74.9	30 600	300	600	-	0	1 200	-
75.0 - 79.9	-	0	-	-	-	1 900	-
80.0 - 84.9	-	0	-	-	-	500	-
≥ 85.0	-	0	-	-	-	-	-
Sum	1 418 200	65 200	118 400	121 700	72 400	46 700	85 500

Estimert befolkningseksposering

SFT angir ut fra beregninger med den nasjonale støymodellen, at i overkant av 1,5 millioner mennesker i Norge ble utsatt for lydnivåer over 55 dB i 2006 (tabell 7). Flere enn 1,4 millioner av disse var utsatt for støy fra vei.

Den nasjonale støymodellen har beregnet eksponering for støy nær enkeltstående, støyutsatte boliger rundt omkring i landet og angir eksponeringsestimater for mennesker som om de skulle stå rett utenfor deres egen bolig hele tiden (Engelien & Steinnes 2004). Det vil si at estimatene er representative for boligen, og ikke for individers eksponering, fordi mennesker beveger seg i løpet av en dag og tilbringer mye tid andre steder enn utenfor hjemmet. Dette vil sannsynligvis føre til overestimering av støyeksponering. I tillegg beregner modellen kun antall som er utsatt for støy over visse desibelnivåer (tabell 7), fordi datagrunnlaget under disse verdiene inneholder større usikkerhet. Usikkerheten rundt beregningene er minst i høyt belastede områder der det finnes best kartlegging av støy (Engelien 2007). Videre er beregningene mer usikre for støy fra industri og næringsvirksomhet, fordi det for disse kildene benyttes mer skjematisk metoder for beregning av støy enn for de støykildene som har eksisterende kartlegginger. Det er også stor usikkerhet knyttet til de kommunale trafikkdataene, fordi det er svært vanskelig å frem-skatte gode trafikkdata fra norske kommuner.

Oppsummering: Vurdert eksponering og helsebelastning

I den nasjonale støymodellen er det beregnet estimater på hvor mange som er utsatt for og plaget av støy fra kildene veitrafikk, jernbane, luftfart, industri og annen næring, skytebaner, bygg- og anleggsvirksomhet, samt motorsportbaner. Det er beregnet at over 1,5 millioner mennesker i Norge er utsatt for lydnivåer over 55 dB ved boligen, som er det høyeste anbefalte døgngjennomsnitt for lyd i boligområder. Den mest utbredte støykilden er veitrafikk, og nærmere 380 000 (8 %) er estimert å være plaget eller sterkt plaget av støy fra vei, hvorav nærmere 160 000 (3,5 %) er sterkt plaget. Omkring 18 500 (0,4 %) er estimert å være plaget eller sterkt plaget av luftfart, nærmere 15 000 (0,3 %) av jernbane og rundt 18 000 (0,4 %) av bygg- og anleggsvirksomhet. Summering av antallene kan medføre overestimering av hvor mange som er plaget eller sterkt plaget av støy, siden en del personer er utsatt for støy fra flere kilder samtidig. Imidlertid er det antatt at usikkerheten i datagrunnlaget kan medføre større feil i beregningen av antall plagede enn det samtidig eksponering for flere kilder kan medføre. Med en viss usikkerhet kan det derfor antas at omkring 193 000 (4 %) personer er sterkt plaget av støy i Norge. Det kan også forekomme støyplage og søvnforstyrrelser fra andre støykilder enn de som er inkludert i den nasjonale støymodellen, hvilket kan medføre underestimering av antall plagede og søvnforstyrrede. Det er anslått at støy bidrar til søvnforstyrrelser blant 5 % av befolkningen over 15 år.

Det er uvisst hvor mange av de plagede eller søvnforstyrrede som opplever at støy kan bidra til helseskade i form av redusert fysisk eller mental helsetilstand. På grunn av dette er det ikke beregnet Disability Adjusted Life Years (DALYs) av støyplage og søvnforstyrrelser her. Dette stemmer også overens med at det ikke er inkludert plager i vurderingene av de andre miljøfaktorene. Kunnskapsgrunnlaget for sammenhengen mellom støy og annen helseskade er foreløpig usikkert, men det er indikasjoner på at langvarig eksponering for støy kan bidra til hjerte-/karsykdom og enkelte andre fysiologiske, biologiske eller psykologiske belastninger. I tillegg kan støy også føre til hørselsskader, men dette har det ikke vært mulig å ta med i vurderingene her på grunn av mangel på slike data.

4.4 Perspektivering

I det følgende vil først trenden i støyeksponering og plage over en årrekke i Norge bli diskutert. Deretter er det beskrevet hvilken kunnskap og datamaterialer som mangler for å kunne gjøre bedre vurderinger av støyens betydning for helsebelastning i landet.

Trend

Trend i eksponering for støy

Foreløpig kan vi bare si noe om trenden i eksponering for støy i Norge over et relativt begrenset tidsrom, fordi data fra den nasjonale støymodellen bare foreligger fra 1999. Det kan imidlertid se ut som om andelen som er eksponert for døgnekvivalent støy mellom 55-60 dB har steget mellom 1999 og 2006, delvis fordi færre har blitt eksponert for lydnivåer på mellom 50-55 dB (www.ssb.no, www.miljostatus.no). Økningen kan se ut til å skyldes veitrafikk og til dels industristøy. En del av de som tidligere ble eksponert for støy fra luftfart på nivåer mellom 55-60 dB, ser ut til å være eksponert for lavere nivåer nå. Antallene som er eksponert for støy fra jernbane, ser ut til å ha sunket for de aller fleste nivåer som er kartlagt (50-75 dB).

Ut i fra Levekårsundersøkelsene har andelen som oppgir å være utsatt for veitrafikkstøy i boligen sin vært omtrent uforandret med 13 % de siste 20 årene (www.ssb.no, Andersen 2005). Dette samsvarer også til dels med trenden i støy utenfor boligen som er vist i den nasjonale støymodellen, fordi det bare er i de laveste nivåene av støy at det ser ut til å ha skjedd en stigning i støyeksponering. Grunnen til at det ikke vises noen endring i andelen som er utsatt for støy i boligen fra veitrafikk på tross av økt trafikkmengde, større areal for trafikk og trafikk gjennom større deler av døgnet, kan skyldes bedre støyisolasjon, annen plassering

av boliger i forhold til store trafikkårer eller mindre oppholdstid i hjemmet (Andersen 2005). Det har også blitt utviklet mer støysvake biler, busser, tunge lastebiler og motorsykler gjennom de siste tiårene, og nedsettelse av fartsgrenser mange steder til under 50 km/t har redusert støy fra dekk.

I undersøkelser av fysisk arbeidsmiljø fremkommer det at andelen som angir å være utsatt for støy meste-parten av tiden på jobb har mellom 1989 og 2006 sunket fra 8 til 5 %, og at andelen som rapporterer å være utsatt for vibrasjoner er sunket fra 6 til 4 % over samme periode (www.ssb.no). Nedgangen har skjedd etter år 2000. Dette skyldes sannsynligvis mer fokus på de ansattes eksponering for støy, og at tiltak har blitt iverksatt.

Trend i helsebelastning

Utviklingen av støysituasjonen i Norge følges tett gjennom det nasjonale resultatoppfølgingsprogrammet (Engelien & Steinnes 2004). Beregnet omfang av støyplage i befolkningen gjennom SPI-modellen har vist at støyplage fra vei har vært stigende mellom 1999 og 2005, men at støyplage fra jernbane har blitt redusert med hele 33 %, plage fra luftfart med 26 % og at industri også har gått noe ned mellom 1999-2006 (Engelien 2007). Reduksjonen i støyplage fra jernbane kan blant annet forklares med nedgang i togtrafikken, utskiftning av tog til nye og mer stillegående typer, skinnesliping og endringer i bosetting. Nedgangen i plage av luftfart kan forklares med redusert antall landinger og avganger, større andel av mer støysvake flytyper og flytting av flyplasser til mindre befolkede områder.

Levekårsundersøkelsene viser at andelen av husstander som rapporterer å være plaget av støy i boligen fra gate eller vei har mellom 1997 og 2007 sunket fra 8 til 6 %, og at andel plagede av flystøy utenfor boligen har sunket fra 9 til 5 % (www.ssb.no). Den viser derimot at andelen plagede av støy fra industri/anlegg har vært noe stigende fra 4 til 5 %, men at andelen som er plaget av nabostøy er på 5 % i både 2004 og 2007.

Et nasjonalt mål for reduksjon av støyplage er at 1) støyplagen skal reduseres med 10 % innen 2020 i forhold til i 1999 for støykildene veitrafikk, fly, jernbane, industri og annen næring og 2) at antall personer som er utsatt for over 38 dB innendørs støy-nivå skal reduseres med 30 % innen 2020 i forhold til i 2005 (Samferdselsdepartementet m.fl. 2007).

Videre forskning og overvåkning

Det er vanskelig å skille andelen av plager eller helseskader som kan skyldes støy alene, fra andre risikofaktorer. Flere av de mulig relaterte helsebelastningene, så som hodepine, tretthet, redusert hørsel og hjerte-/karsykdom, kan også være forårsaket av faktorer som for eksempel aldring eller andre ikke-akustiske faktorer. På den annen side er det mulig at noe av det tilsynelatende bidraget fra luftforurensning til hjerte-/karsykdom kan skyldes støy. Forskning som kan øke kunnskapen om samspillet mellom ulike miljøfaktorer og den relative effekten av hver av dem på folks helse, er derfor ønskelig. Videre er kunnskapen om sammenhenger mellom visse støykilder og helseutfall stadig usikker eller manglende, og ytterligere forskning er derfor nødvendig for å kunne si noe mer sikkert om den totale helsebelastningen. Blant annet er det nødvendig å bedre kunnskapen om den potensielle sammenhengen mellom støy og utvikling av hjerte-/karsykdom, og mellom støy og forskjellige psyko-sosiale problemer. Det er også nødvendig å bedre kunnskapen om sammenhengen mellom lavfrekvent støy, vibrasjoner og strukturlyd og forskjellige helsebelastninger. Det er viktig at støyeksponeringen beregnes på en ensartet og hensiktsmessig måte i alle studier, og at helseutfall så som plage defineres likt. Metoder og definisjoner varierer i dag, men arbeidet med å ensrette definisjoner og beregningsmetoder er i gang.

I tillegg bør effekter av støy blant spesielt følsomme grupper undersøkes ytterligere, så som stress og virkninger på kognisjon og innlæring blant barn (Aasvang & Krog 2004). Det er også behov for å bedre kunnskapen om mestring av støyeksponering og eventuell tilvenning til det over lengre tid, og hvordan dette er knyttet til forskjellige helsebelastninger.

Både den nasjonale støymodellen og andre beregningsmodeller for støyeksponering inneholder usikkerheter. Blant annet mangler den nasjonale støymodellen å inkludere andre støykilder enn veitrafikk, jernbane, luftfart, industri og annen næring, skytebaner, bygg- og anleggsvirksomhet og motorsportbaner, og den inkluderer kun støy i bomiljø. Arbeidet med å inkludere flere kilder er imidlertid i gang, men for mange støykilder er det helt nødvendig med ytterligere forskning før de kan inkluderes. Det videre arbeidet med forbedring av det nasjonale datagrunnlaget for befolkningens støyeksponering er viktig, og det vil medføre stadig bedre estimering av folks støyeksponering. En mangel ved støyplageindeksen er usikkerhet ved hvor mye annen og mer spesifikk helsebelastning av støy som inkluderes i verdiene for plage, som for eksempel søvnforstyrrelser. En del av

SPI-verdien vil sannsynligvis inneholde plage i form av søvnforstyrrelser, men den vil sannsynligvis ikke oppfange alle tilfeller.

4.5 Eksempel

Det er i det følgende vist et eksempel på beregning av hvor mye unødvendig helsetap som kan unngås med et tenkt tiltak mot støy. Siden oppgaven er å anslå belastning på helse, som er noe mer enn trivselstap, er analysen her begrenset til å inkludere visse andeler av sterkt plagede og søvnforstyrrede av støy. Kunnskapen er mangelfull rundt sammenhengen mellom plage av støy og helseskader i form av redusert fysisk eller psykisk helsetilstand, og det vites derfor ikke hvor store andeler av plagede eller søvnforstyrrede av støy som eventuelt får slike helseskader. Det er imidlertid indikert gjennom en analyse av WHO i 2004 at kronisk eksponering for støy bare kan bidra til helseskade blant de sterkt plagede (Niemann & Maschke 2004). I beregningseksemplet her er det inkludert 25 % av de sterkt plagede og 50 % av de søvnforstyrrede, med den grove antakelsen om at kun disse potensielt kan utvikle helseskade. Disse to helsebelastningene skal ikke legges sammen, fordi sterk plage kan inkludere søvnforstyrrelser.

Det er ikke realistisk å kunne fjerne all støy over 55 dB i hele landet, eller å kunne fjerne all støyplage siden mennesker reagerer forskjellig på støy. I beregningen er det antatt at et tenkt tiltak kan redusere andelen av de 25 % sterkt plagede og de 50 % søvnforstyrrede med 10 %. Til sammenlikning tilstreber den nasjonale handlingsplanen for reduksjon av støy en reduksjon på 10 % plage etter SPI innen år 2020 i forhold til i 1999, men denne reduksjonen skal skje blant alle plagede. Beregningene her er basert på de antallene som er angitt tidligere, som sterkt plagede av støy fra vei-, fly- eller jernbanetrafikk, samt på antallet søvnforstyrrede. Det kan være realistisk å anta at et tiltak mot støy først og fremst vil rette seg mot nettopp trafikkstøy, siden dette er den største kilden til støy. Det skal presiseres at antall sterkt plagede og søvnforstyrrede inneholder usikkerhet, og at beregningen ikke har forankring i veldokumentert kunnskap om helsebelastning eller et virkelig tiltak. Anvendeligheten av de estimerte omfangene av helsebelastning her er derfor begrenset.

De unødvendige helsetapene er angitt som 1) antall tilfeller per år som den unødvendige eksponeringen kan ha bidratt til i form av plagede og søvnforstyrrede og 2) samlet helsetap over tid for gruppen av individer som utgjør de unødvendige tilfellene i det enkelte år i form av Disability Adjusted Life Years (DALYs) av plage

og søvnforstyrrelser hver for seg. Disse anslagene kan leses som anslag for potensielle helsegevinster for denne gruppen av individer ved varige reduksjoner i eksponering. Det er også utført usikkerhetsanalyser.

I beregningseksemplet for støy er det tatt utgangspunkt i en øyeblikkssituasjon – det vil si at antall plagede og søvnforstyrrede er basert på prevalenstall. Døgnkvivalent støynivå ved en bolig antas her å være tilnærmet stabilt gjennom et helt år, fordi det oftest skal store tiltak til før støynivået endres. Derfor er det også anvendt en varighet av sterk plage og søvnforstyrrelser på ett år. Dette er også gjort i en lignende analyse av helsebelastning som følge av støy i Nederland (Knol & Staatsen 2005). Det er her valgt en alvorlighetsvekt for sterk plage på 0,05, som befinner seg i et intervall av alvorlighetsvekter for støyindusert plage (0,01-0,12), referert til i flere publikasjoner om beregning av støyindusert helsebelastning (de Hollander et al. 1999, Knol & Staatsen 2005, WHO 2007). Når det gjelder søvnforstyrrelser, er det antatt at de søvnforstyrrelsene som kan føre til helsebelastning kan ha noe større negativ effekt på helsen enn sterk plage. Derfor er det her anvendt en alvorlighetsvekt

på 0,09, som dessuten er nærliggende en vekt som ble foreslått for støyindusert søvnforstyrrelse av en gruppe sveitsiske eksperter (WHO 2007). Til sammenlikning ble det i 1998 av van Kempen foreslått en vekt for alvorlig søvnforstyrrelse på 0,1, som også er det samme som vekten for primær insomnia som er foreslått av WHO og Verdensbanken (Lopez et al. 2006).

Ved en tenkt reduksjon av støyeksponering, hvor de inkluderte andelene av sterkt støyplagede og søvnforstyrrede reduseres med 10 %, er det her vist at omkring 4 300 (95 % usikkerhetsintervall 1 800 – 6 680) tilfeller av sterk plage og omkring 9 600 (3 950 – 14 590) søvnforstyrrelser av støy kan forebygges i et enkelt år (tabell 8). Disse to andelene skal ikke legges sammen, siden det sannsynligvis er noe overlapp mellom de som kan tenkes å være sterkt støyplaget og de som er søvnforstyrrede. Per million mennesker vil den tenkte reduksjonen i støy kunne medføre en reduksjon på omkring 40 DALYs av sterk plage for gruppen av individer som utgjør de unødvendige tilfellene i det enkelte år, og rundt 180 DALYs av søvnforstyrrelser.

Tabell 8: Unødvendige helsetap som potensielt kan unngås ved et tenkt tiltak som kan redusere antall sterkt plagede og søvnforstyrrede med 10 % i forhold til helsebelastning i 2006

Utfall	Estimat	95 % Konfidensintervall
Tilfeller av sterkt plagede i ett år	4 280	(1800 - 6680)
DALYs over ett år for tilfellene (plage)	210	(80 - 340)
DALYs per million innbyggere over ett år pga tilfellene	40	(20 - 70)
Tilfeller av søvnforstyrrede i ett år	9 570	(3950 - 14590)
DALYs over ett år for tilfellene (søvnforstyrrelse)	860	(300 - 1400)
DALYs per million innbyggere over ett år pga tilfellene	180	(60 - 290)

5 Passiv røyking

- **Status:** Det er usikkert hvor stor andel av den norske befolkningen som er utsatt for passiv røyking, og hvor store mengder disse personene er eksponert for. Eksponeringen er imidlertid stadig minkende, og med betydelig usikkerhet kan det antas at andelen er et sted mellom 6 – 30 %. Det kan antas at passiv røyking i Norge kan bidra til iskemisk hjertesykdom og lungekreft blant voksne og infeksjoner i nedre luftveier blant spedbarn, men det er ikke kjent hvor mange tilfeller dette er snakk om. Passiv røyking kan også bidra til andre typer av helseskader, men på grunn av manglende data eller usikker kunnskap er det ikke mulig å vurdere slik helsebelastning ytterligere.
- **Videre forskning og overvåking:** Det er behov for bedre kartlegging av befolkningens eksponering for passiv røyking for å kunne vurdere hvor mye denne miljøfaktoren kan bidra til helsebelastning i Norge. Videre er det behov for ytterligere kunnskap om sammenhengen mellom passiv røyking og enkelte typer av helseskader, samt om sammenhengene med helseskade blant kvinner og menn separat. Det er også behov for et helseregister som kan bidra med egnede data på relevante helseskader.

Passiv røyking skal her forstås som eksponering for andre personers tobakksrøyking. Denne tobakksrøyken består både av den delen av sigarettøyken som røykeren puster ut i omgivelsene og den røyken som siver ut fra den brennende sigaretten. Det er her fokusert på den tobakksrøyken som siver ut i omgivelsene, og fosteres eksponering for passiv røyking er ikke tatt med. De som eksponeres for passiv røyking utsettes for mange av de samme stoffene som ved aktiv røyking, men de relative mengdene av ulike kjemiske stoffer i røyken er forskjellige. Faktisk er eksponeringen ved passiv røyking for flere av de mest helseskadelige stoffene relativt større ved passiv enn ved aktiv røyking (Nasjonalt folkehelseinstitutt 2003, Nasjonalt folkehelseinstitutt 2008). Den som røyker aktivt selv blir også utsatt for tobakksrøyk i omgivelsene som resultat av sin egen røyking. Dette kan

innebære en tilleggseffekt til risikoen for forskjellige helseskader av aktiv røyking (Mannino et al. 1997).

5.1 Passiv røyking og helse

Det er veldokumentert at passiv røyking fører til helseskader. Den store mengden av undersøkelser som er gjort på sammenhengen mellom ulike helseskader og passiv røyking, er kritisk gjennomgått og oppsummert i en rekke store rapporter (Nasjonalt folkehelseinstitutt 2008, The Surgeons General 2006, WHO 2004). I en rapport fra Surgeon General fra 2006 konkluderes det blant annet med at barn ser ut til å ha større risiko for helseskade ved eksponering enn voksne (The Surgeons General 2006). De typene av helseskade som er dokumentert å ha sammenheng med eksponering for passiv røyking blant barn er krybbedød, redusert fødselsvekt, lidelser i nedre luftveier, lidelser i mellomøret, så som akutt og gjentatt betennelse og kronisk væskeuttredelse, hoste, slimdannelse og piping i brystet, astma og nedsatt lungefunksjon gjennom barndommen. Blant voksne er det dokumentert at passiv røyking kan ha sammenheng med lungekreft, økt risiko for iskemisk hjertesykdom og død av dette, irritasjon over lukt og irritasjoner i nesen.

Det er også indikasjoner på at passiv røyking kan øke risikoen for andre helseskader, men her er den vitenskapelige dokumentasjonen foreløpig usikker. Blant barn gjelder dette for tidlig fødsel og kreft i barndommen, så som leukemi, lymfomer og hjernesvulst (The Surgeons General 2006). Blant voksne er det usikre indikasjoner på at passiv røyking kan medføre økt risiko for brystkreft, kreft i bihulene, slag, åreforkalkning, akutte symptomer i luftveiene, så som hoste, piping i brystet, tetthetsfølelse i brystet og åndedrettsproblemer, kroniske symptomer i luftveiene; akutt nedsatt lungefunksjon ved kort tids eksponering, nedsettelse av lungefunksjon ved kronisk eksponering, utvikling og forverring av astma i voksen alder, samt risiko for kronisk obstruktiv lungesykdom (KOLS) (The Surgeons General 2006). Passiv røyking kan ved kortvarig påvirkning også føre til flere typer av ubehag blant de utsatte, så som irritasjon i øyne, hoste, sår eller tørr hals, tetthetsfølelse i brystet og tungpus-tethet (Nasjonalt folkehelseinstitutt 2008).

I denne rapporten er det vurdert helsebelastning av passiv røyking i form av død av iskemisk hjertesykdom, sykdom og død av lungekreft, samt i form av infeksjoner i nedre luftveier blant spedbarn i alderen 0-18 måneder. Andre typer helseskader er ikke tatt med, på grunn av manglende eller usikker kunnskap om sammenhengende mellom passiv røyking og den spesifikke helseskaden, eller på grunn av manglende data på de aktuelle lidelsene i Norge.

5.2 Passiv røyking i Norge

Det finnes ingen presise data for befolkningens eksponering for tobakksrøyk i omgivelsene i Norge. En indikasjon på eksponering er imidlertid vist gjennom Helsedirektoratets/SSBs årlige tobakksbruksundersøkelser blant et representativt utvalg av den voksne, norske befolkningen. Her er det i 1996, 1997 og 1999-2002 spurt om hvor lenge personene i dette utvalget er utsatt for passiv røyking på arbeidsplassen hver dag, og i 2005-2006 er det spurt om hvor lenge de er utsatt for det i hjemmet hver dag (Sosial- og helsedirektoratet 2007). Siden 1993 er det i tillegg spurt om holdninger til å tillate røyking hjemme. En mer spesifikk undersøkelse av eksponering er også utført blant ansatte i serveringsbransjen i forbindelse med innføringen av røykfrie serveringssteder (Hetland, J., Aarø, & Øverland 2007). I tillegg er det mulig å anslå noe om passiv røyking blant små barn gjennom den norske Mor og barn-undersøkelsen (Nasjonalt folkehelseinstitutt www.fhi.no) og gjennom Kreftforeningens undersøkelse av småbarnforeldres rapportering av passiv røyking hjemme (Lund, Helgason, & Andersen 2004).



Foto: © Colourbox

Bedre oversikt finnes det på tobakksbruk gjennom mange foregående tiår (Sosial- og helsedirektoratet 2007). Disse dataene kan anvendes til å diskutere trenden i potensiell eksponering for tobakksrøyk i omgivelsene, men det er meget stor usikkerhet i å anslå antall eksponerte på bakgrunn av disse dataene.

Lungekreft er en sykdom som trenger mange år på å utvikle seg. Den informasjonen vi har om eksponering frem til i dag er derfor ikke dekkende for å kunne forklare den andelen av lungekreft i dag som passiv røyking kan ha bidratt til. I denne rapporten blir forskjellige data på eksponering anvendt i vurderingen av helsebelastning. Dataene som brukes er Mor og barn-data, samt en anslått andel eksponerte av den voksne befolkningen basert på tall fra Tobakksbruksundersøkelsene.

5.3 Vurdering av eksponering og helsebelastning

For å kunne vurdere hvor mye helsebelastning som passiv røyking kan bidra til i en befolkning, er det nødvendig med 1) veldokumentert kunnskap om årsakssammenheng med helsebelastninger, 2) nasjonale data på disse helsebelastningene og 3) tilstrekkelig informasjon om befolkningens eksponering. Kunnskapen er stadig usikker rundt enkelte relevante helsebelastninger, og det er stor usikkerhet rundt befolkningens eksponering. På grunn av disse begrensningene inkluderer vurderingen av helsebelastning her bare sykdom og død av lungekreft, død av iskemisk hjertesykdom og infeksjoner i nedre luftveier blant barn i alderen 0-18 måneder.

Relevante helseskader

Informasjon om antall nye tilfeller av lungekreft (ICD-10-kode C33-34) i år 2006 er hentet fra Kreftregisteret (Kreftregisteret 2007). Fra Dødsårsaksregisteret er det hentet antall dødsfall samme år av henholdsvis lungekreft og iskemisk hjertesykdom (ICD-10-kode I20-25) (www.ssb.no). Informasjon om infeksjoner i nedre luftveier (bronkitt, bronkiolitt, RS-virus og lungebetennelse) blant barn i alderen 0-18 måneder er hentet fra den norske Mor og barn-undersøkelsen (Nasjonalt folkehelseinstitutt www.fhi.no, Haaberg et al. 2007). Antallet som er funnet blant denne populasjonen, er anvendt til å estimere antall barn i samme alder med slike typer infeksjoner på landsplan.

Sammenheng mellom eksponering og helseskade

Den nyeste meta-analysen utført av The Surgeon General finner en relativ risiko for iskemisk hjertesykdom på 1,27 (95 % usikkerhetsintervall 1,19-1,36) ved passiv røyking. Dette risikoestimatet er basert på ni kohorteundersøkelser og syv kasus-kontroll-undersøkelser, som har undersøkt effekten av passiv røyking på dødelig eller ikke-dødelig iskemisk hjertesykdom (The Surgeons General 2006). Disse undersøkelsene har sett på ikke-røykeres selvrapporterte eksponering for tobakksrøyk i omgivelsene fra samboende person eller på arbeidsplassen. Fordelt på forskjellige eksponeringsnivåer er det sett på lav til moderat eksponering (1-14 eller 1-19 sigaretter daglig) og moderat til høy eksponering (≥ 15 eller ≥ 20 sigaretter per dag), som i meta-analyse viste relative risikoer på hhv. 1,16 (1,03-1,32) og 1,44 (1,13-1,82). Disse spesifikke målene på eksponeringsmengde finnes ikke i Norge, og for beregning av antall tilfeller av iskemisk hjertesykdom i Norge kan det derfor ikke anvendes separate risikoestimer for forskjellige eksponeringsmengder. I rapporten fra Surgeon General er det gjennom en meta-analyse funnet en relativ risiko for lungekreft på 1,21 (1,13-1,30) ved passiv røyking. De inkluderte undersøkelsene i meta-analysen er både kohorte- og kasus-kontroll-undersøkelser utført blant ikke-røykere som ble eksponert ved at ektefellen har røkt. Her er det ikke gjort separate meta-analyser for forskjellige eksponeringsnivåer. Ved eksponering på arbeid viser en annen meta-analyse i rapporten en relativ risiko på 1,22 (1,13-1,33). I denne rapporten er det vurdert at den relative risikoen kan være nærmere 1,22 for iskemisk hjertesykdom og 1,17 for lungekreft, fordi intensiteten av røyking har gått ned i den norske befolkningen. Dette er en reduksjon i risikoestimatene på 20 % (eksempel: $1+0,27*0,80 = 1,22$).

Rapporten til Surgeon General viser også meta-analyser over odds ratio for infeksjoner i nedre luftveier blant barn som følge av foreldres røyking. Disse odds ratioene er på 1,51 (1,44-1,59) hvis det røykes av en eller begge foreldrene og på 1,56 (1,51-1,62) hvis mor røyker. I denne rapporten er det vurdert at den relative risikoen for dette kan være nærmere 1,20, basert på resultater fra den norske Mor og barn-undersøkelsen (Haaberg et al 2007), på grunn av den antatt reduserte intensiteten av røyking i den norske befolkningen.

Estimert befolkningseksponering

I Helsedirektoratets gjentatte undersøkelser av tobakksbruk blant den norske befolkning, er det i år 2006 rapportert at 75 % av befolkningen mellom 16-74 år sa seg helt eller ganske enige i utsagnet "Ingen får røyke hjemme hos meg" (Sosial- og helsedirektoratet

2007). Dette kan indikere at det hos omkring 25 % forekommer passiv røyking. Men det er svært usikkert om så mange personer faktisk er til stede når det røykes, og det sies ingenting om hvor ofte eller hvor lenge disse personene eksponeres. I undersøkelsene er det videre rapportert at 7,8 % av befolkningen mellom 16-74 år daglig tilbringer mer enn 5 timer i rom hjemme der noen røyker. 6,5 % rapporterte at de er utsatt for passiv røyking fra 1-5 timer per dag.

Undersøkelsene til Sosial- og helsedirektoratet har videre vist at 94 % av befolkningen sa seg helt eller ganske enige i utsagnet "Ingen får røyke hjemme hos meg når det er barn tilstede". Dette kan indikere at omkring 6 % av den voksne befolkningen tillater røyking i hjemmet når det er barn til stede. Denne andelen avviker fra de andelene som er funnet i den norske Mor og barn-undersøkelsen, der det er oppgitt at omkring 10 % av barna mellom 0-18 måneder har en mor som røyker, mens det er oppgitt at 20-25 % av barna har en far som røyker (Haaberg et al 2007).

Oppsummering: Vurdert eksponering og helsebelastning

Det er stor usikkerhet rundt hvor stor andel av den norske befolkningen som er eksponert for tobakksrøyk i omgivelsene. De undersøkelsene som finnes kan med stor usikkerhet indikere at andelen eksponerte er et sted mellom 6 – 30 %, og det er like usikkert hvor store mengder disse personene er utsatt for. På grunn av det usikre datamaterialet på passiv røyking i Norge, er det i denne rapporten vurdert at grunnlaget for å estimere antall syke og døde som følge av eksponeringen er for usikkert. Det kan imidlertid antas at passiv røyking i Norge kan bidra til iskemisk hjertesykdom og lungekreft blant voksne og infeksjoner i nedre luftveier blant spedbarn. Passiv røyking kan også tenkes å bidra til andre typer av helsebelastning i Norge, men for å kunne vurdere omfanget av disse helsebelastningene er det også nødvendig med egnede data på helseskader og i noen tilfeller ytterligere kunnskap om sammenheng med potensielle helseskader.

5.4 Perspektivering

I det følgende vil først trenden i eksponering for tobakksrøyk i omgivelsene over en årrekke i Norge bli diskutert. Deretter er det beskrevet hvilken kunnskap og datamaterialer som mangler, for å kunne gjøre bedre vurderinger av helsebelastning i Norge som passiv røyking kan tenkes å bidra til.

Trend

Hesledirektoratet og SSBs tobakksbruksundersøkelser over tid har vist en enorm økning mellom 1993 og 2006 i antall som sier seg helt eller ganske enig i utsagnet "Ingen får røyke hjemme hos meg", fra 17 % i 1993 til hele 75 % i 2006 (Sosial- og helsedirektoratet 2007). Dette indikerer også at langt færre er eksponert for passiv røyking i hjemmene i 2006. Økningen er også stor blant de som sa seg helt eller ganske enig i at "Ingen får røyke hjemme hos meg når barn er tilstede", fra 53 % i 1993 til 94 % i 2006. I 1996 opplyste 9 % at de oppholdt seg i rom på arbeidsplassen hvor andre røykte mer enn fem timer hver dag, mens 2 % angav det samme i 2006. Den tilsynelatende store nedgangen i antall mennesker som er utsatt for passiv røyking siden 1993, kan skyldes bedre kunnskap om de negative helsekonsekvensene som både aktiv og passiv røyking kan medføre, forbud mot røyking i blant annet lokaler og transportmidler der allmennheten har adgang og at antall dagligrøykere har gått kraftig ned. Antallet av dagligrøykere kan indikere omfanget av tobakksrøyk i omgivelsene, og det er angitt at andelen av befolkningen på mellom 16-74 år som er dagligrøykere har gått ned fra 40 % i 1976 til 24 % i 2006 (Sosial- og helsedirektoratet 2007). Andelen ansatte som rapporterer at de er plaget av tobakksrøyk fra andre, fra før den nye loven om røykfrie serveringssteder trådte i kraft til ett år senere, er redusert med 40 %. Denne undersøkelsen viser også at luftkvaliteten på arbeidsplassene deres har blitt bedre, samt at de rapporterer færre helseplager (Hetland.J., Aarø, & Øverland 2007).

Videre forskning og overvåkning

Det er dokumentert at passiv røyking kan bidra til enkelte sykdommer, men det er behov for ytterligere kunnskap om hvorvidt passiv røyking også kan bidra til flere andre typer av helseskader. Det er sterke indikasjoner på at passiv røyking kan påvirke menn og kvinner forskjellig, og ytterligere forskning på dette er nødvendig for å komme frem til veldokumenterte risikoestimer for hvert kjønn. Videre er det manglende kunnskap om flere av enkeltkomponentene i tobakksrøyken som kommer ut i omgivelsene og deres potensielle effekter på helsen, samt de relative mengdene av deres effekter. Det er for flere av disse enkeltstoffene også ukjent hvorvidt de omdannes til andre komponenter ved forbrenning som kan medføre helseskade.

Opplysningene om hvor mange som er eksponert for tobakksrøyk i omgivelsene i Norge og hvor mye de er utsatt for, er mangelfulle og usikre. Bedre undersøkelser på dette er derfor nødvendig for å kunne beregne hvor stort omfang av helsebelastning som passiv røyking i Norge kan bidra til. Videre er det også

nødvendig med egnede data på andre relevante helseskader enn død og kreft. En del av disse dataene vil sannsynligvis komme med det nye Norsk pasientregister (NPR).

Det er vist at det er en interaksjon mellom røyking og radon i boligen som medfører at de som røyker, har en langt høyere risiko for lungekreft enn de som ikke røyker. Det er rimelig å anta at dette også gjelder for de som utsettes for passiv røyking, fordi det er i den omgivende luften at komponenter i tobakksrøyken vil interagere med radongass. Kobling av informasjon om passiv røyking og radongass kan bedre beregningsgrunnlaget for helsebelastning i form av lungekreft som følge av passiv røyking.

5.5 Eksempel

Det er i det følgende vist et eksempel på beregning av hvor mye unødvendig helsetap som kan unngås med et tenkt tiltak mot passiv røyking. Det tenkte tiltaket går ut på å fjerne all tobakksrøyk i omgivelsene. Den passive røykingen som røykere selv er utsatt for ved egen røyking er ikke inkludert. Beregningene av mengde unødvendig helsetap som potensielt kan unngås ved dette tiltaket i Norge, er basert på de tidligere angitte risikoestimater for sykdom og død av lungekreft, død av iskemisk hjertesykdom og infeksjoner i nedre luftveier blant spedbarn. Det er her antatt at risikoen er den samme for alle de eksponerte i Norge, selv om mengdene av eksponering er ukjent og nok vil variere. Videre er beregningene basert på en grov antakelse om at 10 % av den voksne, norske befolkning daglig eksponeres for tobakksrøyk i omgivelsene, at de eksponerte har vært utsatt for passiv røyking over en lengre årrekke for at de skal kunne ha utviklet lungekreft, og at de ikke røyker selv. Det er her antatt at også 10 % av barna mellom 0-18 måneder eksponeres daglig for tobakksrøyk i omgivelsene, selv om grunnlagsdataene for dette viser rapportert røyking blant foreldrene og ikke barnets eksponering. Antallet barn med foreldre som røyker, spenner fra rundt 10 % med en mor som røyker til 30 % med en far som røyker. 10 % er valgt fordi det er vist høyere risiko for nedre luftveisinfeksjoner hos barna ved mors røyking enn ved fars røyking (The Surgeons General 2006). På grunn av den store usikkerheten rundt antall voksne og spedbarn som er utsatt for passiv røyking, er det tatt med usikkerhet i beregningene på +/- 50 %. Antall syke av lungekreft er hentet fra Kreftregisteret, antall døde fra Dødsårsaksregisteret og antall spedbarn med infeksjoner i nedre luftveier på landsplan er estimert ut fra en andel på 17 % blant Mor og barnpopulasjonen (Haaberg et al 2007).

De unødvendige helsetapene er angitt som 1) antall nye tilfeller av helseskade per år som den unødvendige eksponeringen kan ha bidratt til, i form av syke og døde av lungekreft, døde av iskemisk hjertesykdom og spedbarn med nedre luftveisinfeksjoner og 2) samlet helsetap over tid for gruppen av individer som utgjør de unødvendige tilfellene av helseskade i det enkelte år, i form av Disability Adjusted Life Years (DALYs). Disse anslagene kan leses som anslag for potensielle helsegevinster for denne gruppen av individer ved varige reduksjoner i eksponering. Beregningene tar utgangspunkt i kunnskap og datamaterialer som inneholder vesentlige begrensninger og usikkerhet, og anvendeligheten av de estimerte omfangene av helsebelastning her er derfor begrenset. Ved alle beregninger er det inkludert usikkerhetsanalyser.

For å kunne beregne DALYs er det nødvendig med alvorlighetsvekter for de forskjellige typene helseskader. I en nederlandsk analyse er det anvendt en alvorlighetsvekt på 0,43 for sykdom av lungekreft (de Hollander et al 1999). Denne verdien er et vektet gjennomsnitt av prevalensen av de forskjellige sykdomsstadiene. I Verdensbankens analyse av global helsebelastning er det anvendt en alvorlighetsvekt på 0,15 for lungekreft i diagnosefasen (Lopez et al 2006). Dette antyder at alvorlighetsvekten kan variere mye med forskjellige sykdomsstadier. Analysen i denne rapporten bruker en vekt på 0,4. For død av lungekreft og hjerteinfarkt er det anvendt en alvorlighetsvekt på 1. For infeksjoner i nedre luftveier er det her anvendt en alvorlighetsvekt på 0,2. Til sammenligning er det i den nederlandske analysen anvendt en vekt på 0,21 for symptomer i nedre luftveier på grunn av passiv røyking (de Hollander et al 1999), og i Verdensbankens analyse er episoder av infeksjoner i nedre luftveier gitt en vekt på 0,279, mens kroniske infeksjoner fikk en vekt på 0,099 (Lopez et al 2006).

Antall tapte leveår av forventet levealder på grunn av passiv røyking er vanskelig å anslå. Passiv røyking kan muligens være en årsak til utvikling av iskemisk hjertesykdom og død av dette, men det kan også tenkes at det bare medvirker til død hos personer som allerede er svekket av hjerte-/karsykdom. I denne rapporten er det anslått at de som dør av iskemisk hjertesykdom på grunn av passiv røyking, i gjennomsnitt mister 5 år av forventet levetid, men det er her inkludert et usikkerhetsintervall på +/- 80 % på grunn av den store usikkerheten. For lungekreft er det også anvendt et gjennomsnittlig tap av levetid på 5 år, men med en usikkerhet som inkluderer et større antall potensielt tapte leveår i tråd med den generelle forventede levealderen. Til sammenligning er det i den nederlandske analysen beregnet at en pasient med lungekreft i gjennomsnitt mister 13,5 år av forventet levetid, mens

en som dør av iskemisk hjertesykdom i gjennomsnitt mister ett leveår (de Hollander et al 1999). Ut fra informasjon om 5-års overlevelse av lungekreft fra Kreftregisteret er det her estimert at varigheten av lungekreft blant de som dør av det, er på 1,5 og 1,7 år for henholdsvis menn og kvinner (Kreftregisteret 2007). Varigheten av nedre luftveisinfeksjoner hos barn er anslått å være på 2 uker, som er den samme varigheten som er anvendt for symptomer i nedre luftveier i en nederlandsk analyse (de Hollander and others 1999).

Beregningene indikerer at det ved et tenkt tiltak som kan fjerne all tobakksrøyk i omgivelsene i Norge kan forebygges omkring 120 for tidlige dødsfall av iskemisk hjertesykdom og 30 av lungekreft i et enkelt år (tabell 9). Usikkerheten rundt dette er stor på grunn av begrensninger ved kunnskap om biologisk sammenheng og befolkningseksponering, som vist med usikkerhetsintervaller fra 40 - 210 og 10-60 dødsfall for henholdsvis iskemisk hjertesykdom og lungekreft. Det er videre beregnet at omkring 40 nye tilfeller av lungekreft (usikkerhetsintervall på 10-60) kan tenkes å unngås i et enkelt år. Dødsfall av iskemisk hjertesykdom utgjør dermed rundt 110 DALYs per million innbyggere over tid for gruppen av individer som utgjør de unødvendige tilfellene i det enkelte år, hvilket er i samme størrelsesorden som sykdom og dødsfall av lungekreft (tabell 9). Blant barn i alderen 0-18 måneder er det beregnet at rundt 580 barn kan tenkes å få infeksjoner i nedre luftveier på grunn av passiv røyking i et enkelt år, hvilket utgjør kun omkring 2 DALYs alt i alt over tid for denne gruppen av individer. Selv om tilfeller av luftveisinfeksjoner blant denne gruppen er mange, utgjør de kun rundt 0,5 DALYs per million innbyggere på grunn av relativt kort varighet av infeksjonene og lavere alvorlighet enn for eksempel for hjerte- og lungesykdom. De estimerte tallene for luftveisinfeksjoner blant spedbarn er derfor ikke tatt med i de totale antallene i tabell 9. Når DALYs av iskemisk hjertesykdom og lungekreft legges sammen, er det indikert at omkring 215 DALYs per million innbyggere potensielt kan unngås over tid ved å fjerne all passiv røyking for de gruppene av individer som utgjør de unødvendige tilfellene av helseskade det enkelte år. Mengdene helseskade av passiv røyking som potensielt kan unngås ved det tenkte tiltaket, kan både være under- og overestimert. De beregnede tallene inneholder betydelig usikkerhet på grunn av mangelfulle data på befolkningseksponering. Videre er omfanget av helsebelastning som potensielt kan unngås sannsynligvis underestimert, siden det ikke har vært mulig å regne på andre typer av helseskader som er vist å ha sammenheng med passiv røyking, og kunnskapen er stadig usikker rundt potensiell sammenheng mellom passiv røyking og enkelte andre typer av helseskader.

Tabell 9: Unødvendige helsetap som potensielt kan unngås ved å fjerne all passiv tobakksrøyk i Norge

Utfall	Estimat	95% Konfidensintervall
Iskemisk hjertesykdom		
Tilfeller av for tidlige dødsfall i ett år	120	(40 - 210)
DALYs/tapte leveår over tid for tilfellene (døde)	530	(80 - 1120)
DALYs per million innbyggere over tid pga tilfellene	110	(20 - 230)
Lungekreft		
Nye sykdomstilfeller i ett år	40	(10 - 60)
Tilfeller av for tidlige dødsfall i ett år	30	(10 - 60)
DALYs over tid for tilfellene (syke)	20	(10 - 50)
DALYs over tid for tilfellene (døde)	490	(60 - 840)
DALYs per million innbyggere over tid pga tilfellene	110	(20 - 190)
Nedre luftveiesinfeksjoner blant barn (0-18 mnd)		
Antall sykdomstilfeller i ett år	585	(570 - 600)
DALYs over tid for tilfellene (syke)	2	-
DALYs per million innbyggere pga tilfellene	0,5	-
Total		
Antall sykdomstilfeller i ett år	40	(10 - 60)
Tilfeller av for tidlige dødsfall i ett år	160	(50 - 260)
DALYs over tid for tilfellene (syke)	25	(5 - 50)
DALYs over tid for tilfellene (døde)	1 020	(145 - 1970)
DALYs per million innbyggere over tid pga tilfellene	215	(35 - 420)

- **Status:** Det er anslått at den gjennomsnittlige eksponeringen for radon blant befolkningen i Norge er på 88 Bq/m^3 i boliger, og at rundt 27 % av befolkningen er eksponert for høyere nivåer enn 100 Bq/m^3 . Sistnevnte radonnivå diskuteres som en fremtidig tiltaksgrense. Det er sterke holdepunkter for at radon kan medføre økt risiko for lungekreft på alle konsentrasjonsnivåer, hvilket medfører at antall tilfeller av radonindusert lungekreft kan være høyt, selv om risikoen for det enkelte individ ikke er så høy. I denne rapporten er det, med en viss usikkerhet, beregnet at radon kan ha bidratt til omkring 300 nye tilfeller av lungekreft og 260 dødsfall av lungekreft i Norge i 2006. Det vil imidlertid ikke være mulig å fjerne all eksponering for radon, og det er derfor mer hensiktsmessig å beregne størrelsen på radonindusert helsebelastning som kan unngås ved et tiltak.
- **Videre forskning og overvåkning:** Det er lite kunnskap om hvorvidt radoneksponering kan ha sammenheng med annen type helseskade enn lungekreft. Helsebelastningen kan derfor være noe underestimert. Stadig bedre kartlegging av befolkningens eksponering, både før og etter tiltak, vil på lengre sikt kunne danne grunnlag for prospektive undersøkelser av lungekreft, eller eventuell annen sykdom, som kan ha sammenheng med radoneksponering i Norge.

Radon er en radioaktiv gass som dannes når grunnstoffet uran (via thorium og radium) desintegrerer. Radongassen siver ut fra jord og stein som inneholder uran, thorium eller radium, og gassen kan samle seg i bygninger. Gassen er selv nokså ustabil med en halveringstid på fire dager, idet den brytes ned til såkalte radon-datterprodukter. Disse produktene er faste stoffer som sender ut alfapartikler og som avsettes i for eksempel lungene. Den ioniserende strålingen til alfapartiklene har kort rekkevidde, men den skader celler som befinner seg i nærheten.

6.1 Radon og helse

Det er veldokumentert at eksponering for radongass har sammenheng med lungekreft. Studier av gruvarbeidere viser at radon fører til økt risiko for lungekreft (Lubin et al. 1995). Det har tidligere vært tvil om hvorvidt radonnivåer innendørs, som oftest er betydelig lavere enn i urangruver, kan føre til lungekreft. Imidlertid har alfastrålingen fra radon-datterprodukter den egenskapen at risiko for kreft øker omtrent lineært med stråledosen, det vil si at den øker både med eksponeringsstyrken og eksponeringstiden. Dermed finnes det i teorien ingen nedre grense som er "sikker" når det gjelder helseskader av radon. Store befolkningsundersøkelser som er sammenfattet de senere årene bekrefter dette, ved at det observeres økt risiko også ved radonnivåer som er vanlige i boliger (Darby et al. 2006, Krewski et al. 2006, Pershagen et al. 1994). I en stor befolkningsgruppe som er eksponert for lave radonnivåer kan det totale antallet tilfeller av lungekreft derfor være høyt, selv om risikoen for det enkelte individ ikke er så høy. Ethvert tiltak for å redusere stråledosen vil således kunne gi en helsegevinst som står i forhold til hvor mye stråledosen reduseres. Risikoen for helseskader fra radon er kraftig økt for røykere. Ved 100 Bq/m^3 vil risikoen for å dø av radonindusert lungekreft før 75-årsalderen være henholdsvis 0,1 % for ikke-røykere og 2 % for røykere (Statens strålevern: www.nrpa.no).



Foto: © Colourbox

6.2 Radon i Norge

Problemet med radon i inneluft er mer omfattende i Norge enn i mange andre land. Dette skyldes til dels vår geologi, men også at norske hus er godt isolert og derfor relativt tette og at vi oppholder oss relativt mye innendørs. Radonnivåene i norske hjem varierer enormt, fra 10 bequerel per kubikkmeter (Bq/m³) og opp til 10 000 Bq/m³. I enkeltstående tilfeller er det målt over 30 000 Bq/m³ i inneluft. En undersøkelse av et tilfeldig utvalg av hus i Norge viste imidlertid en gjennomsnittsverdi på noe under 100 Bq/m³, og størstedelen av befolkningen i Norge lever i hus med radonnivåer på 100-200 Bq/m³ (Strand et al. 2003). Det er nettopp i denne gruppen av befolkningen at det ifølge beregninger forekommer flest radondødsfall (omkring 70 % av de estimerte 300 dødsfallene av radon hvert år) (Statens strålevern www.nrpa.no).

6.3 Vurdering av eksponering og helsebelastning

For å kunne vurdere hvor stor helsebelastning radon kan bidra til i en befolkning, er det nødvendig med 1) veldokumentert kunnskap om årsakssammenheng med helseskader, 2) nasjonale data på disse helseskadene og 3) tilstrekkelig informasjon om befolkningens eksponering. Kunnskapen omkring sammenheng mellom radoneksponering og lungekreft er solid, det foreligger egnede data på både nye tilfeller og dødsfall av lungekreft og det er gjort tilstrekkelige undersøker for å kunne anslå befolkningens eksponering. Det skal understrekes at det ikke vil være mulig å fjerne all eksponering for radongass i befolkningen. I kapittel 6.5. er det derfor gitt et beregningseksempel på hvor mye helsebelastning som potensielt kan unngås ved et tenkt tiltak.

Relevante helseskader

Data på antall nye tilfeller av lungekreft (ICD-10-kode C33-C34) i år 2006 er hentet fra Kreftregisteret (Kreftregisteret 2007) og antall døde fra Dødsårsaksregisteret (www.ssb.no). Basert på 5-års overlevelsesdata fra Kreftregisteret og antatt konstant dødelighet av lungekreft, er det her beregnet at den forventede levetiden med lungekreft blant de som dør av det er 1.5 år for menn og 1.7 år for kvinner. I beregningen av mengde helsebelastning som radon kan bidra til er det inkludert en usikkerhet på +/-10 % på denne varigheten. Antall tapte leveår ved død av radonindusert lungekreft er beregnet ut fra aldersfordelingen ved lungekreftdød blant henholdsvis menn og kvinner og ut fra forventet levealder for hvert kjønn. Til sammenligning er det i en nederlandsk analyse beregnet at en

pasient med lungekreft i gjennomsnitt mister 13,5 år av forventet levetid (de Hollander and others 1999).

Sammenheng mellom eksponering og helseskade

I beregningen for omfang av helsebelastning som radon kan bidra til i Norge, er det her anvendt en økning i risiko for lungekreft på 0.0015 per økning i Bq/m³ etter langvarig eksponering. Det er som tidligere nevnt, vist at risikoen øker lineært med nivået av radon.

Estimert befolkningseksponering

Befolkningens eksponering for radon i boliger er basert på 28 810 geografisk spredte målinger utført i 2000 (Strand et al. 1992, Stigum et al. 2003). Dette utvalget av målinger anses som representativt for den norske befolkningen også i dag. Målingene passer med en lognormal fordeling med snitt på 88 Bq/m³ (95 % usikkerhetsintervall 66 – 117 Bq/m³), og 27 % (95 % usikkerhetsintervall 18 – 38 %) av befolkningen er eksponert for høyere nivåer enn 100 Bq/m³, som diskuteres som den fremtidige tiltaksgrensen. Den nåværende tiltaksgrensen er på 200 Bq/m³, og 9 % av befolkningen er estimert å være utsatt for nivåer høyere enn dette. Radonindusert lungekreft blir først utviklet etter mange år med eksponering, og det antas i denne beregningen at de eksponerte har vært utsatt for de samme nivåene over lang tid, hvilket ikke er en urimelig antakelse ettersom den norske befolkningen er særdeles bofast.

Beregnet helsebelastning

I beregningen av helsebelastningen som radon kan bidra til i Norge, er det tatt utgangspunkt i det nevnte risikoestimatet over, data på lungekreft fra Kreftregisteret og Dødsårsaksregisteret og den beskrevne informasjonen om befolkningseksponering. Det er inkludert en usikkerhet rundt risikoestimatet på +/- 50 %. For å kunne beregne Disability Adjusted Life Years (DALYs) er det nødvendig med alvorlighetsvekter for de forskjellige typene helseskader. I en nederlandsk analyse er det anvendt en alvorlighetsvekt på 0,43 for sykdom av lungekreft (de Hollander et al. 1999). Denne verdien er et vektet gjennomsnitt av prevalensen av de forskjellige sykdomsstadiene. I Verdensbankens analyse av global helsebelastning er det anvendt en alvorlighetsvekt på 0,15 for lungekreft i diagnosefasen (Lopez et al. 2006). Dette viser at alvorlighetsvekten kan variere mye med forskjellige sykdomsstadier. Analysen i denne rapporten bruker en vekt på 0,4 med en usikkerhet på +/- 25 %. For død av lungekreft er det anvendt en alvorlighetsvekt på 1.

Tabell 10: Tilfeller av helseskade som radon kan bidra til i Norge i år 2006 og antall tapte leveår og DALYs over tid for disse tilfellene

Lungekreft	Estimat	95 % Konfidensintervall
Antall nye sykdomstilfeller i ett år	300	(140 - 470)
Tilfeller av for tidlige dødsfall i ett år	260	(120 - 410)
DALYs over tid for tilfellene (syke)	190	(70 - 320)
DALYs over tid for tilfellene (døde)	3 980	(1780 - 6240)
DALYs per million innbyggere over tid pga tilfellene	880	(390 - 1360)

Den omtrentlige andelen av lungekrefttilfeller i år 2006 som radon kan ha bidratt til, er beregnet ved uttrykket $88 \text{ Bq/m}^3 * 0.0015 = 13,2 \%$ (se appendiks B). Omtrentlig antall nye lungekrefttilfeller av radon i 2006 er da $0.132 * 2\,322 \text{ tilfeller} = 300$ (tabell 10). Dette kan over tid utgjøre nærmere 190 tapte DALYs på grunn av lungekreftsykdom. Antall døde av radonindusert lungekreft i 2006 var, basert på det nevnte kunnskaps- og datagrunnlaget, rundt $0.132 * 2\,045 \text{ tilfeller} = 260$ dødsfall. Disse dødsfallene vil over tid utgjøre omkring 4 000 DALYs eller tapte leveår. Sammenlagt kan det tenkes at radonindusert lungekreft i 2006 kan bidra til omkring 880 DALYs per million innbyggere i Norge over tid. Alle estimatene her inneholder en del usikkerhet, som vist i tabell 10.

Oppsummering: Vurdert eksponering og helsebelastning

På bakgrunn av målinger av radonnivåer i et representativt utvalg av norske boliger er det anslått at den gjennomsnittlige eksponeringen blant befolkningen er på 88 Bq/m^3 , og at rundt 27 % av befolkningen er eksponert for høyere nivåer enn 100 Bq/m^3 , som diskuteres som en fremtidig tiltaksgrense. Omkring 9 % av befolkningen er utsatt for nivåer høyere enn 200 Bq/m^3 , som er den nåværende tiltaksgrensen. Den foreliggende kunnskapen indikerer at det ikke finnes noe nedre grensenivå som er "sikker" når det gjelder helseskader av radon. Blant en stor befolkningsgruppe som er eksponert for lave radonnivåer kan det totale antallet tilfeller av radonindusert lungekreft derfor være høyt, selv om risikoen for det enkelte individ ikke er så høy. I denne rapporten er det, med en viss usikkerhet, beregnet at radon kan ha bidratt til over 300 nye tilfeller av lungekreft og rundt 260 dødsfall av lungekreft i Norge i 2006. Fremover i tid utgjør disse tilfellene nærmere 900 DALYs per million innbyggere. Det vil imidlertid ikke være mulig å fjerne all eksponering for radon, og det er derfor mer hensiktsmessig å beregne mengde av radonindusert helsebelastning som kan unngås ved et tiltak, som vist i kapittel 6.5.

6.4 Perspektivering

I det følgende vil først trenden i eksponering for radon over en årrekke i Norge bli diskutert. Deretter er det beskrevet hvilken kunnskap og datamaterialer som mangler, for å kunne gjøre bedre vurderinger av helsebelastning i Norge som radon kan tenkes å bidra til.

Trend

Siden radon er en naturlig forekommende gass, vil befolkningen alltid være eksponert for høyere eller lavere nivåer av den. Nivåene kan imidlertid reduseres ved å gjennomføre forskjellige tiltak i boliger, noe som er blitt tatt stadig mer hensyn til ved bygging av nye boliger. På oppdrag fra Helse og omsorgsdepartementet ble det i 2007-2009 utarbeidet en omfattende rapport som vurderer og tilrår tiltak for å redusere helseskader knyttet til radoneksponering. Det forventes at tiltaksgrensen i Norge, så vel som i flere andre land, etter hvert vil bli redusert fra 200 Bq/m^3 til 100 Bq/m^3 . Radon i boliger kan reduseres ved enkle ventilasjonstiltak, innebygde radonfeller i kjellergulv, etc. En rekke tekniske tiltak er beskrevet i rapporten, fra de helt enkle til meget kompliserte og kostbare. Det er vanskelig å si på forhånd hva som skal til for å redusere radonnivåene til akseptable verdier i eksisterende boliger. I nye boliger vil det alltid være relativt billig å gjennomføre tilstrekkelige tiltak. Til tross for tiltak i et stort antall hus, vil det ta lang tid før radonreduksjonene viser seg i form av redusert forekomst av lungekreft, siden det er lang latenstid for denne typen sykdom.

Videre forskning og overvåkning

Sammenhengen mellom eksponering for radon og lungekreft er veldokumentert. Det er usikkert hvorvidt radoneksponering også kan ha sammenheng med andre typer helseskade. I forbindelse med de nylig utførte tiltaksvurderingene vil det bli gjennomført målinger i et stort antall hus, både før og etter at tiltak er gjennomført. Dersom dataene som fremkommer fra dette arbeidet blir kvalitetssikret og koplet sammen

med opplysninger om blant annet bosted, vil det på lengre sikt være mulig å gjennomføre prospektive undersøkelser av lungekreft, eller eventuell annen sykdom, som kan ha sammenheng med radoneksposering i Norge.

6.5 Eksempel

Det er i det følgende vist et eksempel på beregning av hvor mye unødvendig helsetap som kan unngås med et tenkt tiltak mot radoneksposering i boliger. Det tenkte tiltaket går ut på å senke alle radonnivåer i boliger til under 100 Bq/m³. Beregningene av mengde unødvendig helsetap som potensielt kan unngås ved dette tiltaket i Norge, er basert på det tidligere angitte risikoestimatet for lungekreft, informasjonen om befolkningseksposering og antall nye lungekrefttilfeller og dødsfall av lungekreft i år 2006 fra Kreftregisteret og Dødsårsaksregisteret. Det er antatt at de eksponerte har vært utsatt for radongass over en lengre årrekke for å kunne ha utviklet lungekreft. På grunn av usikkerhet i kunnskap og datamateriale er det inkludert usikkerhet rundt de forskjellige estima-

tene som angitt tidligere. De unødvendige helsetapene er angitt som 1) antall nye tilfeller av helseskade som den unødvendige eksponeringen kan ha bidratt til i form av sykdom og død av lungekreft i et enkelt år, og 2) samlet helsetap over tid for gruppen av individer som utgjør de unødvendige tilfellene av helseskade i det enkelte år, i form av Disability Adjusted Life Years (DALYs). Disse anslagene kan leses som anslag for potensielle helsegevinster for denne gruppen av individer ved varige reduksjoner i eksponering.

Det er her beregnet at 6,5 % av lungekrefttilfellene over et år i Norge kunne vært unngått ved reduksjon av radonnivåer til under 100 Bq/m³ i alle boliger. Dette tilsvarer omkring 150 nye tilfeller av lungekreft i et enkelt år (95 % usikkerhetsintervall 60 – 260) og omkring 130 døde (95 % usikkerhetsintervall 50 – 230) (tabell 11). Over tid kan disse unødvendige tilfellene av helseskade utgjøre omkring 100 DALYs av lungekreftsykdom og rundt 1 970 DALYs eller tapte leveår av lungekreftdød. Sammenlagt kan det tenkte tiltaket potensielt føre til at rundt 430 DALYs per million innbyggere i Norge over tid kan unngås ved at de oppståtte tilfellene i ett år blir unngått.

Tabell 11: Unødvendige helsetap, knyttet til nye tilfeller og død, som potensielt kan unngås ved en reduksjon av radon i alle boliger i Norge til under 100 Bq/m³

Lungekreft	Estimat	95 % Konfidensintervall
Antall nye sykdomstilfeller i ett år	150	(60 - 260)
Tilfeller av for tidlige dødsfall i ett år	130	(50 - 230)
DALYs over tid for tilfellene (syke)	100	(40 - 170)
DALYs over tid for tilfellene (døde)	1 970	(770 - 3470)
DALYs per million innbyggere over tid pga tilfellene	430	(170 - 760)

7 Ultrafiolett stråling

- **Status:** Individens solingsvaner har mer å si for helseskader av UV-stråling enn eventuelle endringer i nivåer av stråling fra solen. Dette gjelder soling både i solarier og ute i naturlig sol. Antakeligvis kan omkring 95 % av alle hudkrefttilfeller skyldes eksponering for UV-stråling. Dette betyr at UV-stråling kan være årsaken til omkring 2 400 nye tilfeller og 280 dødsfall av hudkreft i Norge hvert år.
- **Videre forskning og overvåkning:** Det er behov for ytterligere forskning på hvorvidt UV-stråling kan ha negativ effekt på immunsystemet. Kunnskapen er også mangelfull omkring hvilke deler av UV-spekteret som kan gi de mest alvorlige helseskadene, om hvor effektive forskjellige solfaktorprodukter er og hvilken betydning det å bli brun kan ha for beskyttelse mot hudkreft. For bedre å kunne vurdere den totale helsebelastningen av UV-stråling i Norge, er det ønskelig med nasjonale registreringer av nye tilfeller av hudkrefttypen basalcellekarsinom, øyenskader som er relatert til UV-stråling og forekomst av alvorlige solforbrenninger. Videre er det behov for bedre kartlegging av befolkningens bruk av solarier, for å kunne vurdere helsebelastning som kan skyldes henholdsvis kunstig og naturlig sol, og for å kunne gjennomføre bedre målrettede tiltak mot overdreven soling.

UV-stråling er en form for elektromagnetisk stråling som kalles ikke-ioniserende stråling (IIS), det vil si slik stråling som har så lav energi at den ikke kan spalte molekyler i materialer som den treffer. Imidlertid skiller UV-stråling seg fra annen IIS-stråling, fordi UV-stråling har en klar kreftfremkallende effekt. På den annen side har UV-stråling også enkelte positive helseeffekter, fordi den fører til at det dannes vitamin D₃ i huden (Meyer et al. 2006), og UV-stråling kan brukes i behandling av enkelte hudsykdommer (Björn 2008). UV-strålingen kan deles inn i underområder som hovedsakelig er basert på ulike biologiske effekter i henhold til deres bølgelengder. Disse underområdene er kalt UVA, UVB og UVC. UVC fra sola absorberes av ozonlaget og andre

gasser i jordens atmosfære og finnes ikke ved jordoverflaten, men slik stråling genereres av visse typer lamper og lysstoffrør. UVA og UVB er de mest interessante fra et helseperspektiv, fordi dette er de UV-typene som kan nå oss fra solen. UVB er den mest helsefarlige komponenten av de to, men styrken på strålingen vil avhenge av atmosfære og vær (for eksempel ozon- og skydekke). Eksponering for UVC-stråling kan forekomme fra kunstige kilder på visse arbeidsplasser, men er begrenset på grunn av strenge retningslinjer ved anvendelse.

7.1 UV-stråling og helse

Inntrengningsevnen for UV-stråling i levende vev er kun på noen mikrometer, avhengig av typen UV-stråling, og de direkte effektene er begrenset til hud og øyne. Det meste av UV-strålingen fra solen og solarier kommer fra UVA-stråling, men UVB-stråling kan gi minst like mye skade fordi den kan medføre effekter ved betraktelig lavere nivåer enn det som gjelder for UVA.

Den alvorligste helsebelastningen som følge av langvarig UV-stråling er forskjellige typer hudkreft. Noen typer hudkreft kan spre seg til andre organer hvis behandling ikke skjer i tide, og de kan således være dødelige. I 1992 publiserte WHO's The International Agency for Research on Cancer (IARC) en kritisk gjennomgang av den vitenskapelige dokumentasjonen på helseskader som følge av UV-stråling (WHO 1992), og i 2006 publiserte de en liknende gjennomgang av dokumentasjonen på helseskader som følge av kunstig UV-stråling alene (WHO 2006b). Publikasjonene konkluderer med at det finnes solid vitenskapelig dokumentasjon for at solens UV-stråling er assosiert med både malignt melanom (føflekkreft) og ikke-melanome hudkrefttyper, så som plateepitelkarsinom og basalcellekarsinom, og at dette også ser ut til å gjelde for UV-stråling fra solarier. Basalcellekarsinom, den hyppigste av alle krefttyper, anses i utgangspunktet som en ondartet kreftform, men den metastaserer lite og fører sjelden til død. Enkelte personer har høyere risiko for utvikling av hudkreft enn andre når de utsettes for UV-stråler på grunn av blant annet alder ved eksponering, pigmentering i hud og hår, fregner

eller føflekker og hudkreft i familien (Veierød et al. 2003).

De vanligste effektene på mennesker av UV-stråling er solforbrenning (erytem, blemmer eller sårddannelser), som gir en betennelsesreaksjon i huden. Huden eldes også raskere av eksponering for UV-stråling på grunn av degenerering av hudens elastiske fibre og fortykkelse av overhuden. Andre effekter av UV-stråling er grå stær (katarakt) i øyet, som gjør linsen mindre gjennomsiktig, og akutte øyeskader så som hornhinne- og bindehinnebetennelse (snøblindhet), samt at enkelte undersøkelser indikerer at immunforsvaret kan svekkes. Det finnes ikke data i Norge på antall tilfeller av disse nevnte helseskadene, og flere av dem regnes som ubetydelige som helsebelastning på grunn av den korte varigheten. Disse effektene er derfor ikke tatt med i vurderingen av den totale helsebelastningen av UV-stråling her.

I denne rapporten er det vurdert hvor mye helsebelastning som kan være forårsaket av UV-stråling i form av sykdom og død av forskjellige typer hudkreft. Data på andre relevante helseutfall foreligger ikke.

7.2 UV-stråling i Norge

Den aller viktigste faktoren for befolkningens eksponering for UV-stråling er endring i solingsvaner. Endringer i strålenivåene som vi kan være utsatt for fra solen i Norge, har derfor mindre å si for helseskade enn solingsvaner. Det som er viktigst, er tiden vi selv oppholder oss i solen eller i solarier og måten vi beskytter oss på.

Kilder for UV-stråling i Norge

Hovedkilden for menneskers eksponering for UV-stråling er solen. Styrken på UV-strålingen ved bakken varierer imidlertid med både ozonlagets tykkelse, solhøyde, skydekke og refleksjon fra bakken, som for eksempel fra snø og vann (Dahlback & Saastad 1994). Ozonlaget filtrerer bort mye av UVB-strålingen fra solen. 1 % tynnere ozonlag gir omtrent 1.0-1.2 % mer UVB-stråling (Dahlback & Saastad 1994). Enkelte klor- og bromholdige forbindelser har ført til en reduksjon av ozonlagets tykkelse over deler av jordkloden de siste 20 årene, spesielt over sydlige områder ("ozonhull") (www.nilu.no, Statens strålevern www.nrpa.no, Statens forurensningstilsyn www.sft.no), men disse endringene er ikke store nok til å ha kunnet påvirke omfanget av helseskade grunnet UV-stråling her i landet. Man regner med at svekkelsen i ozonlaget kan repareres i løpet av 50-100 år på grunn av internasjonale avtaler om begrenset bruk av ozonnedbrytende stoffer (United Nations Environment Programme 2006). Ozonlagets tykkelse varierer ellers naturlig som følge av normal meteorologi og naturlige kjemiske prosesser, både over årstid og over enkelte døgn.

Skydekket varierer mye og har stor betydning for hvor eksponerte folk kan være. Ved et tykt skydekke kan UV-strålingen bli redusert med opptil 90 % av UV-strålingen ved skyfri himmel, mens et tynt skydekke bare demper UV-strålingen ubetydelig (Dahlback & Saastad 1994). I delvis skyet vær er derimot situasjonen ganske annerledes, og UV-strålingen kan bli sterkere enn ved skyfri himmel på grunn av refleksjon fra skyene. Strålingen er sterkere dess høyere solen står, og strålingen vil således variere med breddegrad, årstid og tidspunkt på dagen. I Norge er UV-strålingen høyest om



Foto: © Calourbox

sommeren og midt på dagen mellom klokken 12 og 15. Refleksjon fra andre kilder enn skyer er også viktig, og nysnø kan reflektere opptil 90 % av UV-strålene fra solen. UV-strålenes intensitet er også påvirket av høyden over havet, og intensiteten blir sterkere med høyden.

Menneskers solingsvaner er som nevnt av stor betydning for relevant helseskade. Eventuell helseskade kommer an på hvor lenge og hvor ofte de oppholder seg i solen, når på dagen de oppholder seg i solen, når på året de er eksponert, hvilken breddegrad de befinner seg på, hvor tildekket kroppen er og om de bruker annen beskyttelse mot UV-stråling som parasoll, solbriller eller solkrem. Av stor betydning for befolkningens eksponering er bruk av solarier og solingsvaner i disse. Regelverket for solarier sier at lyset skal ha en spektralsammensetning som minner mest mulig om den UV-strålingen som vi er tilpasset fra solen (Strålevernforskriften 2003-11-21 nr 1362 og Europastandard EN 60 335-2-27), men sterkere stråling forekommer (WHO 2006b). Undersøkelser viser at solarier i snitt er 1,5-2 ganger sterkere i UVB og 3-3,5 ganger sterkere i UVA enn den norske sommersonen. Hvilken type lysstoffrør som er brukt i solarier har størst betydning for UV-strålingens intensitet og spektrum, men også avstanden mellom rørene, avstanden fra rør til kropp, elektriske komponenter og viftekapasiteten har noe å si.

Det genereres også UV-stråling fra kilder anvendt på enkelte arbeidsplasser, så som til desinfisering i næringsmiddelindustrien og i helsevesenet, til herding av plast i produksjon og ved bruk av blant annet sveiseapparater. Det er strenge forskrifter for bruk av UVC-stråling på arbeidsplasser, og det er derfor få mennesker som utsettes for potensiell helseskade fra slike kilder. UV-stråling blir også anvendt til medisinsk behandling av enkelte hudsykdommer, men det er antatt at dette fører til et lite antall tilfeller av hudkreft (Scientific committee on consumer products (SCCP) 2006).

Befolkningseksponering for UV-stråling

I Norge har det siden 1994/96 eksistert et nasjonalt overvåkningsnettverk for å måle UV-stråling fra solen (Statens strålevern www.nrpa.no, Aalerud & Johnsen 2006). Målingene fra nettverket gir oss pålitelig informasjon om UV-strålingens intensitet og eventuelle endringer i stråleintensitet over tid. Men det er som nevnt befolkningens personlige solingsvaner som utgjør den viktigste risikofaktoren for helseskader. Det er utført flere undersøkelser siden tidlig på 1990-tallet som kan fortelle noe om befolkningens solingsvaner i Norge, både fra naturlig sol og i solarier (Haugen

1998a, Haugen 1998b, Haugen 1999a, Haugen 1999b, MMI m.fl. 2004, MMI, Den norske kreftforening 1998, Veierød et al. 2003, Wichstrøm 1992, Wichstrøm 1994, Wichstrøm 1995, Wichstrøm 1996). En annen undersøkelse gir informasjon om UV-strålingen knyttet til solarier i Norge i perioden 1983-2005 (Nilsen et al. 2008).

Informasjon fra overvåkningsnettverket, solingsvanestudiene og solariumsundersøkelsene er imidlertid ikke anvendt til beregninger i denne rapporten.

Det er nemlig antatt ut fra internasjonale undersøkelser at omkring 95 % av alle tilfeller av føflekkreft skyldes UV-stråling (Winther et al. 1997), og det er i denne rapporten antatt at dette gjelder for alle typer hudkreft.

7.3 Vurdering av eksponering og helsebelastning

For å kunne vurdere hvor mye helsebelastning som UV-stråling kan bidra til i en befolkning, er det nødvendig med 1) veldokumentert kunnskap om årsakssammenheng med helseskader, 2) nasjonale data om forekomst av disse helseskadene og 3) tilstrekkelig informasjon om befolkningens eksponering eller viten om hvor stor andel av helseskadene som kan skyldes eksponering for UV-stråling. Kunnskapen omkring sammenheng mellom UV-stråling og hudkreft er solid, det foreligger egnede data på både nye tilfeller og dødsfall av hudkreft i Norge og det foreligger solid viten om hvor stor andel av tilfellene som kan skyldes eksponering for UV-stråling. Det skal understrekes at det ikke vil være mulig å fjerne all helsebelastning av UV-stråling i befolkningen. I kapittel 7.5 er det derfor gitt et beregningseksempel på hvor mye helsebelastning som potensielt kan unngås ved et tenkt tiltak.

Relevante helseskader

Det er antatt at omkring 95 % av alle tilfeller av ondartet hudkreft skyldes eksponering for UV-stråling. Da det finnes registre over antall nye tilfeller per år av ondartet hudkreft, har det ikke vært nødvendig å vurdere befolkningens eksponering for UV-stråling, og det er heller ikke anvendt risikoestimer for helseskade i beregningen av mengde helsebelastning. Tall for nye tilfeller av føflekkreft og annen hudkreft i 2006 er hentet fra Kreftregisteret (Kreftregisteret 2007). Basalcellekarsinom er imidlertid ikke registrert i Kreftregisteret (personlig meddelelse, Kreftregisteret) og sykdomsbelastningen som følge av UV-stråling kan derfor bli noe underestimert. Antall dødsfall grunnet føflekkreft (ICD-10-kode C43), annen ondartet hudkreft (ICD-10-kode C44) og basalcellekarsinom (inkludert

i ICD-10-kode C449) som primærårsak i år 2006 er hentet fra Dødsårsaksregisteret (www.ssb.no).

Varigheten av føflekkreft er beregnet fra Kreftregisterets data om 5-års overlevelse (Kreftregisteret 2007). Beregningen av mengde helsebelastning som UV-stråling kan bidra til i den norske befolkningen, tar hensyn til alders- og kjønnsfordelingen av syke og døde. Omtrent 10 % av tilfellene av føflekkreft er registrert med spredning på diagnosetidspunktet, og de fleste av disse gjelder menn (www.kreftregisteret.no). Derfor har også menn en dårligere 5-års overlevelse i forhold til kvinner, og i perioden 1997-2001 var denne overlevelsen rundt 79 % for menn og 90 % for kvinner. Nye tilfeller av basalcellekarsinom er ikke tatt med her på grunn av manglende data, men de inngår (selv om de bidrar lite) i antall døde. Det kan antas at en stor andel av basalcellekarsinomtillfellene utgjør en begrenset tidsperiode med sykdom og bekymring for den berørte personen, fordi det oftest er snakk om godartede svulster som vanligvis behandles kosmetisk. Ut fra dette kan det argumenteres for at inklusjon av basalcellekarsinom uansett ikke ville utgjort stor mengde ekstra helsebelastning. Gitt en konstant underliggende dødelighet, gir dette en median overlevelse på omkring 14 år for menn og 34 år for kvinner. Estimatenes brukes både for føflekkreft og annen ondartet hudkreft, og varigheten antas her å være lik både frem til eventuell død og friskmelding. Varigheten fra diagnose til eventuell friskmelding er imidlertid usikker, siden tilbakefall forekommer. Dessuten har ulike hudkrefttyper også forskjellig varighet. I beregningene er det derfor tatt med en usikkerhet på +/- 10 %.

For å kunne beregne Disability Adjusted Life Years (DALYs) som UV-stråling kan bidra til, er det nødvendig å fastslå hvor alvorlige de inkluderte typene av helse-skade kan være. I en lignende nederlandsk analyse av helsebelastning grunnet UV-eksponering er sykdom av føflekkreft gitt en alvorlighetsvekt på 0,10 og plateepitelkreft en vekt på 0,027 (de Hollander et al. 1999). I Verdensbankens rapport "Global burden of disease

and risk factors" (GBD) er det foreslått en alvorlighetsvekt på 0,05 for all hudkreft (Lopez et al. 2006). Det er stor usikkerhet rundt disse vektene, og alvorligheten avhenger også av hvorvidt kreften har spredd seg og i hvilket stadium av kreftutviklingen personen befinner seg. I denne rapporten anvendes en vekt på 0,05 for alle hudkrefttyper og en usikkerhet på +/- 10 % på grunn av denne variasjonen.

Beregning av helsebelastning

Med en antakelse om at UV-stråling kan bidra til rundt 95 % av alle nye hudkrefttilfeller og dødsfall av hudkreft, er det her beregnet at UV-stråling bidrar til omkring 2 400 nye tilfeller (95 % usikkerhetsintervall 1200 – 3400) og 280 dødsfall (95 % usikkerhetsintervall 140 – 390) hvert år i Norge (tabell 12). I DALYs over tid vil disse tilfellene utgjøre omkring 1 800 DALYs på grunn av sykdom og 5 200 DALYs eller tapte leveår på grunn av død. Sammenlagt vil dette si at UV-stråling kan bidra til omkring 1 500 DALYs per million innbyggere over tid på grunn av tilfellene som oppstår over et enkelt år. Helsebelastningen kan være noe underestimert, fordi det ikke har vært mulig å inkludere antall nye tilfeller av basalcellekarsinom, eller andre helseskader som for eksempel øyensykdommer og alvorlige forbrenninger. Dessuten er kunnskapen mangelfull rundt en eventuell negativ effekt på immunforsvaret.

Oppsummering: Vurdert eksponering og helsebelastning

Individens solingsvaner har større betydning for helseskader av UV-stråling enn nivået av stråling fra solen. Data på befolkningens eksponering for UV-stråling er mangelfull. Imidlertid er det antatt at omkring 95 % av alle hudkrefttilfeller kan skyldes eksponering for UV-stråling, og det er derfor ikke nødvendig med eksponeringsdata for å kunne beregne helsebelastning. Det er her beregnet at UV-stråling kan bidra til omkring 2 400 nye tilfeller og 280 dødsfall av hudkreft i Norge hvert år, men noe usikkerhet er det rundt dette. Sammenlagt kan helsebelastningen av både sykdom og død som UV-stråling kan ha bidratt til i år 2006, føre

Tabell 12: Tilfeller av helseskade som UV-stråling kan bidra til i Norge i år 2006 og antall tapte leveår og DALYs over tid for disse tilfellene

Hudkreft	Estimat	95 % Konfidensintervall
Antall nye sykdomstilfeller i ett år	2 390	(1200 - 3400)
Tilfeller av for tidlige dødsfall i ett år	280	(140 - 390)
DALYs over tid for tilfellene (syke)	1 820	(850 - 2600)
DALYs over tid for tilfellene (døde)	5 210	(2600 - 7400)
DALYs per million innbyggere over tid pga tilfellene	1 470	(720 - 2080)

til omkring 1500 DALYs per million innbyggere over tid. Helsebelastningen er sannsynligvis noe underestimert, fordi det ikke har vært mulig å inkludere nye tilfeller av basalcellekarsinom, øyenskader eller alvorlige forbrenninger, og kunnskapen er fortsatt usikker rundt eventuell negativ effekt på immunforsvaret.

7.4 Perspektivering

I det følgende vil først trenden i eksponering for UV-stråling og helsebelastning av dette over en årrekke i Norge bli diskutert. Deretter er det beskrevet hvilken kunnskap og datamaterialer som mangler, for å kunne gjøre bedre vurderinger av helsebelastning i Norge som UV-stråling kan tenkes å bidra til.

Trend

De beregnede gjennomsnittlige endringene per år i ozonlaget over Norge siden 1979 har antakelig så langt hatt liten betydning for omfanget av helsebelastning i Norge. Målingene som er gjort i det nasjonale nettverket har dessuten foreløpig pågått over for få år til at vi kan trekke noen konklusjoner om eventuelle trender i de årlige UV-nivåene (Aalerud & Johnsen 2006). Befolkningens eksponering for UV-stråler har derimot endret seg mye gjennom tiden på grunn av endrede solingsvaner – både ute og i solarium. Dette kan sannsynligvis skyldes at det vestlige samfunnet i større grad oppfatter solbrun hud som pent og som et uttrykk for sunnhet, og dessuten kan endret klesmote føre til at større hudområder på kroppen nå blir eksponert. Fra spørreundersøkelser er det vist at andelen som bruker solarium har vært stabil på omkring 20 % over en årrekke frem til år 2003. Per i dag er det lite som tyder på at befolkningens solingsvaner er i ferd med å bli sunnere.

Siden 1950-årene har det vært sterk økning i antallet nye tilfeller av hudkreft i Norge og spesielt tilfeller av føflekkreft. Faktisk er dette den krefttypen som har økt raskest i landet over de siste årene. Det kan antas at antall nye tilfeller kommer til å øke også i flere år fremover, tatt i betraktning den økte befolkningseksponeringen som følge av trend i solingsvaner de siste tiårene og at det tar mange år før hudkreft oppstår. Imidlertid bidrar tidligere diagnose av endringer i huden og forebyggende fjerning av atypiske føflekker til at flere tilfeller av hudkreft kan unngås eller prognosen bedres.

Videre forskning og overvåkning

Den vitenskapelige evidensen for helseskade som følge av UV-stråling anses som solid. Allikevel gjenstår

enkelte usikkerhetsmomenter i kunnskapen, så som at vi vet for lite om hvilke deler av UV-spekteret som kan gi de mest alvorlige helseskadene, om hvor effektive forskjellige solfaktorprodukter er og hvilken betydning det å bli brun kan ha for beskyttelse mot hudkreft. Videre finnes det ikke noen nasjonal registrering av nye tilfeller av basalcellekarsinom eller av relevante typer av øyenskader.

Fortsatt overvåkning av mengden UV-stråling fra sola over mange tiår er viktig, og vil gi beskjed dersom det skulle oppstå mer helseskadelige svekkelser i ozonlaget enn de som er observert til nå. Undersøkelser og overvåkning av bruken av kosmetiske solarier er også viktig, fordi bruken av disse henger nøye sammen med befolkningens ønske om å bruke UV til bruning. Det er nemlig vist gjennom solingsvaneundersøkelser at storforbrukere av solarium også soler seg mye utendørs. Ytterligere kunnskap om bruk av solarier kan hjelpe i utforming av eventuelle tiltak mot risikofylt eksponering for både naturlige og kunstige kilder for UV-stråling. For eksempel har Kreftforeningens solingsvaneundersøkelser blant ungdom vært nyttige for å kunne skreddersy informasjon om UV til denne gruppen. I de senere år har Mattilsynet foretatt en kvalitetssjekk av solbeskyttende produkter, og en fortsatt satsning på å holde høy og kjent kvalitet på beskyttelsesprodukter vil ha stor betydning for helsen.

7.5 Eksempel

Det vil ikke være mulig å fjerne all helsebelastning av UV-stråling. I det følgende er det derfor vist et eksempel på beregning av hvor mye unødvendig helsetap som kan unngås med et tenkt tiltak mot UV-stråling. Det tenkte tiltaket er antatt å kunne redusere antall krefttilfeller med 10 %, ved at en viss andel av de som ellers ville fått hudkreft endrer solvanene sine. Det er inkludert en usikkerhet på at +/-50 % av disse personene, som ellers ville fått hudkreft, endrer solvanene sine. Beregningene av mengde unødvendig helsetap som potensielt kan unngås ved dette tiltaket, er ellers basert på de tidligere beskrevne data på hudkrefttilfeller i år 2006, den samme varigheten og antall potensielt tapte leveår og alvorlighetsvekten 0,05. De unødvendige helsetapene er angitt som 1) antall nye tilfeller av helseskade per år som den unødvendige eksponeringen kan ha bidratt til i form av syke og døde av hudkreft og 2) samlet helsetap over tid for gruppen av individer som utgjør de unødvendige tilfellene av helseskade i det enkelte år, i form av Disability Adjusted Life Years (DALYs). Disse anslagene kan leses som anslag for potensielle helsegevinster for denne gruppen av individer ved varige reduksjoner i eksponering.

Beregningen av mengde unødvendig helsetap som kan unngås ved det tenkte tiltaket mot UV-eksponering, indikerer at omkring 240 nye tilfeller av hudkreft (95 % usikkerhetsintervall 120 - 340) og omkring 30 dødsfall (95 % usikkerhetsintervall 10 – 40) kan unngås i et enkelt år (tabell 13). Dette vil utgjøre omkring 180

DALYs med sykdom og omkring 520 DALYs eller tapte leveår over tid for gruppen av individer som utgjør de unødvendige tilfellene i det enkelte år. Sammenlagt vil det tenkte tiltaket kunne redusere helsebelastning over tid med rundt 150 DALYs (95 % usikkerhetsintervall 70 – 210) per million innbyggere.

Tabell 13: Unødvendig helsetap som kan unngås ved et tenkt tiltak mot UV-eksponering som reduserer antall hudkrefttilfeller med 10 %

Hudkreft	Estimat	95 % Konfidensintervall
Antall sykdomstilfeller i ett år	240	(120 - 340)
Tilfeller av for tidlige dødsfall i ett år	30	(10 - 40)
DALYs over tid for tilfellene (syke)	180	(90 - 260)
DALYs over tid for tilfellene (døde)	520	(260 - 740)
DALYs per million innbyggere over tid pga tilfellene	150	(70 - 210)

8 Ulykker i veitrafikken

- **Status:** Det er stor usikkerhet rundt hvor mange som skades i trafikkulykker i Norge hvert år og hvor alvorlige disse skadene er. Det er antatt at antall skader er tre ganger høyere enn det som er rapportert (underrapportert med en faktor 3). Videre er det antatt at 10 % av skadene med uoppgett skadegrad er alvorlige. Ut i fra dette er det her vurdert at trafikkulykker forårsaker omkring 32 500 lettere skader, 3 600 alvorlige skader og 220 dødsfall i ett år i Norge.
- **Videre forskning og overvåkning:** Registreringer av dødsfall i Norge er relativt gode, men det er fortsatt behov for å undersøke forskjellene mellom registrerte dødsfall i politiets register og i Dødsårsaksregisteret og å oppnå et bedre samsvar mellom disse. Det er dessuten stor underrapportering av skader, og kunnskapen rundt alvorligheten av disse er mangelfull. For å kunne gjennomføre bedre beregninger av total helsebelastning, er det behov for et helseregister som kan bidra med egnede data på relevante helseskader, og utvikling av alvorlighetsindikatorer på ulike typer av skader. Det er også viktig med videre kartlegging av risikofaktorer for ulykker i veitrafikken, for å kunne målrette tiltak mot trafikkulykker.

En veitrafikkulykke defineres i denne rapporten som en ulykke som skjer på offentlig eller privat vei, gate eller plass som er åpen for alminnelig trafikk (Nasjonalt folkehelseinstitutt 2008). I en trafikkulykke må minst ett kjøretøy være innblandet, og det må være i bevegelse. Med trafikk menes strøm av befordringsmidler eller personer, og vei inkluderer også vinterveier på islagte elver og vann, samt fortau og anlegg for gående og syklende. Veitrafikkulykker vil heretter bli omtalt som trafikkulykker. En ulykke skal her forstås som en ufrivillig og ikke planlagt hendelse, karakterisert av en plutselig utløsning av en påvirkning som kan medføre skade. Skade defineres som personskaade som er forårsaket av en slik akutt påvirkning av det menneskelige legeme av fysiske faktorer i en mengde eller størrelse som overstiger

den menneskelige organismens toleransenivå (Lund 2007).

8.1 Trafikkulykker og helse

Skader fra trafikkulykker kan variere i alvorlighet fra små skrubbsår til død. Helsekadene kan for eksempel grupperes i kategoriene død, varig ufør, midlertidig ufør/sykemeldt, legebehandlet og førstehjelp av ikke-medisinsk personale (Lund 2007). En relativt stor andel av skadene ved trafikkulykker er blant de mer alvorlige skadetyper, sett i forhold til skader av andre typer ulykker (Guldvog, Thorgersen, & Ueland 1992). Ut fra SSBs Helseundersøkelse i 1995 er det indikert at trafikkulykker er den ulykkestypen der varige mén forekommer hyppigst (Borgan 1997), og helsebelastningene på sikt av trafikkulykker kan derfor være store. I politiets retningslinjer for rapportering av personskaader i trafikken er det fastsatt fire forskjellige skadegrader (Justisdepartementet m.fl. 1983), død, meget alvorlig skade, alvorlig skade og lettere skade. Meget alvorlig skade er definert som "alle skader som en tid truer pasientens liv, eller som fører til varig mén av stort omfang (30-100 % medisinsk invaliditet)". Alvorlig skade defineres som "skader som ikke truer pasientens liv eller etterlater varig mén av stort omfang", og lettere skade defineres som "skader som krever kortvarig behandling og ikke etterlater varig mén av medisinsk eller yrkesmessig betydning". Antall døde og alvorlig og lettere skadde, samt antall skadde med uoppgett skadegrad, er gjengitt senere i denne rapporten.

Registreringer av skader grunnet trafikkulykker

Den foreliggende kunnskapen om antall personer i Norge som blir skadet i trafikkulykker, og alvorlighetsgraden av disse skadene, er svært mangelfull. Spesielt gjelder dette data på det som skjer mellom sykehusinnleggelse og død, så som midlertidige og varige mén, funksjonshemming og handikap (Lund 2007). Det gjelder også særlig for skader der motoriserte kjøretøy ikke er innblandet, så som sykkelulykker. Skader fra trafikkulykker registreres først og fremst hos politiet, og SSB bruker disse opplysningene til å føre register over dødsfall og skader. Disse dataene blir også

overført til STRAKS-registeret ved Statens vegvesen, som er et register over ulykker og personskader. Dette registeret blir blant annet benyttet til å vurdere og utbedre trafikkskadelige veistrekninger. Ved bruk av SSBs register er det viktig å vite at en del trafikkuulykker ikke blir registrert av politiet. En analyse fra 1999 indikerte at bare om lag 37 % av de som ble skadd i trafikken og som ble registrert i helsevesenet, også ble registrert i politiets register (Elvik & Mysen 1999). Borger m.fl. (1995) estimerte at bare omkring 50 % av ulykker med motorkjøretøy som involverer personskader, og kun 2 % av ulykker der motorkjøretøy ikke er innblandet, blir meldt til politiet (Borger et al. 1995). Både ulykker med førere og passasjerer, syklist, fotgjengere og akende som også involverer forskjellige befordringsmidler i veitrafikken, skal etter regelen registreres her (Justisdepartementet m.fl. 1983). Spesielt skader der syklist er innblandet er underreportert. Politiets skaderegister er også påvirket av blant annet politiets kapasitet til å rykke ut, samt av underreportering av for eksempel alkoholrelaterte ulykker hvor noen ønsker å unngå å melde fra om ulykken (personlig meddelelse, Johan Lund, 2009). Kvaliteten er også dårlig på informasjonen om alvorlighetsgraden av skadene, og en studie har vist at selv registreringen av de mer alvorlige skadene er dårlig (Lund 2004). Det er imidlertid gjort analyser som viser at antallet skader er omtrent 3 ganger høyere enn det politiet registrerer (Borger et al. 1995).

Fra 1990 til 2002 førte Folkehelse et skaderegister over personer som ble behandlet ved sykehus/poliklinikk eller legevakt i fire norske byer i Norge: Harstad, Trondheim, Stavanger og Drammen (Lund 2007). Disse

registreringene representerer således ikke hele landet, og de skal brukes med forsiktighet hvis det skal anslås nasjonale tall ut fra dem. Blant annet fordi behandling og registrering av meget alvorlige ulykker oftest vil skje i byer med større sykehus. Registreringene stoppet i 2002, men tallene kan fremdeles anvendes til å anslå grove estimater på antall trafikkskade, fordi det antas at ulykkesbildet endres langsomt (Lund 2007). Fra år 2008 inngår skaderegistrering i det nå personidentifiserbare Norsk pasientregister (NPR) (Nasjonalt folkehelseinstitutt 2008), men det er foreløpig for tidlig å benytte disse dataene til beregning av helsebelastning.

Det finnes også en rekke andre registre som kan gi visse opplysninger om skadeomfanget fra trafikkuulykker, så som registre over uførhet, attføring og sykemelding hos Arbeids- og velferdsforvaltningen (NAV), forsikringsregistre (TRAST) og enkelte lokale registre over legebehandlinger. Disse registreringene vurderes imidlertid som for usikre og mangelfulle til å kunne gi noe valid bilde av skadeomfanget i Norge (Lund 2007). Det er betydelig variasjon i antall skade fra trafikkuulykker mellom forskjellige registre og studier. Det er dessuten generelt svært dårlig kvalitet på registreringene av skadens alvorlighet. På grunn av dette er det derfor stor usikkerhet rundt helsebelastningen av trafikkuulykker i form av skader, og usikkerhetsanalyser er viktige i beregningen av helsebelastning i denne rapporten.

Dødsårsaker som følge av trafikkuulykker registreres i politiets register over trafikkuulykker (www.ssb.no) og i Dødsårsaksregisteret (www.ssb.no). Men dataene som inngår i disse to registrene adskiller seg noe fra



Foto: © Colourbox

hverandre. I politiets register blir dødsfall på norske veier registrert uavhengig av personenes nasjonalitet, mens Dødsårsaksregisteret registrerer norske statsborgere, uansett hvor i verden de omkommer. Den andre forskjellen er at politiets register inkluderer dødsfall som skjer til og med 30 dager etter trafikkulykken, mens Dødsårsaksregisteret inkluderer dødsfall som skjer til og med ett år senere som følge av ulykken. Det er et stort samsvar mellom antall registreringer i disse to registrene, men Dødsårsaksregisteret har over en rekke år hatt fra 1-8 % flere registrerte dødsfall (Lund 2007).

I denne rapporten er antall dødsfall i trafikken hentet fra Dødsårsaksregisteret og data om antall skadde er hentet fra politiets register.

8.2 Trafikkulykker i Norge

Å bevege seg ut i veitrafikken medfører en naturlig risiko for at farlige situasjoner kan oppstå. Forskjellige situasjoner eller forhold kan medføre økt risiko for personskader, og kan for eksempel inkludere aspekter som føre og veidekke, oversiktighet, tilrettelegging for annen trafikk, syklende og gående, påvirkning av rusmidler, tretthet og opplagthet, erfaring, forstyrrelser, reaksjonsevne, andres adferd, kvalitet på dekk, bruk av bilbelte eller sykkelhjelm, fart, samt personens egen risikotaking med farefulle handlinger. I relasjon til det siste er generelt personer i aldersgruppen 15-24 år mer utsatt for å bli innblandet i trafikkulykker (www.ssb.no). For å kunne sette i gang tiltak mot trafikkulykker er det viktig å identifisere slike risikosituasjoner og -forhold som potensielt kan føre til skader eller død. Transportøkonomisk institutt (TØI) arbeider blant annet med undersøkelser av ulike sikkerhets- og miljøtiltakseffekter (Elvik 2007), studier av førerferd og undersøkelser av trafikksens miljøvirkninger.

8.3 Vurdering av trafikkulykker og helsebelastning

For å kunne vurdere hvor mye helsebelastning som veitrafikkulykker i Norge kan bidra til, er det nødvendig med 1) nasjonale data på relevante helseskader og 2) informasjon om hvorvidt skadene har oppstått i veitrafikken. Selv om det foreliggende datagrunnlaget inneholder en hel del usikkerhet og mangler, er det mulig å grovt anslå helsebelastningen av trafikkulykker i Norge. Det skal understrekes at det ikke vil være realistisk å kunne forebygge alle trafikkulykker. I kapittel 8.5. er det derfor gitt et beregningseksempel på hvor mye helsebelastning som potensielt kan unngås ved et tenkt tiltak. Den estimerte helsebelastningen er

oppgitt i antall skadde med forskjellig alvorlighetsgrad og døde i ett år, samt i Disability Adjusted Life Years (DALYs) av disse tilfellene over tid.

Relevante helseskader

Antall trafikkskadde er tatt fra politiets skaderegister i 2007 (www.ssb.no). Her ble det registrert over 12 000 personskader, fordelt på ca. 900 alvorlige skader (meget alvorlige og alvorlige slått sammen), nærmere 8 850 lettere skader og 2 350 skader med uoppgitt skadegrad. Det er videre anslått at 10 % av de uoppgitte skadene er alvorlige ut fra analyser av politiets skaderegister over de siste 10 årene, mens de resterende 90 % regnes som lettere skader. Tallene for alvorlige og lettere skader er i beregningene i denne rapporten ganget opp med en faktor på 3 på grunn av underreportering (Borger et al 1995). I 2006 ble det registrert 220 dødsfall i Dødsårsaksregisteret (www.ssb.no) som følge av veitrafikkulykker. Det er mulig at en del dødsfall som registreres som ulykker i trafikken i virkeligheten er selvmord, og at veitrafikkulykker som dødsårsak derfor kan være noe overrapportert. Dessuten inkluderer dette antallet også nordmenn som dør i trafikkulykker i utlandet. På den annen side inkluderer Dødsårsaksregisteret ikke personer med utenlandsk statsborgerskap som omkommer i trafikken i Norge.

Ut i fra en undersøkelse basert på Folkehelseinstituttets skaderegister og Oslo-undersøkelsen ble det estimert at de fleste legebehandlingene som følge av trafikkulykke gjennom 90-tallet ble utført blant unge mennesker i aldersgruppene 10-24 år (Lund 2007). I den samme studien ble det også beregnet hvor mange som ble innlagt på sykehus som følge av skader fra trafikkulykker, fordelt på aldersgrupper (Lund et al. 2004). Her er det vist at også antall sykehusinnleggelser er størst hos de yngre aldersgruppene. Trafikkulykker kan medføre varige skader, og det totale antall år som leves med skade etter trafikkulykke i befolkningen kan derfor bli mange når store andeler av ulykkene skjer blant unge mennesker. I denne rapporten er det imidlertid anvendt en gjennomsnittlig varighet av alvorlig skade på 5 år og for lettere skade på 1 år basert på estimater fra en tidligere analyse (Elvik 1995). I beregningene er det inkludert en usikkerhet på varighet på +/-10 %. Antall tapte leveår som følge av dødsfall i veitrafikkulykke er beregnet ut fra aldersfordeling på dødsfall i Dødsårsaksregisteret (www.ssb.no).

I en tilsvarende nederlandsk analyse som beregner helsebelastning som følge av trafikkulykker, er det anvendt en alvorlighetsvekt på 0,43 for skader fra trafikkulykker (Knol & Staatsen 2005). Det er problematisk å la alle typer skader fra trafikkulykker få én og

samme vekt på grunn av de mange forskjellige typene av skader og alvorligheten av dem. I beregningen her er det anvendt en alvorlighetsvekt for alvorlige skader på 0,11 og en vekt på 0,03 for lettere skader, som er fremkommet i en analyse av indekser for helsestatus og trafikkskader (Elvik 1995). Alvorlighetsvekten for død er 1. Beregningen inkluderer en usikkerhet på +/- 20 % på grunn av variasjonen i typer av alvorlige skader. Det er imidlertid satt i gang et prosjekt ved Universitetet i Oslo hvor ønsket er å kunne etablere alvorlighetsindikatorer for skader. Disse indikatorene vil bli basert på den medisinske koden som skadepasienter får ved første gangs behandling i helsevesenet og deres eventuelle registrering av uføre- eller attføringsstønad hos NAV (personlig meddelelse, Johan Lund, 2009). Hvis koblingen av disse dataene blir gjennomført, vil disse alvorlighetsvektene kunne brukes i forbedret fremtidig estimering av helsebelastning som følge av trafikkulykker.

Beregning av helsebelastning

Det er beregnet at ca. 32 500 lettere skader og 3 600 alvorlige skader forekom i år 2007 i Norge som følge av ulykker i veitrafikken (tabell 14). 220 dødsfall ble registrert i 2006. Over tid utgjør disse tilfellene av helseskade over 2 000 DALYs som følge av skade og nærmere 8 400 DALYs eller tapte leveår som følge av dødsfall i år 2006. Sammenlagt vil de anslåtte mengdene med skader og dødsfall i ett år utgjøre nærmere 2 400 DALYs per million innbyggere over tid. Beregningene her inkluderer en del usikkerhet, på grunn av de store usikkerhetene i registrering av skader og alvorlighet av disse.

Oppsummering: Trafikkulykker og vurdert helsebelastning

Det er stor usikkerhet rundt hvor mange som blir skadet i trafikkulykker i Norge hvert år og hvilken skadegrad disse personene får. Med antakelsene om at antall skader er underrapportert med en faktor 3, og at 10 % av skadene med uoppgitt skadegrad er alvorlige,

er det her vurdert at trafikkulykker forårsaker ca. 32 500 lettere skader, 3 600 alvorlige skader og 220 dødsfall i ett år i Norge, men alle estimatene inneholder stor usikkerhet. Sammenlagt kan disse tilfellene av helseskade i ett år utgjøre ca. 2 400 DALYs per million innbyggere over tid.

8.4 Perspektivering

I det følgende vil først trenden i trafikkulykker og skader og dødsfall av trafikkulykker over en årrekke i Norge bli diskutert. Deretter er det beskrevet hvilken kunnskap og datamaterialer som mangler for å kunne gjøre bedre vurderinger av helsebelastning i Norge som trafikkulykker er årsaken til.

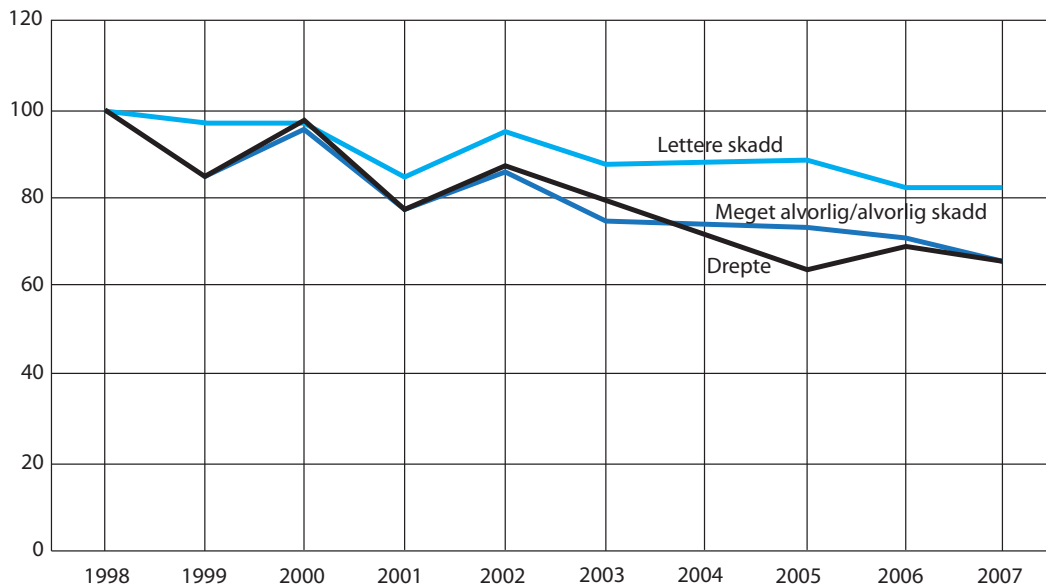
Trend

Selv om kjøretøybestanden økte med nesten 18 % i perioden 1990-2000, gikk ulykkestallet ned i denne perioden sett i forhold til folketallet i Norge (Statistisk sentralbyrå 2002). Antallet transportulykker, som hovedsakelig inneholder trafikkulykker, ble redusert fra 20,25 til 7,80 per 1000 innbyggere mellom 1969 og 2004 (Lund 2007).

I følge politiets register og SSB har antall hardt skadde gått betydelig ned mellom 1998 og 2008, fra 1 329 til 828. Også antall lettere skadde har gått ned i den samme perioden, fra 10 791 til 7 258. Det skal understrekes at antallene skadde er underrapportert i politiets register. Antall dødsulykker i trafikken har generelt vært synkende etter 1998 fra 352 til 259, men med enkelte svingninger (figur 5).

Tabell 14: Tilfeller av helseskade pga veitrafikkulykker i Norge i år 2006 og antall tapte leveår og DALYs over tid for disse tilfellene

Utfall	Estimat	95 % Konfidensintervall
Tilfeller av lettere skade i ett år	32 570	(19890 - 43200)
Tilfeller av alvorlig skade i ett år	3 630	(2110 - 4820)
Tilfeller av dødsfall i ett år	220	(220 - 220)
DALYs over tid for tilfellene (skadde)	2 045	(1020 - 2950)
DALYs over tid for tilfellene (døde)	8 370	(8370 - 8370)
DALYs per million innbyggere over tid pga tilfellene	2 390	(2095 - 2625)



Figur 5: Antall personer drept, meget alvorlig/alvorlig skadd og lettere skadd i veitrafikkulykker i Norge mellom 1998-2007. Året 1998 er satt lik 100 personer (kilde: www.ssb.no)

I en studie av estimerte antall nye uføre etter ulykker mellom 1992-1997 (Lund et al. 2004), er det indikert at antall uføre som følge av trafikkulykker gikk opp mellom 1992-1994, for deretter å ha vært stabil frem til 1997. Disse tallene kan imidlertid underrapportere den faktiske mengden av uføre, fordi det i gjennomsnitt tok fire år før personene ble klassifisert som uføre.

Videre forskning og overvåkning

Det finnes relativt gode registreringer for dødsfall som følge av trafikkulykker i Norge. Noen ønskelige forbedringer er imidlertid å bedre samsvaret mellom politiets register og Dødsårsaksregisteret ved å registrere nasjonalitet på den omkomne i politiets register, kunne telle opp dødsfall innen 30 dager etter ulykken i Dødsårsaksregisteret og om ulykken skjedde i Norge eller ikke.

Registreringene på antall skadde og alvorligheten av disse skadene er dessverre svært mangelfulle, men vil bedres etter hvert som det nye personidentifiserbare Norsk pasientregister (NPR) har fått samle data på skader og ytre årsaker over en periode. Imidlertid vil det fortsatt være underrapportering på skader, fordi dette registeret kun tar med de som er behandlet i spesialisthelsetjenesten. Utviklingen av alvorlighetsindikatorer på skader er i gang ved universitetet i Oslo, og sammen med registreringene i NPR vil det etter hvert kunne gjøres langt bedre beregninger på helsebelastning som følge av trafikkulykker i Norge. Dessverre vil en del av helsebelastningen fortsatt bli underestimert, fordi det er forskjell på hvilke skader personer søker hjelp for. Lettere typer av skader, som

ikke nødvendigvis trenger behandling eller utredning på somatiske sykehus, vil derfor være underrapportert.

Det er også viktig med videre kartlegging av risikofaktorer for ulykker i veitrafikken, siden det er disse eksponeringene det må fokuseres på for å få ned antall skader og dødsfall. Ulykkeskommisjonene som ble opprettet ved lov for noen år siden, gransker alle dødsulykker i trafikken. De kan etter hvert gi nyttig informasjon om omstendigheter rundt denne typen ulykker i Norge.

8.5 Eksempel

Det vil ikke være realistisk å forebygge alle trafikkulykker. I det følgende er det derfor vist et eksempel på beregning av hvor mye unødvendig helsetap som kan unngås med et tenkt tiltak mot trafikkulykker, som kan redusere alvorlige skader og dødsfall med 50 %. Dette er et tiltaksscenario som er utredet av TØI (Elvik 2007). Det er inkludert usikkerhet i beregningene. Beregningene av mengde helsebelastning som potensielt kan unngås ved dette tiltaket er ellers basert på de tidligere beskrevne estimeringene av antall skadde og døde i år 2006, den samme varighet av alvorlig skade og antall tapte leveår og samme alvorlighetsvekter for alvorlig skade og død. De unødvendige helsetapene er angitt som 1) antall nye tilfeller av helseskade per år som de unødvendige trafikkulykkene kan ha bidratt til i form av alvorlig skade og død og 2) samlet helsetap over tid for gruppen av individer som utgjør de unødvendige helseskadene i det enkelte år i form av

Disability Adjusted Life Years (DALYs). Disse anslagene kan leses som anslag for potensielle helsegevinster for denne gruppen av individer ved varige reduksjoner i trafikkulykker.

Beregningen antyder at det tenkte tiltaket mot trafikkulykker kan redusere det unødvendige helsetapet i form av alvorlige skader med omkring 1 800 tilfeller (95 % usikkerhetsintervall 1080 – 2440) i et enkelt år og antall døde med 110 (tabell 15). Dette kan utgjøre

over 1 000 DALYs av skade og nærmere 4 200 DALYs eller tapte leveår over tid for gruppen av individer som utgjør de unødvendige tilfellene av helseskade i det enkelte år. Sammenlagt kan det tenkte tiltaket potensielt redusere helsebelastningen av trafikkulykker med omkring 1 100 DALYs per million innbyggere (95 % usikkerhetsintervall 990 – 1180) over tid. Beregningen inneholder en stor del usikkerhet på grunn av det mangelfulle datagrunnlaget som de er basert på.

Tabell 15: Unødvendige helsetap som potensielt kan unngås ved et tenkt tiltak som reduserer antall alvorlig skadde og døde med 50 %

Utfall	Estimat	95% Konfidensintervall
Tilfeller av alvorlig skadde i ett år	1 800	(1080 - 2440)
Tilfeller av dødsfall i ett år	110	(110 - 110)
DALYs over tid for tilfellene (skadde)	1 020	(530 - 1450)
DALYs over tid for tilfellene (døde)	4 190	(4190 - 4190)
DALYs per million innbyggere over tid pga tilfellene	1 090	(990 - 1180)

Referanser

- Aalerud, T. N. & Johnsen, B. The Norwegian UV Monitoring Network 1995/96 - 2004. Statens strålevern [Strålevernrapport 2006:4]. 2006.
- Aas, W., Solberg, S., Berg, T., Manø, S., & Yttri, K. E. Overvåkning av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2005. Statens forurensningstilsyn, Norsk institutt for luftforurensning [OR 36/2006]. 2006.
- Aasvang, G. M., Ihlebæk, C., Ursin, H., & Engdahl, B. Trafikkmiljø, stress og helse. Folkehelse. 1999.
- Aasvang, G. M. & Krog, N. H. 2004, "Ikke-audiologiske helseeffekter av støy", *Nor J Epidemiol* vol. 14, no. 2, pp. 167-175.
- Andersen, M. 2005, "Bolig, omgivelser og miljø. Enda romsligere for dem som bodde romslig fra før", *Samfunnsspeilet*.
- Anderson, H. R., Atkinson, R. W., Peacock, J. L., Marston, L., & Konstantinou, K. Meta-analysis of time-series studies of particulate matter (PM) and ozone (O3). World Health Organization. 2004.
- Babisch, W., Beule, B., Schust, M., Kersten, N., & Ising, H. 2005, "Traffic noise and risk of myocardial infarction", *Epidemiology*, vol. 16, no. 1, pp. 33-40.
- Bergen kommune. Handlingsplan for bedre luft i Bergen 2007. Bergen kommune. 2007.
- Berglund, B., Lindvall, T., & Schwela, D. H. Guidelines for community noise. World Health Organization. 2000.
- Björn, L. O. *Photobiology: the science of light and life*, 2008 2nd ed. Springer, New York.
- Borgan, J.-K. 1997, "Trafikkulykker alvorligst i lengden", *Samfunnsspeilet*.
- Borger, A., Fosser, S., Ingebrigtsen, S., & Sætermo, I.-A. Underrapportering av trafikkulykker. Transportøkonomisk institutt [TØI rapport 318/1995]. 1995.
- Dahlback, A. & Saastad, O. W. Ozonlaget og UV-stråling. Norsk institutt for luftforskning. 01.01.1994.
http://www.nilu.no/index.cfm?ac=topics&folder_id=4580&text_id=7564&view=text
- Darby, S., Hill, D., Deo, H., Auvinen, A., Barros-Dios, J. M., Baysson, H., Bochicchio, F., Falk, R., Farchi, S., Figueiras, A., Hakama, M., Heid, I., Hunter, N., Kreienbrock, L., Kreuzer, M., Lagarde, F., Makelainen, I., Muirhead, C., Oberaigner, W., Pershagen, G., Ruosteenoja, E., Rosario, A. S., Tirmarche, M., Tomasek, L., Whitley, E., Wichmann, H. E., & Doll, R. 2006, "Residential radon and lung cancer - detailed results of a collaborative analysis of individual data on 7148 persons with lung cancer and 14,208 persons without lung cancer from 13 epidemiologic studies in Europe", *Scand J Work Environ Health*, vol. 32, Suppl-83.
- de Hollander, A. E., Melse, J. M., Lebret, E., & Kramers, P. G. 1999, "An aggregate public health indicator to represent the impact of multiple environmental exposures", *Epidemiology*, vol. 10, no. 5, pp. 606-617.
- Dockery, D. W., Pope, C. A., III, Xu, X., Spengler, J. D., Ware, J. H., Fay, M. E., Ferris, B. G., Jr., & Speizer, F. E. 1993, "An association between air pollution and mortality in six U.S. cities", *N Eng J Med*, vol. 329, no. 24, pp. 1753-1759.
- Elliott, P., Shaddick, G., Wakefield, J. C., de, H. C., & Briggs, D. J. 2007, "Long-term associations of outdoor air pollution with mortality in Great Britain", *Thorax*, vol. 62, no. 12, pp. 1088-1094.
- Elvik, R. 1995, "The validity of using health state indexes in measuring the consequences of traffic injury for public health", *Soc Sci Med*, vol. 40, no. 10, pp. 1385-1398.
- Elvik, R. Prospects for improving road safety in Norway. Transportøkonomisk institutt [TØI rapport 897/2007]. 2007.
- Elvik, R. & Mysen, A. B. 1999, "Incomplete accident reporting: A meta-analysis of studies made in thirteen countries", *Transport Res Record*, vol. 1665, pp. 133-140.
- Engelien, E. H. G. 2007, "Støyeksponering og støyplage i Norge. 1999-2006. Kraftig nedgang fra jernbane og flyplasser", *SSBmagasinet*.
- Engelien, E. H. G. & Steinnes, M. Støyplage i Norge. Resultater fra førstegenerasjons modell for beregning av antall støyutsatte og SPI. Statistisk sentralbyrå. 2004.
- EU. Guidance on assessment under the EU air quality directives. European Commission, European Union. 2002.

- EU. Council directive 96/62/EC of 27 September 1996 on ambient air quality assessment and management. The Council of the European Union. 1996.
- Flugsrud, K., Haakonsen, G., & Zhang, L.-C. 1998, "Vi kan stole på hva folk sier om støy og støv", *Samfunnsspeilet*. Guldvog, B., Thorgersen, A., & Ueland, Ø. Ulykker, vold og selvpåført skade: personskaderapport: Årsaker, omfang, konsekvenser og forebyggende strategier. Folkehelsa [nr 1/1992]. 1992.
- Haaberg, S. E., Stigum, H., Nystad, W., & Nafstad, P. 2007, "Effects of pre- and postnatal exposure to parental smoking on early childhood respiratory health", *Am J Epidemiol*, vol. 166, no. 6, pp. 679-686.
- Hagen, L. O. Foreløpig vurdering av luftforurensningen i Norge etter EUs nye luftkvalitetsdirektiver. Supplerende målinger av svevestøv og nitrogendioksid i Lillehammer og Tromsø vinteren 2000. Norsk institutt for luftforskning [OR 42/2000]. 2000.
- Haugen, T. Kommentarrapport med tabeller. Kartlegging av atferd i forbindelse med soling og bruk av solkrem august 1998. MMI, Den norske kreftforening. 1998a.
- Haugen, T. Tabellrapport. Kartlegging av atferd i forbindelse med soling og bruk av solkrem august 1998. MMI, Den norske kreftforening. 1998b.
- Haugen, T. Kartlegging av atferd i forbindelse med soling og beskyttelse av huden. MMI, Den norske kreftforening. 1999a.
- Haugen, T. Tabeller. Kartlegging av befolkningens atferd og holdninger når det gjelder soling. MMI, Den norske kreftforening. 1999b.
- Hetland, J., Aarø, L. E., & Øverland, S. Røykfrie serveringssteder: Samlerapport fra en prospektiv undersøkelse blant ansatte i serveringsbransjen. HEMIL-senteret, Universitetet i Bergen. 2007.
- Justisdepartementet m.fl. Rettledning til utfylling av rapport om vegtrafikkuhell. Justisdepartementet, Statistisk sentralbyrå, Vegdirektoratet. 1983.
- Knol, A. B. & Staatsen, B. A. M. Trends in the environmental burden of disease in the Netherlands 1980-2020. RIVM [Report 500029001]. 2005.
- Kopjar, B., Guldvog, B., & Wiik, J. 1996, "Costs of medical treatment of injuries in Norway", *Tidsskr Nor Laegeforen*, vol. 116, no. 4, pp. 512-516.
- Kreftregisteret. Cancer in Norway 2006. Cancer incidence, mortality, survival and prevalence in Norway. Institutt for populasjonsbasert kreftforskning, Kreftregisteret. 2007.
- Krewski, D., Lubin, J. H., Zielinski, J. M., Alavanja, M., Catalan, V. S., Field, R. W., Klotz, J. B., Letourneau, E. G., Lynch, C. F., Lyon, J. L., Sandler, D. P., Schoenberg, J. B., Steck, D. J., Stolwijk, J. A., Weinberg, C., & Wilcox, H. B. 2006, "A combined analysis of North American case-control studies of residential radon and lung cancer", *J Toxicol Environ Health A*, vol. 69, no. 7, pp. 533-597.
- Laden, F., Schwartz, J., Speizer, F. E., & Dockery, D. W. 2006, "Reduction in fine particulate air pollution and mortality: Extended follow-up of the Harvard Six Cities study", *Am Journal Respir Crit Care Med*, vol. 173, no. 6, pp. 667-672.
- Larsen, S., Hagen, L. O., & Tønnesen, D. Foreløpig vurdering av luftforurensningen i Norge, etter EUs nye luftkvalitetsdirektiver. Del A: Systematisk opplegg og metodebeskrivelser. Norsk institutt for luftforskning [OR 73/99]. 1999.
- Larsen, S., Hagen, L. O., & Tønnesen, D. Foreløpig vurdering av luftforurensningen i Norge, etter EUs nye luftkvalitetsdirektiver. Norsk institutt for luftforskning [OR 46/2000]. 2000.
- Lopez, A. D., Mathers, C. D., Ezzati, M., Jamison, D. T., & Murray, C. J. L. Global burden of disease and risk factors. The International Bank for Reconstruction and Development, The World Bank. 2006.
- Lubin, J. H., Boice, J. D. Jr, Edling, C., Hornung, R. W., Howe, G. R., Kunz, E., Kusiak, R. A., Morrison, H. I., Radford, E. P., Samet, J. M., et al. 1995, "Lung cancer in radon-exposed miners and estimation of risk from indoor exposure", *J Natl Cancer Inst*, vol. 87, no. 11, pp. 817-827.
- Lund, J. Forbedring av datagrunnlaget for trafikksikkerhetsarbeidet i Oslo. Kobling av data fra politiets registrering av trafikkulykker og fra helsevesenets registrering av skadede i ulykker. Universitetet i Oslo. 2004.
- Lund, J., Bjerkedal, T., Gravseth, H. M., Vilimas, K., & Wergeland, E. 2004, "A two-step medically based injury surveillance system - experiences from the Oslo injury register", *Accid Anal Prev*, vol. 36, no. 6, pp. 1003-1017.

- Lund, K. E., Helgason, A. R., & Andersen, M. 2004, "Changes in reporting on passive smoking by parents of small children", *Tidsskr Nor Laegeforen*, vol. 124, no. 1, pp. 16-19.
- Lund, J. Skadebildet i Norge basert på registreringer i og utenfor helsevesenet. Sosial- og helsedirektoratet. 2007.
- Mannino, D. M., Siegel, M., Rose, D., Nkuchia, J., & Etzel, R. 1997, "Environmental tobacco smoke exposure in the home and worksite and health effects in adults: Results from the 1991 National Health Interview Survey", *Tob Control*, vol. 6, no. 4, pp. 296-305.
- Martuzzi, M., Galassi, C., Ostro, B., Forastiere, F., & Bertollini, R. Health impact assessment of air pollution in the eight major Italian cities. World Health Organization [EURO/02/5040650]. 2002.
- Meyer, H., Brunvand, L., Brustad, M., Holvik, K., Johansson, L., & Paulsen, J. E. Tiltak for å sikre en god vitamin D-status i befolkningen. Nasjonalt råd for ernæring. 2006.
- Meyer-Bisch, C. 1996, "Epidemiological evaluation of hearing damage related to strongly amplified music (personal cassette players, discotheques, rock concerts) - high-definition audiometric survey on 1364 subjects", *Audiology*, vol. 35, no. 3, pp. 121-142.
- MMI m.fl. Undersøkelser av solvaner, høst 2004. MMI, Statens strålevern, Kreftforeningen. 2004.
- MMI, Den norske kreftforening. Tabeller. Barn og ungdom-undersøkelsen. 8-24 år. MMI, Den norske kreftforening. 1998.
- Murray, C. J. L. & Lopez, A. D. 1996, *The Global burden of disease: A comprehensive assessment of mortality and disability from diseases, injuries, and risk factors in 1990 and projected to 2020*, 1 edn, Harvard School of Public Health, Baltimore.
- Naess, O., Piro, F. N., Nafstad, P., Smith, G. D., & Leyland, A. H. 2007, "Air pollution, social deprivation, and mortality: A multilevel cohort study", *Epidemiology*, vol. 18, no. 6, pp. 686-694.
- Nafstad, P., Haheim, L. L., Wisloff, T., Gram, F., Oftedal, B., Holme, I., Hjermann, I., & Leren, P. 2004, "Urban air pollution and mortality in a cohort of Norwegian men", *Environ Health Perspect*, vol. 112, no. 5, pp. 610-615.
- Nasjonalt folkehelseinstitutt. Miljø og helse - en forskningsbasert kunnskapsbase: Revisjon 2003. Nasjonalt folkehelseinstitutt [2003:9]. 2003.
- Nasjonalt folkehelseinstitutt. Miljø og helse- en forskningsbasert kunnskapsbase. Nasjonalt folkehelseinstitutt. 2008.
- Nasjonalt folkehelseinstitutt m.fl. Helseeffekter av luftforurensning i byer og tettsteder i Norge. Nasjonalt Folkehelseinstitutt, Transportøkonomisk institutt, Statens forurensningstilsyn. 2007.
- Niemann, H. & Maschke, C. WHO LARES final report. Noise effects and morbidity. World Health Organization. 2004.
- Nilsen, L. T., Hannevik, M., Aalerud, T. N., Johnsen, B., Friberg, E. G., & Veierod, M. B. 2008, "Trends in UV irradiance of tanning devices in Norway: 1983-2005", *Photochem Photobiol*, vol. 84, no. 5, pp. 1100-1108.
- NILU. Notat. Grunnlagsmateriale-planretningslinje luft. Norsk institutt for luftforskning. 2007.
- NILU m.fl. Transboundary particulate matter in Europe. Status report 4/2008. Norwegian Institute for Air Research, Norwegian Meteorological Institute, Umweltbundesamt GmbH. 2008.
- Pershagen, G., Akerblom, G., Axelson, O., Clavensjo, B., Damber, L., Desai, G., Enflo, A., Lagarde, F., Mellander, H., & Svartengren, M. 1994, "Residential radon exposure and lung cancer in Sweden", *N Eng J Med*, vol. 330, no. 3, pp. 159-164.
- Pope, C. A., III, Burnett, R. T., Thun, M. J., Calle, E. E., Krewski, D., Ito, K., & Thurston, G. D. 2002, "Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution", *JAMA*, vol. 287, no. 9, pp. 1132-1141.
- Pope, C. A., III, Thun, M. J., Namboodiri, M. M., Dockery, D. W., Evans, J. S., Speizer, F. E., & Heath, C. W., Jr. 1995, "Particulate air pollution as a predictor of mortality in a prospective study of U.S. adults", *Am J Respir Crit Care Med*, vol. 151, no. 3:Pt 1, p. t-74.
- Samferdselsdepartementet m.fl. Handlingsplan mot støy 2007-2011. Samferdselsdepartementet, Miljøverndepartementet, Helse- og omsorgsdepartementet. 2007.
- Schwartz, J. 2006, "Long-term effects of exposure to particulate air pollution", *Clin Occup Environ Med*, vol. 5, no. 4, pp. 837-848.

- Scientific committee on consumer products (SCCP). Biological effects of ultraviolet radiation relevant to health with particular reference to sunbeds for cosmetic purposes. European Commission [SCCP/0949/05]. 2006.
- Sosial- og helsedirektoratet. Tall om tobakk 1973-2006. Sosial- og helsedirektoratet. 2007.
- Statens forurensningstilsyn. Helseeffekter og samfunnsøkonomiske kostnader av luftforurensning. Luftforurensninger - effekter og verdier (LEVE). Statens forurensningstilsyn [TA-1718/2000]. 2000a.
- Statens forurensningstilsyn. Mulige tiltak for å redusere støy. Framskrivninger til 2010 og oppsummering på tvers av kilder. Statens forurensningstilsyn [SFT-rapport 1714/2000]. 2000b.
- Statens forurensningstilsyn. Veileder til Miljøverndepartementets retningslinje for behandling av støy i arealplanlegging (støyretningslinjen). Statens forurensningstilsyn [TA-2115]. 2005.
- Statens helsetilsyn m.fl. Bedre byluft. Rapport fra arbeidsgruppe som har vurdert strakstiltaksnivåer, varslingsgrenser og terminologi. Statens helsetilsyn m.fl. 1999.
- Statens vegvesen. Referat. Bedre byluft-forum: Brukergruppe modeller. Statens vegvesen. 2005.
- Statistisk sentralbyrå. Veitrafikkulykker 2000. Statistisk sentralbyrå. 2002.
- Stigum, H., Strand, T., & Magnus, P. 2003, "Should radon be reduced in homes? A cost-effect analysis", *Health Phys*, vol. 84, no. 2, pp. 227-235.
- Strand, T., Jensen, C. L., Ramberg, G. B., Ruden, L., & Ånestad, K. Kartlegging av radon i 44 kommuner i 2003. Kort presentasjon av resultatene. Statens strålevern. 2003.
- The Surgeons General. The health consequences of involuntary exposure to tobacco smoke. A report of the Surgeon General. Department of Health and Human Services, The Surgeons General. 2006.
- Tønnesen, D., Mc Innes, H., & Laupsa, H. Beregning av lokal luftforurensning i forbindelse med Oslopakke 3. Norsk institutt for luftforskning [OR 91/2006]. 2006.
- United Nations Environment Programme. Handbook for the Montreal Protocol on Substances that Deplete the Ozone Layer. United Nations Environment Programme [Seventh edition]. 2006.
- van Kempen, E. E., Kruize, H., Boshuizen, H. C., Ameling, C. B., Staatsen, B. A., & de Hollander, A. E. 2002, "The association between noise exposure and blood pressure and ischemic heart disease: A meta-analysis", *Environ Health Perspec*, vol. 110, no. 3, pp. 307-317.
- Vegdirektoratet. Helseeffekter av vegtrafikkstøy. Vegdirektoratet. 2007.
- Veierød, M. B., Weiderpass, E., Thorn, M., Hansson, J., Lund, E., Armstrong, B., & Adami, H. O. 2003, "A prospective study of pigmentation, sun exposure, and risk of cutaneous malignant melanoma in women", *J Natl Cancer Inst*, vol. 95, no. 20, pp. 1530-1538.
- Vollset, S. E., Selmer, R., Tverdal, A., & Gjessing, H. K. Hvor dødelig er røyking? Rapport om dødsfall og tapte leveår som skyldes røyking. Nasjonalt folkehelseinstitutt [Rapport 2006:4]. 2006.
- WHO. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Solar and ultraviolet radiation. International agency for research on cancer, World Health Organization. 1992.
- WHO. Air quality guidelines for Europe. World Health Organization, Regional Office for Europe [2nd edition]. 2000.
- WHO. Technical meeting on exposure-response relationships of noise on health. World Health Organization Regional Office for Europe, European Centre for Environment and Health. 2003.
- WHO. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Tobacco smoke and involuntary smoking. World Health Organization, International agency for research on cancer [Volume 83]. 2004.
- WHO. Air quality guidelines: global update 2005: particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Regional Office for Europe, World Health Organization. 2006a
- WHO. Exposure to artificial UV radiation and skin cancer. International Agency for Research on Cancer, World Health Organization. 2006b.

WHO. Quantifying burden of disease from environmental noise: Second technical meeting report. World Health Organization. 2007.

Wichstrøm, L. Ungdommens solingsvaner: Solvaneundersøkelsen 1992. NAVFs Program for ungdomsforskning, Den norske kreftforening. 1992.

Wichstrøm, L. Ungdommens solingsvaner. Solvaneundersøkelsen 1993. Norges forskningsråds program for ungdomsforskning, Den Norske kreftforening. 1994.

Wichstrøm, L. Ungdommens solingsvaner. Solvaneundersøkelsen 1994. UNGFORSK, Den norske kreftforening. 1995.

Wichstrøm, L. Ungdommens solingsvaner. Solvaneundersøkelsen 1995. Den norske kreftforening. 1996.

Winther, J. F., Ulbak, K., Dreyer, L., Pukkala, E., & Osterlind, A. 1997, "Avoidable cancers in the Nordic countries. Radiation", *APMIS*, vol. Supplementum., pp. 76-99.

Diskontering, aldersvekting og andre etiske aspekter ved bruk av DALYs

Kjernen i DALYs er at helsetap tillegges større vekt jo mer alvorlige (byrdefulle) de er. I mange analyser blir helsetap målt i DALYs i tillegg veid ut i fra to andre forhold: Det ene er avstand i tid fra analysetidspunktet til det tidspunktet helsetapet inntreffer. Jo lenger fram i tid det ligger, desto mindre vekt tillegges tapet. Rent teknisk skjer dette ved at framtidige tap nedjusteres med en årlig diskonteringsfaktor, ofte i størrelsesorden 3-5 % per år. Det andre forholdet som ofte veies inn i DALY-beregninger, er alderen til de som rammes av sykdom eller funksjonshemming. Tanken er at helsetap blant unge voksne bør tillegges ekstra vekt, fordi disse ofte har omsorgsansvar (særlig for barn) og dessuten bidrar med arbeidskraft og produksjon i samfunnet, og at deres helsetap derfor ofte får konsekvenser for flere enn dem selv. I denne rapporten er det verken diskontert eller vektet for alder på grunn av de mange etiske aspektene som ligger i dette.

Unngått helsetap som følge av et tiltak er det samme som tiltakets helsegevinst. DALYs kan brukes som mål på nettopp helsegevinst. DALYs som måleenhet er da nokså sammenfallende med måleenheten for helsegevinst 'QALYs' (Quality Adjusted Life Years/kvalitetsjusterte leveår), som er mye brukt i helseøkonomiske analyser. Ved beregninger av helsegevinst er det imidlertid et problem i forbindelse med tiltak som kan forebygge for tidlig død og derved forlenge liv. Det er vanlig praksis – både med DALYs og QALYs – at vunne leveår med sykdom eller funksjonshemming nedvurderes med alvorlighetsvekten for vedkommende tilstand. For eksempel blir ti vunne leveår i en pasient med leddgikt ansett å gi 8 DALYs ($10 \times (1 - 0.2)$), mens ti vunne leveår i en ellers frisk person gir 10 DALYs. For både DALYs og QALYs er dette en etisk og verdimesig kontroversiell praksis, og slike nedvurderinger av vunne leveår er ikke gjort i denne rapporten. I tilfellet DALYs er praksisen dessuten inkonsistent med hensyn til beregning av helsetap, hvor tapte leveår med sykdom/funksjonshemming regnes som hele år.

Analytikere og beslutningstakere som vil benytte seg av måleenheten DALYs for å anslå helsebelastning, må selv vurdere om metodens ulike sider passer med den problemstillingen de vil belyse og med verdiene i det landet de selv befinner seg i. Dette gjelder for eksempel diskontering av framtidige helsetap og en særlig vektlegging av tap blant unge voksne. DALY-beregninger kan i prinsippet godt gjennomføres uten disse tilleggsvektingene, som det er gjort her.

Appendiks B

Beregning av DALYs

For hver eksponering vil vi ha en eller flere helseskader som eksponeringen kan ha bidratt til. Disse helseskadene omtales som "syke" eller "døde" i dette avsnittet. Som eksempel på beregning av DALYs gjennomgår vi her beregning av helseskade som radon kan ha bidratt til. Vi antar at risikoen for sykdom vokser lineært med eksponering (lineær dose-respons). Da blir relativ risiko (RR) også en lineær funksjon av eksponering. Den tilskrivbare andelen (AF_r) ved eksponeringsnivå "r" er gitt ved formelen under. Dersom eksponeringen er sjelden eller risikoen lav, så vil nevneren være tilnærmet lik 1 og formelen kan forenkles. Den totale tilskrivbare andelen (AF) får da en enkel form, og er gitt ved stigningstallet til dose-respons funksjonen (α) ganget med gjennomsnittlig eksponeringsnivå:

$$RR_r = 1 + \alpha r$$

$$AF_r = \frac{p_r(RR_r - 1)}{\int_0^{\infty} p_u(RR_u - 1) du + 1} \approx p_r(RR_r - 1) = p_r \alpha r$$

$$AF = \int_0^{\infty} AR_u \delta u = \int_0^{\infty} p_u \alpha u \delta u = \alpha \bar{r}$$

I beregningene av DALYs er det nødvendig med informasjon om forventet sykdomslengde for hver sykdom. For kreftsykdom er denne sykdomslengden regnet ut fra observert 5-års overlevelse. Ved antatt konstant underliggende dødelighet får vi (median sykdomslengde):

$$\text{sykdomslengde} = 5 \cdot \log(0.5) / \log(5\text{-års-overlevelse})$$

Antall tilfeller som eksponeringen kan ha bidratt til, er gitt ved observert antall tilfeller ganget med tilskrivbar andel. For å regne ut antall år med sykdom trenger vi observert antall syke i hver aldersgruppe og varigheten av sykdommen. Varigheten vil være minimum av forventet sykdomslengde og forventet gjenstående leveår. Tapte DALYs fra sykdom finner vi ved å gange med spesifikke alvorlighetsvekter for hver type av helseskade (vekt). Denne beregningen gjøres separat for hvert kjønn og hver aldersgruppe. Tapte leveår (eller DALYs) fra død finner vi ved tilskrivbar andel ganget med antall døde, ganget med forventet antall gjenstående leveår (om de ikke hadde dødd av sykdommen). Dette regnes ut for hver aldersgruppe og legges sammen.

$$DALYs(\text{sykdom}) = AF \cdot \text{vekt} \cdot \sum_a \text{syke}_a \cdot \min(\text{sykdomslengde}, \text{forventede leveår}_a)$$

$$DALYs(\text{død}) = AF \cdot \sum_a \text{døde}_a \cdot \text{forventede leveår}_a$$

Til slutt legges DALYs fra sykdom og død sammen, deles på den norske befolkningsstørrelsen, og ganges med en million, for å få tapte DALYs pr million befolkning.

Parameternavn

RR Relativ Risiko

α stigningstall for dose - respons

p_r andelen som er eksponert ved nivå "r"

AF tilskrivbar andel (Attributable Fraction)

Usikkerhetsanalyse

Mange av parametrene som inngår i regnestykkene er usikre. Den største usikkerheten er knyttet til risikoestimatet for å oppleve helseskaden (gitt ved α). Men også eksponeringsfordelingene og alvorlighetsvektene er usikre. Usikkerheten beskriver ikke mulige endringer fram i tid, men består av tilfeldige og systematiske feil i de estimatene som brukes.

Usikkerhet i parametere vil lede til usikkerhet i resultatene (DALYs). For å kvantifisere denne, velges det en minimums og en maksimums verdi for hver parameter, en fordeling mellom min og maks tildeles parameteren (en beta(2,2) fordeling), og tilfeldige verdier fra fordelingen trekkes ut. For hver parameter trekkes det ut 1000 verdier og det utføres 1000 beregninger fra disse parametersettene. Det gir en fordeling av resultatverdier (tilskrivbar andel, syke, døde, DALYs), og vi finner empiriske konfidensintervall fra disse (Stigum, Strand, & Magnus 2003). Denne metoden gir mer realistiske konfidensintervall enn verste falls scenarier når det er mange parametere som inngår.

