

RAPPORT

VERDSETTING AV LUFTFORURENSNINGENS KOSTNADER FOR HELSE, MILJØ OG MATERIALER – ET FORPROSJEKT



MENON-PUBLIKASJON NR. 115/2019

KRISTIN MAGNUSSEN, ANETTE KOEBACH BØLLING, MARIT LÅG, MAGNE REFSNES, GUNN MARIT
AASVANG, MARIA RØD, STÅLE NAVRUD

M-1573|2019



Forord

Dette prosjektet er gjennomført på oppdrag for Miljødirektoratet.

Arbeidet er gjennomført av Menon Economics i samarbeid med Folkehelseinstituttet (FHI). Kristin Magnussen (Menon senter for miljø- og ressursøkonomi, MERE) har vært prosjektleder, Ståle Navrud (assosiert partner i MERE) har vært prosjektmedarbeider og aktiv kvalitetssikrer og Maria Rød (Menon) har gjennomført spørreundersøkelsen og analysert og rapportert resultater fra denne. Anette Kocbach Bølling har vært teamleder fra FHI, der Marit Låg, Magne Refsnes, Gunn Marit Aasvang og Johan Øvrevik også har bidratt. Deler av teksten i kapittel 2 er hentet fra andre rapporter, med mindre endringer i teksten for tilpasning til terminologi og tematikk. Dette er indikert i fotnoter.

Vi takker alle deltagerne på workshop i Miljødirektoratet 25. november for gode bidrag på møtet og i etterkant, samt viktige bidrag fra alle som svarte på spørreundersøkelsen vi sendte ut.

Vi vil spesielt takke for innspill til arbeidet fra Terje Grøntoft, Henrik Grythe og Susana Lopez-Aparicio ved NILU, Ane Vollsnes fra Universitetet i Oslo, Kari Austnes fra NIVA og Bruce Rolstad Denby ved Meteorologisk Institutt.

Miljødirektoratet har bidratt med tekst til kapittel 5.

Vår kontaktperson i Miljødirektoratet har vært Tonje Buø. Vi takker henne og flere i Miljødirektoratet for godt og konstruktivt samarbeid og gode innspill underveis i prosessen og til et tidligere utkast av rapporten.

Kristin Magnussen
Prosjektleder
Menon Economics

Innhold

SAMMENDRAG MED KONKLUSJONER OG ANBEFALINGER	5
1. INTRODUKSJON	10
1.1. Kort bakgrunn	10
1.2. Formål og problemstillinger	11
1.3. Kort om metode for innhenting av kunnskap i prosjektet	12
2. BAKGRUNN OG METODISK TILNÆRMING	13
2.1. Skadefunksjonsmetoden	13
2.2. Trinn 1: Eksponeringsberegninger	14
2.3. Trinn 2: Eksponerings-responsfunksjoner	18
2.4. Trinn 3: Beregning av effekter som kan tilskrives eksponeringen	21
2.5. Trinn 4: Verdsetting av effekter	25
2.6. Alternativer til skadefunksjonsmetoden	29
2.7. Verdsettingsfaktorer	30
3. VERDSETTINGSFAKTORER SOM BENYTTES FOR LUFTFORURENSNING OG STØY I DAG	31
3.1. Komponenter, metoder og estimerte kostnader i LEVE-prosjektet	31
3.2. Datagrunnlag for beregningene	33
3.3. Bruk og revisjon av LEVE-verdiene	39
3.4. Verdsettingsfaktorer for støy	40
4. HVILKE LUFTFORURENSNINGSEFFEKTER BLIR VERDSATT AV BRUKERNE I DAG OG HVILKE ØNSKES VERDSATT I FREMTIDEN?	41
4.1. Kartlegging av brukere og bruksområder	41
4.2. Om spørreundersøkelse til sentrale myndigheter, fagmiljøer og andre brukere	41
4.3. Bruk av og ønsker om verdsetting	42
4.4. Hva tar vi med oss fra denne undersøkelsen til videre arbeid?	42
5. KUNNSKAPSSTATUS FOR KARTLEGGING AV EKSPONERING	44
5.1. Utslippsdata	44
5.2. Spredningsmodeller	45
5.3. Tjenester som utvikles av Luftsamarbeidet	46
5.4. Støyeksponering	47
5.5. Samlet vurdering og kunnskapshull	48
6. KUNNSKAPSSTATUS FOR HELSEVIRKNINGER	51
6.1. Eksponerings-responsfunksjoner for helse	51
6.2. Beregning av skade og verdsetting	57
6.3. Samlet vurdering og kunnskapshull	59
7. KUNNSKAPSSTATUS MILJØVIRKNINGER	62
7.1. Innledning	62
7.2. Er dagens miljøutfordringer de samme som de som ble verdsatt i LEVE-prosjektet?	62
7.3. For hvilke miljøvirkninger har man grunnlag for skadefunksjonstilnærmingen	63
7.4. Kunnskap om ulike trinn i skadefunksjonen for relevante miljøeffekter	64
7.5. Oppsummering og kunnskapshull	67
8. KUNNSKAPSSTATUS MATERIALER	69
8.1. Innledning	69
8.2. Nyere norske og svenske studier av miljøkostnader på materialer	69

8.3.	Oppsummering og kunnskapshull	71
9.	FORSLAG TIL VIDERE ARBEID	73
9.1.	Bruksområder og metodikk	73
9.2.	Behov for videre arbeid	74
9.3.	Oppdatering av verdsettingsfaktorer	82
9.4.	Innspill til planlegging av videre arbeid	84
	REFERANSER	89
	VEDLEGG 1: UTFYLLENDE INFORMASJON OM EKSPONERINGSMODELLER	96
	VEDLEGG 2: FORSLAG TIL VIDERE ARBEID FOR VERDSETTING AV HELSEVIRKNINGER – ALTERNATIV MED HØY TIDS- OG KOSTNADSRAMME	99

Sammendrag med konklusjoner og anbefalinger

Innledning og bakgrunn

Luftforurensning er skadelig for helse, miljø og materialer. For at samfunnet skal treffe riktigst mulige beslutninger om tiltak som gir økte eller reduserte utslipp til luft er det viktig å ha gode og riktige verdsettingsestimater som kan benyttes blant annet i samfunnsøkonomiske analyser. Verdsettingsestimatene som benyttes i Norge i dag, stammer i stor grad fra LEVE-prosjektet som ble gjennomført av daværende Statens forurensningstilsyn (nå Miljødirektoratet) i siste halvdel av 1990-tallet og som ble oppsummert i 2005. Dette var et stort prosjekt som benyttet den beste tilgjengelige kunnskapen på det tidspunktet for å komme fram til verdsettingsfaktorer for svevestøv (PM_{10}), nitrogenoksider (NO_x) og svoveldioksid (SO_2) basert på skadefunksjonsmetoden. For NO_x , SO_2 , nmVOC (dvs. flyktige organiske forbindelser unntatt metan) og NH_3 (ammoniakk) ble også marginalkostnaden for å oppnå internasjonale miljøpolitiske målsettinger beregnet.

Det er ikke gjort et helhetlig arbeid i Norge for å oppdatere kunnskapsgrunnlaget for verdsetting av effekter av luftforurensning på nesten 20 år, og det er derfor et stort behov for å fremskaffe oppdatert kunnskap om slike kostnader. Videre er det ønskelig å se på verdsetting av helsevirkninger av trafikkrelatert støy. Siden luftforurensning og støy har mange felles kilder (transport, industri) er det viktig at verdsetting av helsevirkninger av disse to miljøeksponeringene harmoniseres.

Formål og problemstillinger i forprosjektet

Miljødirektoratet ønsker gjennom dette forprosjektet å kartlegge dagens status for hvilke komponenter som verdsettes i dag, samt å få en oversikt over faktagrunnlaget for verdsetting av de ulike komponentene for effekter på helse, miljø og materialer. Fire hovedoppgaver ble definert i prosjektet:

- 1) kartlegge brukergrupper og deres bruksformål
- 2) kartlegge kunnskapsstatus
- 3) identifisere kunnskapshull
- 4) gi forslag til videre arbeid

Gjennomgangen av status for verdsetting og faktagrunnlaget gjøres for de komponentene som er av størst relevans for norske forhold, basert på norsk eller internasjonal forskning og utredning. Etter en innledende vurdering ble følgende komponenter inkludert i arbeidet: fint svevestøv ($PM_{2.5}$), grovt svevestøv ($PM_{10-2.5}$) summen av fint og grovt svevestøv (PM_{10}), 'svart karbon' (BC), 'organisk karbon' (OC) og ulike organiske stoffer (polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)/benzo(a)pyren (BaP)). Videre ble ulike gasser inkludert; nitrogenoksider (NO_2/NO_x), ozon (O_3), svoveldioksid (SO_2), ammoniakk (NH_3), og flyktige organiske forbindelser (VOC). I tillegg ble transportstøy fra vei, bane og fly inkludert fordi denne eksponeringen ofte stammer fra de samme kildene som luftforurensning og vurderes ved hjelp av lignende metodikk.

Metode for innhenting og vurdering av kunnskap

For å svare på problemstillingene i oppdraget har vi innhentet informasjon fra flere kilder og på flere måter. Vi startet med å identifisere aktuelle brukergrupper, og representanter for disse brukergruppene. Viktige brukergrupper er forvaltningen (myndigheter), forskningsinstitusjoner, utrednings- og konsulentbransjen og interesseorganisasjoner. Innenfor disse gruppene har vi identifisert ulike aktuelle sektorer, som miljø, helse, transport, kulturminner og materialer.

Vi gjennomførte en spørreundersøkelse blant representanter for alle identifiserte brukergrupper, og arrangerte en workshop med aktuelle myndigheter og forskningsmiljøer. I tillegg har litteratursøk og -gjennomgang vært en sentral oppgave. Vi har også gjort intervjuer og stilt spørsmål på e-post til aktuelle fagmiljøer.

Vurderingen av kunnskapsgrunnlaget er gjennomført med utgangspunkt i trinnene i skadefunksjonsmetoden, som er en anerkjent tilnærming for økonomisk verdsetting av miljø- og helseskader. Den består av fire trinn, som inkluderer: i) vurdering av eksponering for luftforurensning, ii) innhenting av eksponerings-responsfunksjoner (ERFer) som beskriver sammenhengen mellom en gitt type eksponering og effekter på helse, miljø og materialer, iii) beregning av hvor stor del av disse effektene som skyldes miljøeksponeringen, samt iv) en verdsetting av disse effektene. Fordelen med å benytte denne tilnærmingen, er at det sikrer en bred faglig gjennomgang og gjør det lett å identifisere og synliggjøre hvilke trinn og temaer man ikke har tilstrekkelig kunnskap om.

Eksponering: oppsummering og kunnskapshull

For human eksponering finnes det gode modeller for å generere eksponeringsfordelinger for de fleste forurensningskomponentene og støykildene som er mest aktuelle for verdsetting, inkludert $PM_{2,5}$, $PM_{10-2,5}$, PM_{10} , NO_2/NO_x , SO_2 og NH_3 , ozon, trafikkstøy, banestøy og flystøy. For miljø og materialer er bruk av eksponeringsfordelinger ikke vanlig. Istedenfor benyttes andre mål på eksponering, som utslippsdata, målinger og beregninger av konsentrasjoner i luft eller deponisjon. I tillegg brukes indirekte mål på eksponering som forsurening av vann, eller overskridelser av tålegrenser.

Etter LEVE-prosjektet er spredningsmodellene videreutviklet og forbedret både for luftforurensning og støy, noe som har gitt bedre eksponeringsberegninger. Det er imidlertid rom for ytterligere forbedring i form av økt kvalitet på inngangsdata (utslippsfaktorer/kildestøy og aktivitetsdata) eller oppretting av flere målestasjoner for validering i områder dominert av ulike kilder.

Helse: oppsummering og kunnskapshull

Under LEVE-prosjektet ble effekter på helse kun verdsatt for PM_{10} - og NO_2/NO_x -eksponering. Gjennomgangen av kunnskapsgrunnlaget for ERFer viser at det har skjedd en vesentlig utvikling siden LEVE-studien, og at en oppdatering av kunnskapsgrunnlaget er nødvendig og mulig. Basert på rapporter fra internasjonale helseorganisasjoner, ble kunnskapsgrunnlaget vurdert som 'godt nok' for verdsetting for $PM_{2,5}$, $PM_{10-2,5}$, NO_2/NO_x , ozon og SO_2 ; samt alle transportstøykildene (vei, bane, fly). Det er imidlertid behov for en grundigere kunnskapsgjennomgang for å bestemme hvilke ERFer som bør brukes for norsk verdsetting for utvalgte eksponeringer og helseutfall, og for å kartlegge om det eventuelt er behov for å gjennomføre nye befolkningsstudier for å bestemme spesifikke norske ERFer.

Når det gjelder metodikk for beregning av helseeffekter som kan tilskrives eksponering for luftforurensningskomponenter og støy, har det også skjedd en vesentlig oppdatering av kunnskapsgrunnlaget siden LEVE-studien. Sykdomsbyrdeberegninger benyttes nå i stor grad til beregning av negative helseeffekter som kan tilskrives eksponering for luftforurensning og støy i Norge. Utviklingen av sykdomsbyrde-metodikken ser ut til å ha skjedd uavhengig av videreutviklingen av standard verdsettingsprosedyre i skadefunksjonsmetoden, og de to tilnærmingene er så vidt vi vet ikke sammenlignet. Det er derfor behov for å sammenligne de to metodene både når det gjelder selve beregningen av helsetap og tapte leveår, og den økonomiske verdsettingen av dette helsetapet.

Miljø: oppsummering og kunnskapshull

Det er fortsatt SO₂, NO_x og NH₃ som er aktuelle komponenter med tanke på forsurening, selv om SO₂-utslippene er redusert svært mye siden 2005. Siden LEVE-prosjektet har det vært økt oppmerksomhet rundt overgjødning (NO_x) av vann og vegetasjon (inkludert betydning for biologisk mangfold) og ozonskader på avlinger, skog og annen vegetasjon (inkludert betydning for biologisk mangfold).

For forsurening og overgjødning er det gjennom mange år målt og kartlagt overskridelser av tålegrenser for vann og vegetasjon, og dette arbeidet skjer regelmessig og også som ledd i internasjonalt samarbeid. Det er imidlertid behov for oppdatert kunnskap om effekter av overskridelser av tålegrensene på forhold som kan verdsettes, som fritidsfiske (forsuring), eventuelt andre rekreasjonsaktiviteter (som følge av overgjødning av vann), og påvirkning på biologisk mangfold.

For ozon er arbeidet kommet kortere, og det er fortsatt behov for utvikling og kartlegging av tålegrenser for ulike avlinger/skogbestander og overskridelser av disse. Gjennomføring av ny verdsetting er mulig basert på dagens kunnskap om effekter av ozon i form av reduserte avlinger i jord- og skogbruk, og eventuelt også verdien av tapt biologisk mangfold ved ozonpåvirkning på vegetasjon utenfor jord- og skogbruk.

Materialer: oppsummering og kunnskapshull

Selv om det er gjennomført få studier i Norge siden SFTs prosjekt ble oppsummert i 2005, viser en relativt ny norsk studie at mye av grunnlaget for videre verdsetting ser ut til å være på plass. De komponentene som bør verdsettes med tanke på kostnader på materialer er som i LEVE-studien NO_x, SO₂ og PM. Det finnes ERFer for mange materialer og luftforurensningskomponenter basert på målingene for kunstige prøveflater, mens det mangler kunnskap om påvirkning på faktiske bygninger som består av flere ulike materialer. Det mangler også oversikt over hvor store arealene med ulike materialer faktisk er i ulike områder (byer, tettsteder og øvrige områder).

Estetiske effekter av nedsmussing er ikke verdsatt i Norge; kun vedlikeholdskostnader. I en nylig gjennomført svensk studie ble kostnadene ved de estetiske negative effektene av nedsmussede bygninger og monumenter inkludert. Det bør vurderes om det også bør fremskaffes verdsettingsfaktorer for de estetiske effektene av nedsmussede fasader i Norge, spesielt knyttet til kulturminner og – miljøer, eller om det er mulig å overføre slike verdier fra svenske studier.

Ifølge tidligere studier utgjør kostnadene knyttet til effekter av luftforurensning på materialer bare noen prosent av kostnadene knyttet til helsevirkninger av luftforurensning. Det foreligger likevel såpass mye ny kunnskap at det bør gjennomføres en oppdatert verdsetting, særlig fordi det vil være relativt lave kostnader for en slik innhenting av bedre og oppdaterte verdsettingsestimater.

Overordnede anbefalinger for videre arbeid

Verdsettingsfaktorene som ble utarbeidet under LEVE-studien benyttes i dag i mange ulike analyser og utredninger på tvers av sektorer. Gjennomgangen av kunnskapsgrunnlaget i denne rapporten viser at det har skjedd vesentlige oppdateringer på mange områder de siste 20 årene, og det er derfor sterkt behov for oppdatering av kunnskapsgrunnlaget for verdsetting, og utarbeidelse av nye verdsettingsfaktorer. Det er både behov for en oppdatering av inngangsdata, slik som eksponeringsberegninger og ERFer, og av metodikken som benyttes for gjennomføring av verdsetting.

Det finnes i dag gode nasjonale eller regionale sprednings- og eksponeringsmodeller som kan benyttes for å beregne konsentrasjoner av luftforurensningskomponentene som er aktuelle for verdsetting, og også for human støyeksposering. Selv om mulighetene for å kartlegge eksponeringen er mye bedre enn da LEVE-studien ble

gjennomført for 20 år siden, er det fortsatt rom for forbedring av modellene. Når det gjelder kunnskapsgrunnlaget for ERFer for helse, er dette også vesentlig forbedret siden LEVE-studien, og det er nå grunnlag for verdsetting av helseeffekter knyttet til flere luftforurensningskomponenter. For miljø mangler det fortsatt ERFer for flere miljøeffekter som kan knyttes til luftforurensning, mens materialer er i en mellomstilling. For alle de tre effektområdene, helse, miljø og materialer, er det imidlertid mulig å gjennomføre ny og bedre verdsetting, enten basert på dagens kunnskapsgrunnlag (som skissert nedenfor) eller ved gjennomføring av forsknings- og utviklingsarbeid.

Behovet for oppdatering av verdsettingsfaktorer og kunnskapsgrunnlaget for verdsetting må sees i lys av hvilke behov det er for verdsetting i de ulike etatene og fagområdene. Ulike problemstillinger og oppgaver kan kreve forskjellige inngangsdata, men kan også føre til forskjeller i anbefalt og foretrukket metodikk. Verdsettingsfaktorer er en forenklet metodikk, som ikke nødvendigvis tar høyde for eksempel for endringer i eksponering og befolkningsstørrelse over tid. For noen analyser vil det være behov for mer detaljerte analyser som kan kreve utvikling og bruk av annen metodikk i tillegg til gjennomsnittlige enhetspriser i form av verdsettingsfaktorer.

Sammenlignet med LEVE er det flere endringer i utvalget av forurensningskomponenter der vi mener det er grunnlag og behov for ny verdsetting, inkludert nye verdsettingsfaktorer; se tabell S-1 for en oversikt.

Tabell S-1: Oversikt over forurensningskomponenter og støykilder det eksisterer verdsettingsfaktorer for, og de det er kunnskapsgrunnlag og behov for å gjennomføre ny verdsetting for.

	Eksisterende verdsettingsfaktorer	Behov for ny(e) verdsetting(faktorer)		
	Helse, miljø og materialer	Helse	Miljø	Materialer
$PM_{2,5}$		X		
$PM_{10-2,5}$		X		
PM_{10}	X ^a			X
NO_2/NO_x	X	X	X	X
Ozon ^b		X	X	
SO_2	X		X	X
NH_3	X		X	
nmVOC	X ^c			
Veitrafikkstøy	X ^d	X		
Banestøy	X ^d	X		
Flystøy	X ^d	X		

^a Svevestøvfraksjonen PM_{10} overlapper med $PM_{2,5}$ -fraksjonen. Det anbefales derfor at PM_{10} erstattes med $PM_{2,5}$ og $PM_{10-2,5}$ i fremtidig arbeid.

^b Siden ozon dannes i atmosfæren finnes det ikke utslippsdata for ozon. Det kan altså ikke utarbeides verdsettingsfaktorer (kr/kg utslipp) for ozon, men det er likevel svært relevant å verdsette effektene av ozon på helse og miljø.

^c Skadekostnader knyttet til utslipp av nmVOC er i de fleste analyser som er gjennomført som oppfølging av LEVE-studien (jf. kapittel 3) anslått til å være null eller svært lave, selv om målene i Göteborg-protokollen enda ikke var oppfylt per 1. januar 2020. Vi foreslår derfor ikke større studier knyttet til nmVOC, men man kan eventuelt gjøre oppdaterte vurderinger ved hjelp av implisitt verdsetting ved tiltakskostnader.

^d Transportstøykildene var ikke inkludert i LEVE-prosjektet, men verdsettingsfaktorer er utviklet under andre prosjekter (se kapittel 3).

For svevestøvfraksjonene er det nå $PM_{2,5}$ og $PM_{10-2,5}$ som anbefales for videre verdsetting av effekter på helse, mens PM_{10} anbefales for materialer. Kun PM_{10} var inkludert i LEVE-studien. For gassene er den største forskjellen at ozon er inkludert, selv om det her ikke er mulig å utvikle verdsettingsfaktorer per kg ozon. Videre er nmVOC ikke inkludert i videre arbeid fordi de estimerte skadekostnadene knyttet til denne eksponeringen er anslått til å

være null eller svært lave. Bortsett fra disse endringene er det grunnlag og behov for ny verdsetting av effekter av NO_x/NO₂, SO₂ og NH₃, som alle ble inkludert i LEVE. Støy ble som nevnt ikke inkludert i LEVE, men her er det både grunnlag og behov for ny økonomisk verdsetting når det gjelder effekter på helse, og harmonisering av metodikken som benyttes for å verdsette effekter av luftforurensningskomponenter og støy.

Som i LEVE-studien, foreslår vi at det utarbeides separate verdsettingsfaktorer/enhetspriser for helse, miljø og materialer for de enkelte forurensningskomponentene. Det må imidlertid gjøres en grundigere vurdering enn i LEVE av om disse kan summeres på tvers av forurensningskomponenter når flere komponenter nå inkluderes. Det samme gjelder aggregering over effektområdene (helse, miljø og materialer). Merk også at det kan være behov for å beregne verdsettingsfaktorer for summen av to eller flere forurensningsfaktorer, for eksempel for forsurening kan det være aktuelt å vurdere samlet avsetning av NO_x, SO₂ og NH₃.

Vi anbefaler gjennomføring av et videre arbeid med en tidsramme på ca. 4 år, og en kostnadsramme på ca. 20-25 millioner kroner. Denne kostnadsrammen gjenspeiler det arbeidet som etter vår vurdering er nødvendig for en faglig forsvarlig oppdatering av kunnskapsgrunnlaget for å beregne og verdsette effekter av luftforurensning for helse, miljø og materialer; samt effekter av støy på helse. En eventuell nedskalering av kostnadsrammen kan vurderes, men det vil etter vår vurdering gå på bekostning av den faglige kvaliteten. Vi foreslår at størstedelen av beløpet øremerkes til helse, da de største samfunnskostnadene er knyttet til helseeffekter av luftforurensning. Det anbefalte arbeidet for helse er i størrelsesorden 13-14 årsverk, avhengig av om verdsetting av støy inkluderes. For miljø er arbeid som tilsvarer 3,5-4,5 årsverk foreslått og for materialer arbeid tilsvarende 1,5-2,5 årsverk. Totalt estimert arbeidstid er altså i størrelsesorden 18-21 årsverk for å i) gjennomføre en oppdatering av kunnskapsgrunnlaget for verdsetting av effekter av luftforurensning og støy og ii) utføre nye verdsettinger inkludert utvikling av nye verdsettingsfaktorer. Det anbefales at årsverkene fordeles relativt jevnt utover prosjektperioden på 4 år, med noe større arbeidsbelastning det siste året på grunn av sammenlikninger på tvers av effektområdene.

Det skisserte arbeidet innebærer primært utredninger, altså kartlegging av nåværende kunnskap og anvendelse av denne, men også noe innhenting av ny kunnskap. For helse inkluderer forslaget gjennomgang og anbefaling av metodikk for verdsetting, innhenting av ERFer for bruk for norske forhold, vurdering av bruk av helsedata fra det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet, harmonisering av metodikken som benyttes for luftforurensningskomponenter og støy, samt beregning av nye verdsettingsfaktorer for de aktuelle forurensningskomponentene. For miljø og materialer inkluderes gjennomføring av verdsetting for de aktuelle forurensningskomponentene hovedsakelig basert på overføring av eksisterende verdsettingsdata, men det er foreslått ny, primær verdsettingsstudie knyttet til påvirkning på biologisk mangfold. Det er stort behov for slike nye verdsettingsstudier, men for å begrense omfanget av arbeidet, har vi bare inkludert en slik ny studie som del av dette arbeidet. For de øvrige effekter på miljø mener vi at verdioverføring og forenklet skadefunksjonsmodell vil gi estimer som er «gode nok» og bedre enn dagens som er basert på LEVE-studien. Gjennomføring av nye primære verdsettingsstudier ved hjelp av betinget verdsetting/valgekspesimenter bør imidlertid være del av et større forsknings- og utredningsarbeid for å fremskaffe nye verdsettingsestimater for miljøpåvirkninger.

Både for helse, miljø og materialer er det behov for mer forskning. Rammer for et mer omfattende videre arbeid som inkluderer forskning er skissert i størst detalj for helse (Vedlegg 2). Innhenting av ny kunnskap vil heve kvaliteten på grunnlagsdata for verdsetting betydelig og føre til bedre og mer nøyaktig verdsetting. For finansiering av forskningsprosjektene i dette alternativet, og gjennomføring av studier for forbedret verdsetting innen miljø og materialer, anbefales oppretting av et eget tverrfaglig forskningsprogram i Forskningsrådet.

1. Introduksjon

1.1. Kort bakgrunn

Luftforurensning er skadelig for helse, miljø og materialer. For at samfunnet skal treffe riktigst mulig beslutninger om tiltak som gir reduserte eller økte utslipp til luft er det viktig å ha gode og riktige verdsettingsestimater som kan benyttes blant annet i samfunnsøkonomiske analyser.

Grunnlaget for de verdsettingsestimatene for luftforurensning som benyttes i dag, stammer i stor grad fra LEVE-prosjektet (Luftforurensninger – Effekter og verdier) som ble gjennomført i siste halvdel av 1990-tallet av daværende Statens forurensningstilsyn (SFT). Dette var et stort prosjekt som benyttet den beste kunnskapen man hadde på den tiden for å komme fram til verdsettingsestimater for svevestøv (PM_{10}), nitrogenoksider (NO_x) og svoveldioksid (SO_2). I tillegg ble det benyttet tiltakskostnader fra SFTs tiltaksanalyser for klimagasser, NO_x , SO_2 , nmVOC (dvs. flyktige organiske forbindelser unntatt metan) og ammoniakk (NH_3), som beregnet marginalkostnadene knyttet til å oppnå internasjonale miljøpolitiske målsettinger. Disse estimatene for verdsettingsfaktorer (enhetspriser) av ulike luftforurensningskomponenter er oppsummert i rapporten «Marginale miljøkostnader ved luftforurensning: Skadekostnader og tiltakskostnader» (SFT 2005).

Studiene begynner å bli gamle, og det er ikke gjennomført noen grundig gjennomgang av kunnskapsgrunnlaget for verdsetting siden den gang. Det innebærer blant annet at de sammenhengene mellom utslipp og helse- og miljøvirkninger som er lagt til grunn for beregningene er utdaterte. Kunnskap om sammenhenger mellom luftforurensning og helse- og miljøvirkninger har økt betydelig siden slutten av 90-tallet. I hovedsak har det vist seg de siste årene at luftforurensningskomponentene verdsatt i SFT (2005) har flere og mer alvorlige effekter. Det er også rapportert en sammenheng mellom flere nye forurensningskomponenter og ulike effekter på helse og miljø, som f.eks. fint svevestøv ($PM_{2,5}$) og svart karbon (BC), som bør vurderes i forbindelse med verdsetting. Det er derfor grunn til å tro at estimatene fra SFT (2005), som brukes i dag, undervurderer kostnadene ved luftforurensning.

Det er altså ikke gjort et helhetlig arbeid i Norge for å oppdatere kunnskapsgrunnlaget for verdsetting av effekter av luftforurensning på nesten 20 år, og det er derfor et stort behov for å fremskaffe oppdatert kunnskap om skadekostnader av luftforurensning. I regi av Statens vegvesen ble det i 2014 gjennomført et forprosjekt for vurdering av videre arbeid med verdsetting av lokal og regional luftforurensning i Statens vegvesens Håndbok V712 (Magnussen m.fl. 2014). Der ble det påpekt at det var et stort behov for å oppdatere verdsettingsestimatene som er knyttet til utslipp til luft fra veitrafikk. Denne anbefalingen ble imidlertid ikke fulgt opp. Man valgte i stor grad å benytte de gamle verdiestimatene, kun justert for prisstigning.

Menon Economics og TØI er nå i ferd med å ferdigstille et større verdsettingsprosjekt for transportetatene (Vegdirektoratet, Jernbanedirektoratet, Kystverket og Avinor, samt Samferdselsdepartementet). I dette prosjektet er det ikke foretatt nye verdsettingsstudier av effektene av luftforurensning (eller andre miljøeksponeringer som støy), og heller ikke oppdatering av eksisterende verdsettingsestimater for utslipp til luft. I det pågående prosjektet verdsettes tidskostnaden ved ulike transportmidler, komfort og trengsel på kollektive transportmidler, og trygghet ved skred. Folkehelseinstituttet er i ferd med å ferdigstille sykdomsbyrdeberegninger for eksponering for ulike typer svevestøv i forbindelse med vurdering av mulig revisjon av grenseverdiene for fint svevestøv ($PM_{2,5}$) og PM_{10} i samarbeid med Miljødirektoratet og Vegdirektoratet. Dette arbeidet er basert på oppdaterte sammenhenger mellom luftforurensning og økt risiko for tidlig død. I tillegg gjøres et overslag for ulike typer sykkelighet basert på estimatene som det internasjonale

sykdomsbyrdeprosjektet presenterer for Norge. Disse sykdomsbyrdeberegningene benyttes hovedsakelig til å se på effekten av å gjennomføre tiltak i utvalgte kommuner og relateres ikke til kg utslipp fra ulike kilder.

Miljø og materialer

I dag bruker Miljødirektoratet i liten grad økonomisk verdsetting av effekter av luftforurensning på økosystemer og materialer, bl.a. fordi det er mangel på pålitelige estimater for disse effektene. Det finnes imidlertid kunnskap som trolig kan videreutvikles for å komme fram til verdiestimer for noen av disse effektene. Verdsetting av avlingsskader som følge av ozon, samt effekter på materialer er to områder der det trolig finnes modellverktøy og metodikk som kan gjøre det mulig å estimere kostnader. Redusert karbonopptak som følge av ozonskader på naturlig vegetasjon og effekter av forsuring (kalkingsbehov, redusert fiskebestand) kan også vurderes, mens effekter av nitrogen (overgjødning/endring i biodiversitet) kan være vanskeligere å verdsette økonomisk med dagens kunnskapsnivå.

Miljøeffekter i form av påvirkning på avlinger og skog forårsaket av gitte konsentrasjoner av en eller flere forurensningskomponenter er i dag heller ikke verdsatt i Miljødirektoratets utredninger på grunn av manglende kunnskap.

1.2. Formål og problemstillinger

Miljødirektoratet ønsket gjennom dette forprosjektet å kartlegge dagens status for hvilke komponenter som verdsettes i dag, samt å få en oversikt over faktagrunnlaget for verdsetting av de ulike komponentene for effekter på helse, miljø og materialer. Basert på kartleggingen skulle det utarbeides et forslag til videre arbeid med å oppdatere faktagrunnlaget og verdsettingsfaktorer. Miljødirektoratet ønsket at sammenstillingen av kunnskap og innspill til videre arbeid skulle gjøres så helhetlig som mulig ved å legge opp til stor grad av medvirkning fra berørte fagmiljøer, private konsultantselskaper, helsemyndigheter, veimyndigheter og andre viktige aktører. Fire hovedoppgaver ble definert i prosjektet:

- 1) kartlegge brukergrupper og deres bruksformål
- 2) kartlegge kunnskapsstatus
- 3) identifisere kunnskapshull
- 4) gi forslag til videre arbeid

Gjennomgang av status for verdsetting og faktagrunnlaget skulle gjøres for de komponentene som er av størst relevans for norske forhold, basert på norsk eller internasjonal forskning og utredninger. Basert på en innledende vurdering av kunnskapsgrunnlaget, eksponeringsnivå og omfanget av effekter på helse, miljø og materialer ble følgende komponenter inkludert i rapporten:

Ulike typer svevestøv og svevestøvkomponenter:

Fint svevestøv	PM _{2.5}
Grovt svevestøv	PM _{10-2.5}
Fint og grovt svevestøv	PM ₁₀
'Svart karbon'	BC
'Organisk karbon'	OC
Organiske stoffer	Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)/ Benzo(a)pyren (BaP)

Gasser:

Nitrogenoksider	NO ₂ /NO _x
Ozon	O ₃
Svoveldioksid	SO ₂
Ammoniakk	NH ₃
Volatile organiske stoffer	VOC

Støy:

Vei
Bane
Luftfart

Støy er ikke en luftforurensningskomponent, men ble inkludert fordi denne eksponeringen ofte stammer fra de samme kildene som luftforurensning og vurderes ved hjelp av lignende metodikk. I en nylig gjennomgang av verdsetting av helseeffekter av luftforurensning, støy og kjemikalier anbefalte EU at metodikken for verdsetting av effekter av luftforurensning og støy i større grad harmoniseres i fremtiden (EU 2018). Videre har datagrunnlaget for helseeffekter av støy nylig blitt gjennomgått av WHO (WHO 2018a). Støy vil kun inkluderes for effekter på helse, og ikke effekter på miljø og materialer.

Komponenter som ble vurdert i startfasen, og ikke inkludert i prosjektet, var ultrafine partikler (UFP), metaller og persistente organiske stoffer (POPs). Se begrunnelse i kapittel 6.1.3. I tillegg ble miljøeffekter av kvikksølv heller ikke inkludert, se begrunnelse i kapittel 7.

1.3. Kort om metode for innhenting av kunnskap i prosjektet

For å svare på problemstillingen i oppdraget har vi innhentet informasjon fra flere kilder og på flere måter. Vi startet med å identifisere aktuelle brukergrupper og representanter for disse brukergruppene. Viktige brukergrupper er forvaltningen (myndigheter), forskningsinstitusjoner, utrednings- og konsulentbransjen og interesseorganisasjoner. Innen disse gruppene har vi identifisert ulike aktuelle sektorer, som miljø, helse, transport, kulturminner og materialer.

Vi har gjennomført en spørreundersøkelse blant representanter for alle brukergruppene (myndigheter, forskning og gjennomførere/utredere) i alle sektorer. Det er også gjennomført en workshop med aktuelle myndigheter og forskningsmiljøer. I tillegg har litteratursøk og -gjennomgang vært en sentral oppgave, og vi har også gjennomført intervjuer og stilt spørsmål på e-post til aktuelle fagmiljøer.

Vurderingen av kunnskapsgrunnlaget er gjennomført med utgangspunkt i trinnene i skadefunksjonsmetoden, som er en anerkjent tilnærming for økonomisk verdsetting av miljø- og helseskader (se kapittel 2). Fordelen med å benytte denne tilnærmingen, var at det sikret en bred faglig gjennomgang og gjorde det lett å identifisere og synliggjøre hvilke trinn og temaer man ikke har tilstrekkelig kunnskap om.

2. Bakgrunn og metodisk tilnærming

Vi legger til grunn en bred og åpen gjennomgang av både kunnskapsgrunnlag og verdsettingsmetoder. Det er viktig fordi det er noe ulike faglige tradisjoner i ulike sektorer og fagdisipliner, som alle kan være relevante for videre arbeid med verdsetting av luftforurensning. Skadefunksjonsmetoden er en anerkjent tilnærming innen miljø- og samfunnsøkonomien for utledning av verdsettingsestimater. I denne rapporten vil vi derfor ta utgangspunkt i trinnene i skadefunksjonsmetoden for en systematisk vurdering av kunnskapsgrunnlaget for de utvalgte forurensningskomponentene for henholdsvis helseeffekter, miljø og materialer.

For å gi en innføring i den faglige bakgrunnen for vurderingen av kunnskapsgrunnlaget gir vi i dette kapittelet en kort oversikt over skadefunksjonsmetoden (kapittel 2.1), og deretter en mer utfyllende beskrivelse av fagområdene som de fire trinnene i skadefunksjonsmetoden baserer seg på (kapittel 2.2. til 2.5). For å sikre en helhetlig tilnærming vil vi også beskrive metoder som benyttes i verdsetting når det ikke er tilstrekkelig kunnskap til å benytte skadefunksjonsmetoden (kapittel 2.6). Til slutt beskrives metodikk knyttet til fastsetting av verdsettingsfaktorer (kapittel 2.7).

2.1. Skadefunksjonsmetoden

Skadefunksjonstilnærmingen (Damage Function Approach/Impact Pathway Approach) er en etablert fremgangsmåte for økonomisk verdsetting av miljø- og helseskader (Hanley og Barbier 2009, Freeman 2014), og har vært hyppig anvendt på luftforurensninger; se f.eks. EU-prosjektserien ExternE – External Costs of Energy¹; og nytte-kostnadsanalysen av CAFE – Clean air for Europe (Holland m.fl. 2005, Hurley m.fl. 2005). Skadefunksjonstilnærmingen benyttes nå også i vurdering av helseeffekter av kjemikalier (Navrud 2017, 2018; se flere rapporter på OECDs SACAME-prosjekt². Skadefunksjonstilnærmingen består av fire trinn, som vist i Figur 2.1 med helseeffekter av fint svevestøv (PM_{2.5}) som eksempel.

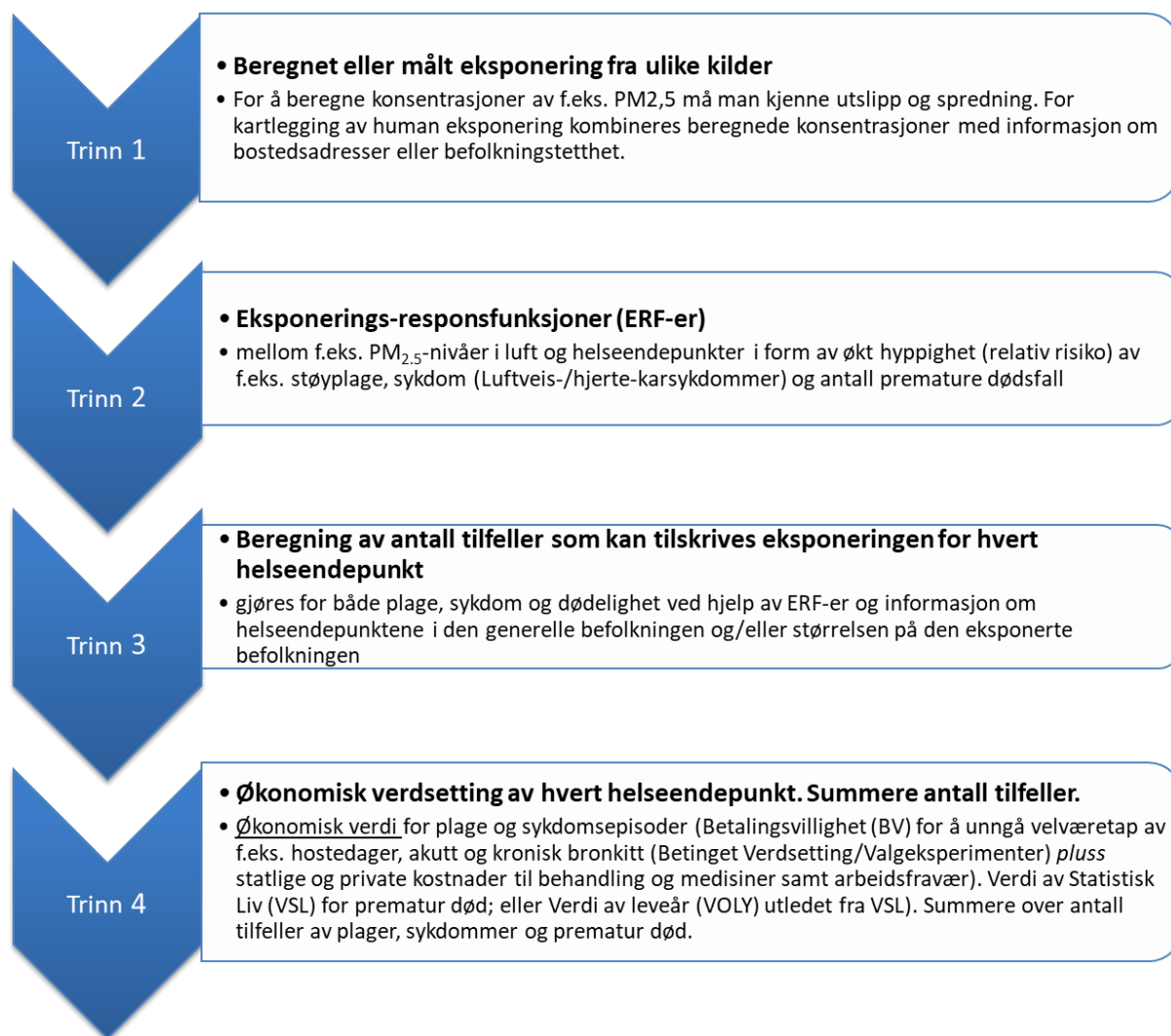
Hvis man vil finne kostnadene ved luftforurensning fra en bestemt kilde, som veitrafikk, måles eller beregnes utslipp fra denne kilden i Trinn 1. Deretter benyttes spredningsmodeller for å beregne eksponering for f.eks. fint svevestøv for ulike geografiske områder, for eksempel i form av konsentrasjoner av fint svevestøv. I Trinn 2 kartlegges sammenhengen mellom eksponeringen for svevestøv og ulike helseendepunkter, som f.eks. ulike grader av plage, sykdom eller for tidlig død. Dette beskrives ved hjelp av såkalte eksponerings-responsfunksjoner (ERFer) for hvert helseendepunkt. I trinn 3 beregnes antall tilfeller eller andel av helseendepunktene som kan tilskrives eksponeringen. Disse beregningene baseres på informasjonen om eksponering fra Trinn 1, ERFer fra Trinn 2, informasjon om forekomsten av de ulike helseendepunktene i den generelle befolkningen og størrelsen på den eksponerte/berørte befolkningen. I det siste trinnet gjennomføres en økonomisk verdsetting av hvert helseendepunkt for fint svevestøv. Deretter summeres det over alle helseendepunkter for å finne den totale samfunnsøkonomiske kostnaden knyttet til den aktuelle svevestøveksponeringen. Denne totale samfunnsøkonomiske kostnaden summert over alle helseendepunkter kan så deles på utslippet/eksponeringen, for å finne såkalte enhetspriser/verdsettingsfaktorer per kg av forurensningskomponenten.

Trinnene i skadefunksjonen kan følges på samme måte for alle forurensningskomponenter og deres effekter på helse, miljø og materialer samt for støy og effekter på helse. Skadefunksjonsmetoden benyttes til å anslå skadestandardene der kunnskapsgrunnlaget i alle trinn er tilstrekkelig for å beregne den samfunnsøkonomiske kostnaden knyttet til eksponering for forurensningskomponenten. Det er en relativt omfattende prosedyre for verdsetting, som tar utgangspunkt i faktiske forurensningsnivåer som måles eller beregnes. En fordel med å benytte denne tilnærmingen i vurderingen av kunnskapsgrunnlaget i dette prosjektet, er at det er lett å

¹ www.externe.info

² <http://www.oecd.org/environment/sacame.htm>

identifisere hvilke trinn og temaer man ikke har tilstrekkelig informasjon om, og dermed synliggjøre usikkerheten i forenklinger som eventuelt må gjøres for de trinn man ikke har tilstrekkelige data for.



Figur 2.1: Illustrasjon av trinnene i skadefunksjonstilnærmingen, eksemplifisert for helseeffekter av PM_{2.5}. Kilde: Menon Economics.

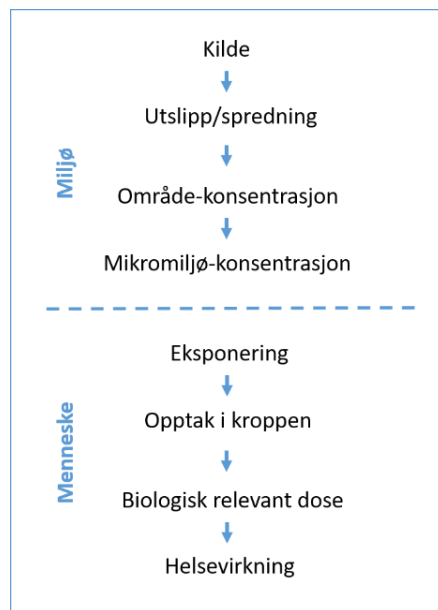
2.2. Trinn 1: Eksponeringsberegninger

En mest mulig nøyaktig og riktig beskrivelse av eksponeringen for ulike forurensningskomponenter er avgjørende for å gi en korrekt verdsetting. Det samme gjelder for eksponering for støy fra ulike kilder. Her henviser 'nøyaktig' til at eksponeringsestimatet har god oppløsning (altså om eksponeringen beregnes i et punkt eller i et rutenett, og hvor stor størrelsen på disse rutene er), mens 'riktig' henviser til at det er samsvar mellom eksponeringsestimatet og den faktiske eksponeringen for forurensningskomponenter eller støy.

Her beskrives metodikk for beregning av eksponering for human helse for ulike luftforurensningskomponenter og støy først (i henholdsvis kapittel 2.2.1 og 2.2.2). Deretter beskrives miljøeksponering (kapittel 2.2.3) og materialeeksponering (kapittel 2.2.4) for forurensningskomponentene.

2.2.1. Human eksponering for luftforurensningskomponenter³

For effekter på helse, refererer eksponering til den konsentrasjonen av forurensningskomponenter en person puster inn. Forholdet mellom utslipp, konsentrasjoner og eksponering er illustrert i figur 2.2. Forurensingen stammer fra en kilde (utslipp), den fordeles i luften rundt kilden og transporteres med luften (spredning). Denne transporten er avhengig av meteorologiske faktorer som vind, temperatur og luftfuktighet, i tillegg til topografi. Konsentrasjonen av en forurensningskomponent i et geografisk område er resultatet av utslipp fra mange kilder (område-konsentrasjoner), og innenfor områdene er det en rekke mikromiljø som igjen har ulike konsentrasjoner (mikromiljø-konsentrasjoner). Personlig eksponering beskrives best av mikromiljø-konsentrasjoner, og denne eksponeringen danner grunnlaget for opptaket av forurensningskomponenter i kroppen, som igjen kan føre til ulike helsevirkninger.



Figur 2.2: Illustrasjon av sammenhengen mellom utslipp, konsentrasjoner og eksponering. Figuren er basert på figur 3.1. i Nieuwenhuijsen og Brunekref (2008). Se tekst for forklaring. Kilde: FHI 2018a.

Konsentrasjonen av en forurensningskomponent, og dermed eksponeringen, varierer med både geografisk posisjon (rom) og tid, og i tillegg beveger mennesker seg rundt mellom ulike posisjoner i løpet av døgnet og utsettes da for ulike konsentrasjoner. Dette gjør det komplisert å estimere forurensningseksponeringen.⁴

Eksponeringen for en forurensningskomponent i en befolkning bestemmes oftest ved hjelp av målinger eller modeller. Innenfor hver av disse metodene finnes det er rekke alternativer (Nieuwenhuijsen og Brunekreef, 2008), og kun de viktigste nevnes her.

³ Kapittelet er i all hovedsak hentet fra FHI (2018), med små endringer for tilpasning av terminologi og tematikk

⁴ I denne rapporten omtaler vi ERFer, men vanlig terminologi i vitenskapelig litteratur for disse kurvene er konsentrasjons-responskurver, istedenfor eksponerings-responskurver, antagelig fordi svevestøvkonsentrasjonene bare er et estimat for faktisk eksponering. Konsentrasjons-responskurver refererer til kurver som basert på ulike typer statistiske analyser beskriver sammenhengen mellom individers eksponering (basert på eksponeringsestimater i form av konsentrasjoner) og ulike helsevirkninger.

1. Målinger kan gjøres på ulike nivåer.

- a) Personlige målinger: denne typen målinger gjennomføres med personlige måleapparater og gir informasjon om mikromiljø-eksponeringer. Det er den metoden som gir eksponeringsberegninger som er nærmest den 'sanne' eksponeringen. Metoden er imidlertid kostbar og tidkrevende og kan bare gjennomføres for relativt små befolkninger. Den brukes ofte til å validere data fra ulike modeller.
- b) Områdemålinger: denne typen målinger baseres ofte på målestasjoner som gjennomfører rutinemålinger (f.eks. Schwartz m. fl. 2008), men studie-initierte målestasjoner kan også settes opp. Man antar da at alle i samme geografiske område vil eksponeres for samme konsentrasjon av forurensningskomponenten. Dette er et grovere eksponeringsmål som påvirkes av flere usikkerhetsfaktorer. Blant annet vil avstand fra målestasjonen og opphold i andre områder enn det spesifiserte geografiske området (f.eks. ved opphold på jobb eller skole) bidra til avvik fra den målte konsentrasjonen.

2. Modeller beregner vanligvis konsentrasjoner av luftforurensningskomponenter for et rutenett med ruter i ulik størrelse (som er basert på spredningsmodeller; se kapittel 5 for en oversikt). Deretter kombineres beregnet konsentrasjon med informasjonen om befolkningens adresse for å bestemme eksponeringen til den enkelte.

- a) Fysiske modeller: denne typen modeller bruker kunnskap om fysiske og kjemiske prosesser for å beregne eksponeringen. Et eksempel er en modell som kombinerer utslippsdata og meteorologiske data med kunnskap om spredningsprosesser i luft. Slike modeller refereres også til som spredningsmodeller, og er mye brukt i epidemiologiske studier (f.eks. Næss m. fl. 2007).
- b) Statistiske modeller: denne typen modeller bruker informasjon om det statistiske forholdet mellom ulike størrelser. Eksempler på statistiske modeller som brukes for å beskrive eksponering for forurensningskomponenter er regresjons- eller Bayesianske modeller. Disse baserer seg ofte på målinger fra målestasjoner, arealdata (f.eks. trafikktegninger, type vei, industriell virksomhet, befolkningsdata, grøntområder) og satellittdata (f.eks. informasjon om lysspredning som varsler om forekomsten av ulike forurensningskomponenter i luften). Disse modellene beskriver det statistiske forholdet mellom disse dataene, og trenger ikke bruke kunnskap om fysiske og kjemiske prosesser. Geografiske informasjonssystemer (GIS) er en type kartleggingssystem som legger informasjon om ulike typer geografiske data i ulike lag oppå hverandre og kan dermed analysere data i et geografisk nettverk med statistiske metoder. Dette brukes svært ofte i statistisk modellering av eksponering for luftforurensning. En vanlig statistisk modell for å beregne eksponering er LUR (Land Use Regression) modeller (f.eks. Beelen m. fl. 2014), disse kombinerer arealdata og GIS med regresjonsanalyser, og inkluderer gjerne også andre typer data i modelleringen.

Når eksponeringen til hvert av individene i befolkningen er bestemt, presenteres ofte en eksponeringsfordeling. Fordelingen kan vises i et histogram som sier noe om hvor mange individer som er utsatt for de ulike konsentrasjonene av forurensningskomponenter. Eksponeringen for forurensningskomponenter presenteres gjerne som timesmiddel (gjennomsnitt for 1 time), døgnmiddel (gjennomsnitt for 24 timer) eller årsmiddel (gjennomsnitt for 1 år). Basert på befolkningens eksponeringsfordeling for en forurensningskomponent kan en befolkningsvektet middelværdi beregnes. Denne kan for eksempel benyttes til å kartlegge endringer i befolkningens eksponering over tid eller sammenligne eksponeringen i ulike befolkninger.

Kvaliteten på eksponeringsfordelingene avhenger som nevnt både av oppløsningen til eksponeringsestimatene og hvor godt estimatene beskriver virkeligheten. Personlige målinger er helt klart den beste metoden, mens områdemålinger og de ulike modellene i varierende grad gjør områdemidlinger og avviker fra 'virkelig'

eksponering. I tillegg er geografisk lokasjon til individene et viktig aspekt i eksponeringskarakteriseringen. Noen studier inkluderer bare adresse ved starten av en studie, mens andre har informasjon om flytting i løpet av studien eller også adressen til skolen eller arbeidsstedet. Kvaliteten på denne informasjonen påvirker også kvaliteten til eksponeringsfordelingene (Nieuwenhuijsen og Brunekreef, 2008). For å komme frem til eksponeringsberegninger for en befolkning benyttes enten antall individer folkeregistrert til et område, eller hvis dette ikke er tilgjengelig fordeles innbyggerne i en by basert på statistisk informasjon som for eksempel antall individer per boenhet. Dessuten beregnes eksponering for luftforurensning helst for uteluft, mens her i Norge oppholder de fleste seg mer inne enn utendørs, spesielt i vinterhalvåret.

2.2.2. Human støyeksponering

For effekter på helse, refererer eksponering til det desibelnivået (støyeksponeringen) personen utsettes for over tid. For beregning av støyeksponering legges lignende prinsipper til grunn som for forurensningskomponenter. Modellene tar utgangspunkt i kildestøyen og aktivitetsdata (f. eks. trafikk tall) for de ulike kildene, samt spredningsmodeller for støy for å beregne eksponeringen i punkter. I støymodeller er vanligvis en mer detaljert topografi inkludert, og beregningene gjøres på fasadepunkter istedenfor i rutenett. Ved å kombinere informasjon om eksponering i punkter med bostedsadresser for befolkningen kan en eksponeringsfordeling beregnes for ulike støykilder.

Støy beregnes ofte som et gjennomsnitt for en tidsperiode, for eksempel 24 timer. Et slikt tidsmidlet støynivå uttrykker da den gjennomsnittlige lydenergien man har vært utsatt for over 24 timer (Miljødirektoratet 2014). Tidsmidlet støynivå kan også vektet slik at støy på kvelden og natten teller mer. Årsaken til dette er at støy fra noen kilder, som f.eks. trafikk, varierer mye i løpet av et døgn, og vi er mer sårbare for støy på kvelden og natten. Forstyrrelse av søvn regnes blant de mer alvorlige virkninger av støy (FHI 2018b). Eksempler på en støyparameter som er vektet er L_{den} (den = day, evening, night) som er vektet med henholdsvis 5 dB og 10 dB for kveld (19.00-23.00) og natt (23.00-07.00). L_{night} er tidsmidlet støynivå for en nattperiode på 8 timer. Både L_{den} og L_{night} beregnes gjerne som årsmidlede verdier (Miljødirektoratet 2014). I Norge er det en rekke lover, forskrifter og retningslinjer som regulerer støy fra ulike kilder, og noen av disse retningslinjene bruker vektet støynivå som L_{den} som eksponeringsmål. Befolkningsstudier bruker vanligvis også L_{den} som eksponeringsmål, samt L_{night} i de tilfeller hvor man undersøker søvnforstyrrelser spesielt.

2.2.3. Miljøeksponering

Når det gjelder miljøeksponering for forurensningskomponenter er effekter i ulike typer økosystemer aktuelle, inkludert ferskvann og forskjellige typer naturlig vegetasjon, samt effekter på avlinger. Ved kartlegging av effekter på miljø benyttes vanligvis ikke eksponeringsfordelinger. Ved effekter av direkte eksponering (f.eks. effekt av svoveldioksid på trær eller ozon på landbruksvekster) benyttes målinger av luftkonsentrasjoner for å si noe om eksponeringsnivået. Mange effekter er imidlertid indirekte, og organismene reagerer ikke på konsentrasjoner i lufta, men på konsentrasjoner i jordvann og overflatevann. Regnvann som faller på blader og nåler er også relevant. For slike indirekte effekter kan avsetningen (tørr og våt) benyttes for å si noe om forurensningsnivået generelt. Konsentrasjoner i jordvann eller overflatevann er et resultat av avsetningen, men også av lokale forhold som geologi og avrenning, den reelle eksponeringen er knyttet til disse konsentrasjonene. Det er ikke bare komponenter som kan relateres direkte til luftforurensningen som måles (f.eks. nitrat fra nitrogenoksider), men også komponenter som påvirkes av luftforurensningen gjennom prosesser i jordsmonnet. Et eksempel på dette er løst aluminium, som er et resultat av avsetning av svovel- og salpetersyre som følge av svoveldioksid og nitrogenoksider i lufta. Målinger av slike komponenter i økosystemet benyttes til å bestemme tilstanden til økosystemet (NIVA 2008; Trafikverket 2017).

En annen tilnærming er å benytte tålegrenser. Her tar man høyde for de ulike prosessene som foregår i nedbørfeltet og beregner hvilken grad av eksponering, i form av avsetning, ulike økosystemer tåler. Ved hjelp av tålegrensen og avsetningen kan man videre beregne om, og med hvor mye, tålegrensen er overskredet. Avsetningen er beregnet fra målinger og/eller ved hjelp av modeller. Tålegrensen sier hvor mye systemet tåler når en ny likevekt er etablert, altså det forurensningstrykket systemene kan leve med over tid. Tålegrensen vil variere mellom økosystemer og på bakgrunn av bl.a. klima og geologi. For ferskvann er prosessene som foregår når vannet renner gjennom jorda avgjørende for tålegrensen, og samme nivå av avsetning kan gi ulik effekt ved f.eks. ulik geologi. Det er derfor nødvendig å bruke ulike modeller for å bestemme tålegrensen. Det beregnes også ulike tålegrenser for ulike effekter, f.eks. for henholdsvis forsurening eller overgjødning. Overskridelser av tålegrensene i Norge ble nylig oppdatert med siste 5-års periode (NIVA 2018). Dette arbeidet kan ansees som en geografisk kartlegging av hvor det antas å være miljøeffekter som følge av eksponering for luftforurensning, eller hvor forurensningen er for høy og derfor må reduseres. Denne kartleggingen baserer seg imidlertid ikke på en eksponeringsfordeling for luftforurensning på samme måte som studier av effekter på helse.

2.2.4. Materialeksponering

Når det gjelder effekter av luftforurensning på materialer er det vanligvis effekter på ulike typer materialer (f.eks. betong) eller spesifikke typer kulturminner som undersøkes. Eksponeringen bestemmes ved måling av de aktuelle forurensningskomponentene i området materialene eller bygningene befinner seg i (Grøntoft 2019), eller basert på modellberegninger (se kapittel om Human eksponering).

Det ville i teorien være mulig å komme frem til en regional eller nasjonal eksponeringsfordeling for luftforurensningskomponenter for ulike materialer eller kulturminner ved å kombinere data fra fysiske eller statistiske modeller for luftforurensning og informasjon om romlig fordeling av materialer og kulturminner. Det finnes i dag ikke nasjonale eller regionale databaser for forekomsten av ulike typer materialer i bygninger eller andre konstruksjoner for Norge, og heller ikke for Sverige (Trafikverket 2017). For noen typer kulturminner foreligger geografiske oversikter⁵, og det er Riksantikvaren, Vegvesenet og de enkelte kommunene eller fylkeskommunene som kartlegger kulturminner i Norge. Det ser ikke ut til å være vanlig praksis å benytte slike eksponeringsfordelinger i studier av effekter av luftforurensning på materialer og kulturminner.

2.3. Trinn 2: Eksponerings-responsfunksjoner

Sammenhengen mellom luftforurensningsnivåer og ulike effekter på helse, miljø eller materialer beskrives vanligvis ved hjelp av ERFer eller konsentrasjons-responsfunksjoner.

2.3.1. Effekter på helse⁶

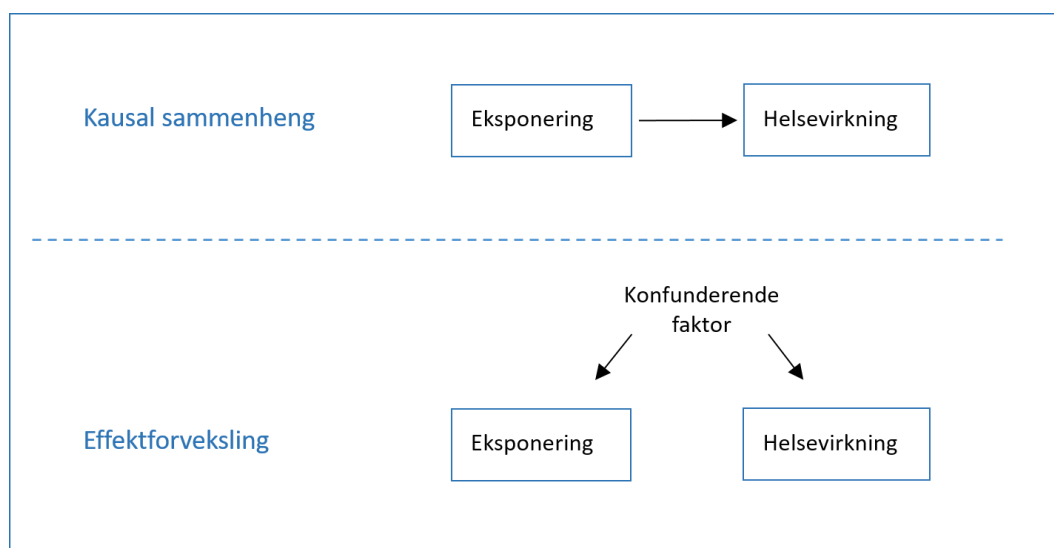
For helseeffekter av luftforurensning er det mest vanlig å benytte begrepet konsentrasjons-responsfunksjoner, fordi kurvene er basert på resultater fra befolkningsstudier som benytter konsentrasjoner målt eller beregnet for hjemmeadressen til deltagerne som et mål på eksponeringen. I denne rapporten bruker vi imidlertid begrepet eksponerings-responsfunksjoner (ERF) også for helse for å ha en mer konsistent terminologi på tvers av effektområdene helse, miljø og materialer. ERF er også foretrukket terminologi for sammenheng mellom trafikkstøy og helseeffekter. ERFene beskriver sammenhengen mellom en miljøeksponering og en spesifikk helsevirkning ved bruk av f.eks. relativ risiko (RR) eller prosentvis økning i dødsfall. RR beskriver hvor mye større

⁵ Se f.eks. <https://kulturminnesok.no/> og <https://kartkatalog.geonorge.no/>

⁶ Dette delkapittelet er i all hovedsak hentet fra FHI 2018, med små endringer for tilpasning av terminologi og tematikk

sannsynlighet det er for sykdom eller død i én gruppe i forhold til en annen (WHO 2016). Dersom forekomsten av sykdom er 20 prosent i en gruppe som har vært utsatt for en eksponering, mens den er 10 prosent i en tilsvarende gruppe som ikke har vært utsatt for eksponeringen, vil relativ risiko være $0,20/0,10$ altså 2,0. Det er viktig å merke seg at en økning i risikoestimat gjelder for en befolkning og ikke på individnivå (WHO 2016).

I kvantitative helserisikovurderinger eller beregninger av effekt-estimer for verdsetting, bør ERFer reflektere en kausal sammenheng mellom eksponeringen og helsevirkningen den beskriver. Det bør altså være en underliggende årsaks-virkningssammenheng mellom eksponering og effekt. Kohortstudier, dvs. befolkningsstudier som følger en befolkning over lengre tid, har tidsrammer som gjør det mulig å studere årsaks-sammenhenger. Her er informasjonen om eksponering samlet inn mens personene er friske og vurderingen av helsevirkningen gjøres på et senere tidspunkt uavhengig av eksponeringen (Benestad og Laake, 2004). Hvis det er gjort en form for systematisk feil er det likevel en fare for at sammenhengen som observeres ikke representerer en årsakssammenheng mellom eksponering og helsevirkning. Et eksempel på dette kan være hvis en konfunderende (forstyrrende) faktor som f.eks. utdanning eller lønnsnivå påvirker både eksponeringen og helsevirkningen, slik at den observerte assosiasjonen egentlig skyldes den konfunderende faktoren (utdanning eller lønnsnivå) snarere enn eksponeringen i seg selv (figur 2.3). Dette kalles effektforveksling, konfundering eller spuriøs sammenheng. Et annet eksempel på konfunderende effekter er andre forurensningskomponenter, for NO_2 er fint svevestøv ($\text{PM}_{2,5}$) eller ultrafine partikler (UFP) samt trafikkstøy mulige konfunderende faktorer, mens for $\text{PM}_{2,5}$ er det særlig NO_2 , ozon og trafikkstøy som er aktuelle.



Figur 2.3: Illustrasjon av effektforveksling. Hvis en konfunderende faktor påvirker både eksponeringen og helsevirkningen kan dette føre til konfundering eller effektforveksling. Figuren er tilpasset fra (Institute of Medicine, 2008). Kilde: FHI 2018a.

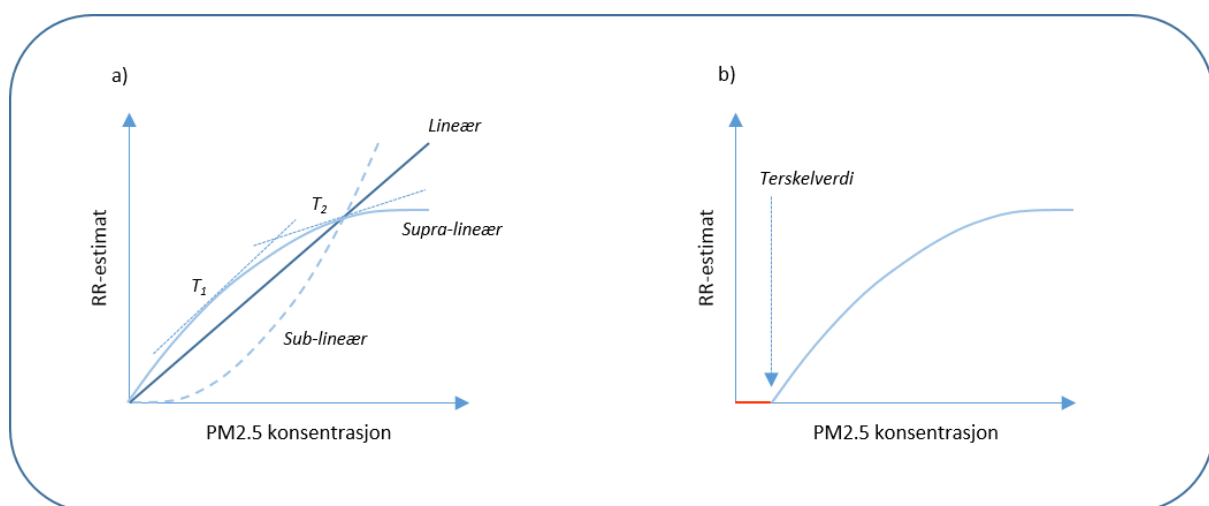
Det er mulig å korrigere for konfunderende faktorer i den statistiske analysen. En slik korrigering omtales vanligvis som en justert analyse, eller justerte RR. Andre former for systematiske feil, som seleksjonsskjevhet og informasjonsskjevhet, er det vanskeligere å korrigere for i de statistiske analysene (Benestad og Laake, 2004). På grunn av risikoen for å gjøre systematiske feil i befolkningsstudier er det nødvendig at informasjon fra eksperimentelle og kliniske studier også vurderes for å kunne konkludere om sammenhengen mellom eksponering og helsevirkning er kausal.

ERFer basert på én befolkning kan ikke nødvendigvis benyttes til å forutsi eller estimere risiko i en annen befolkning. Årsaken til dette er at befolkningene ofte har store forskjeller blant annet i eksponeringsnivå,

helseprofiler og helsesystemer, og at alle disse faktorene kan påvirke ERFen (Anenberg m.fl. 2016; WHO 2016). Noen av disse forskjellene kan det korrigeres for i de statistiske analysene ved hjelp av konfunderende (forstyrrende) faktorer, i form av informasjon om f. eks. røyking og sosioøkonomiske faktorer for hver deltager og/eller på områdenivå. Andre faktorer er det vanskeligere å korrigere for, slik som f. eks. at egenskapene til svevestøv varierer fra sted til sted.

Formen til ERFen er avgjørende for at helserisikovurderingene eller effektestimatene for verdsetting skal bli korrekte. For effekter av ulike luftforurensningskomponenter på helse er sammenhengen mellom fint svevestøv ($PM_{2,5}$) og ulike mål på for tidlig død den mest studerte sammenhengen (Fann m. fl., 2016). Formen på ERFene for $PM_{2,5}$ er omdiskutert, og både lineære og ikke-lineære sammenhenger mellom $PM_{2,5}$ -eksponering og RR for ulike typer dødelighet har blitt beskrevet i litteraturen (Héroux m. fl., 2015; Nasari m. fl., 2016; Pope m. fl., 2015). I tråd med dette benyttes både lineære, supra-lineære (log-lineære) og sub-lineære funksjoner for å beskrive ERFer (figur 2.4a).

En terskelverdi gjenspeiler at det finnes en nedre grense for konsentrasjonen av en forurensningskomponent som fører til økt risiko for dødelighet; altså at det finnes en 'trygg' konsentrasjon av komponenten (figur 2.4b). I noen matematiske modeller kan det også inkluderes en teoretisk nedre grense i modellen, dvs. en teoretisk terskelverdi. Dette reflekterer ikke nødvendigvis at det finnes en 'trygg' konsentrasjon av $PM_{2,5}$, men snarere at det er en nedre grense hvor forskerne mener at det finnes sikre nok data som kan beskrive sammenhengen mellom eksponering og relativ risiko.



Figur 2.4: Eksempler på ERFer med og uten terskelverdi. a) Illustrasjon av ulike kurveformer. Lineære og supra-lineære (log-lineære) funksjoner er mest brukt for å beskrive sammenhengen mellom langtidseksponering for $PM_{2,5}$ og risiko for dødelighet i form av et RR-estimat. Noen ganger brukes også sub-lineære kurver (stiplet linje). b) ERF med terskel. En terskelverdi gjenspeiler at det finnes en nedre grense for hvilke $PM_{2,5}$ -konsentrasjoner som fører til økt risiko for ulike sykdommer og for tidlig død. Matematisk tilsvarer dette at RR-estimatet er 1 under en bestemt $PM_{2,5}$ -verdi (indikert i figuren som en rød horisontal linje). Kilde: FHI 2018a.

ERFer for luftforurensningskomponenter og helse baseres vanligvis på en av de følgende fire metodene:

- **Kohortstudier** som følger en befolkning over lengre tid
- **Meta-analyser** som inkluderer data fra ulike studier der en samlet statistisk analyse er gjort ved å inkludere risikoestimer og tilhørende konfidensintervaller fra de enkelte kohortene

- **Ekspertvurderinger** som involverer en gruppe eksperter med tverrfaglig bakgrunn som identifiseres etter forhåndsbestemte kriterier
- **Konstruerte kurver** som er basert på informasjon fra ulike typer studier. Det gjøres da først en kunnskapsgjennomgang for å bestemme representativt kurveforløp og risikoestimat. Deretter konstrueres en kurve med ønsket forløp (lineær eller ikke-lineær, med eller uten terskel) basert på det valgte risikoestimatet.

ERFer for trafikkstøy og helse baseres hovedsakelig på de to førstnevnte, kohortstudier og metaanalyser.

2.3.2. Effekter på miljø og materialer

Det er i utgangspunktet de samme prinsippene som ligger til grunn for etablering av ERFer for effekter på miljø og materialer, som for helse. I praksis viser det seg imidlertid at vurderinger innen miljø og materialer ofte hopper over ett eller flere trinn i skadefunksjonsmetoden, eller slår sammen flere trinn.

I noen tilfeller kartlegges effekter av direkte eksponering, men som beskrevet under kapittel 2.2.3 om miljøeksponeringer er mange effekter av luftforurensing på miljøet indirekte. Derfor kartlegges gjerne sammenhengen mellom indirekte eksponeringsmål som f.eks. forsurening av vann og effekter på et økosystem. Studier av sammenhengen mellom endret vannkjemieffekt og effekten på økosystemers tilstand, inkludert artssammensetning og overlevelse av enkeltarter, har dannet grunnlag for grenseverdier for akseptabel vannkjemieffekt og biologiske indekser. Det er imidlertid mindre vanlig å sette opp ERFer. Istedenfor sammenlignes status for vannkjemien med grenseverdiene for både vannkjemieffekt og biologiske indekser for å kartlegge områder med uakseptabel vannkjemieffekt. Ulike dynamiske modeller benyttes så for å undersøke hvor lang tid det tar før vannkjemien er akseptabel under gitte scenarier for utslipp (oversatt til deponisjon) eller hva deponisjonen må være for å nå akseptabel tilstand innen et visst år.

Det foreligger flere ERFer for korrosjon og slitasje på materialer på grunn av atmosfæriske eksponeringer (Grøntoft m.fl. 2019). I tillegg til konsentrasjonen av luftforurensningskomponenten inngår vanligvis temperatur, fuktighet, pH og tid i ERFer for korrosjon. Sammenhengen mellom eksponering for forurensningskomponenten og korrosjon over tid kan være lineær eller ikke-lineær, det gjelder også sammenhengen med temperatur, fuktighet og pH. I verdsetting av effekter av luftforurensningskomponenter på bygninger undersøkes vanligvis sammenhengen mellom forurensningssituasjoner dominert av en eller flere komponenter og kostnader til vedlikehold (Grøntoft m.fl. 2019). Vedlikeholdskostnadene varierer da mellom ulike materialer og forurensningssituasjoner. Når slike sammenhenger beskrives, slår man til en viss grad sammen steg 2 og 3 i skadefunksjonsmetoden.

2.4. Trinn 3: Beregning av effekter som kan tilskrives eksponeringen

Omfanget av en type skade på helse, miljø eller materialer som skyldes eksponering for forurensning kan beregnes med utgangspunkt i eksponeringsdata og ERFer. Her beskrives først den generelle tilnærmingen for beregning av skade (kapittel 2.5.1) og så et spesialtilfelle for helse, nemlig sykdomsbyrdeberegninger (kapittel 2.5.2).

2.4.1. Generell tilnærming

De fleste rapporter og publikasjoner som baserer seg på skadefunksjonsmetoden benytter en generell formel for skade (S) som kan uttrykkes som:

$$S = E_{\text{komponent}} * ERF * M_{\text{eksponerte}}$$

der $E_{\text{komponent}}$ tilsvarer **eksponeringen for en forurensningskomponent** som kan uttrykkes i form av konsentrasjonen av en luftforurensningskomponent, eller støynivået i et område. Ved beregning av skade på miljø og materialer kan også deposisjon av en luftforurensningskomponent brukes som mål på eksponeringen. Som beskrevet i forrige kapittel er **ERF eksponerings-responsfunksjonen** som beskriver sammenhengen mellom forurensningseksponeringen og skaden som skal verdsettes. Merk at ERFen er en funksjon av eksponeringen ($E_{\text{komponent}}$). Videre er $M_{\text{eksponerte}}$ **eksponert mengde**, og refererer til mengden av 'sensitivt materiale' som er eksponert (ECLAIRE Project 2015). Dette kan være antall mennesker, arealer av ulike typer materiale eller arealer av sårbare økosystemer. For helseeffekter erstattes eksponert mengde gjerne med størrelsen på populasjonen (f.eks. antall innbyggere i en by; p) og frekvensen av helseutfallet i populasjonen (f.eks. dødsraten per 100.000 innbyggere i en by; f) (Trafikverket 2019). Skaden som knyttes til eksponeringen kan være et helseutfall som f.eks. dødelighet eller sykkelighet, eller effekter på miljø (f.eks. trær, avlinger eller fiskebestand) eller materialer (f.eks. korrosjon).

Den alternative formelen for helse er da gitt som:

$$S_{\text{helse}} = E_{\text{komponent}} * ERF * P * f$$

Dette tilsvarer formelen som ble brukt under LEVE-prosjektet, bare med ulike symboler for å representere de ulike størrelsene (SFT 2005). I tillegg beskrev formelen fra LEVE-studien endringen i helseeffekter (ΔS_{helse}) som følge av en endring i eksponering ($\Delta E_{\text{komponent}}$). Dette gjenspeiler at skadefunksjonsmetoden ofte benyttes for å beskrive effekter av endret eksponering.

2.4.2. Sykdomsbyrdeberegninger – et spesialtilfelle for helse⁷

De siste 15-20 årene har det skjedd mye innenfor metodeutvikling når det gjelder å estimere betydningen av ulike eksponeringer for helsen i en befolkning. Sykdomsbyrde er en av metodene som anbefales av WHO for å kvantifisere de totale helsevirkningene av en eksponering i en befolkning (Prüss-Üstün m.fl. 2003). Denne metodikken benyttes blant annet av det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet («*The global burden of disease project*», GBD) som beregner sykdomsbyrden i alle land for en rekke risikofaktorer hvert år. Sykdomsbyrdemetodikken følger alle trinnene i skadefunksjonsmetoden, men formelen som benyttes for å beregne skade er annerledes enn den som er oppgitt i kapittel 2.4.1. For å beregne sykdomsbyrde som følge av

⁷ Dette delkapittelet er i all hovedsak hentet fra et notat om sykdomsbyrdeberegninger som utarbeides i forbindelse med det såkalte Grenseverdiprojektet. En lignende tekst vil publiseres som en del av Miljødirektoratets sluttrapport for Grenseverdiprojektet.

eksponering for luftforurensningskomponenter og støy benyttes ofte en såkalt eksponeringsbasert tilnærming («*Exposure-based approach*»). Mer om denne metodikken kan finnes i rapporter fra WHO (Prüss-Üstün m.fl. 2003; WHO 2011) og FHI (Aasvang, 2012).

For å kvantifisere sykdomsbyrden beregnes DALY (*Disability Adjusted Life Years*) som omtales som «helsetapsjusterte leveår» på norsk. DALY inkluderer både *ikke-dødelig helsetap* (YLD, *Years Lived with Disability*) og *tapte leveår* (YLL, *Years of Life Lost*).

$$\text{Helsetapsjusterte leveår (DALY)} = \text{ikke-dødelig helsetap (YLD)} + \text{tapte leveår (YLL)}$$

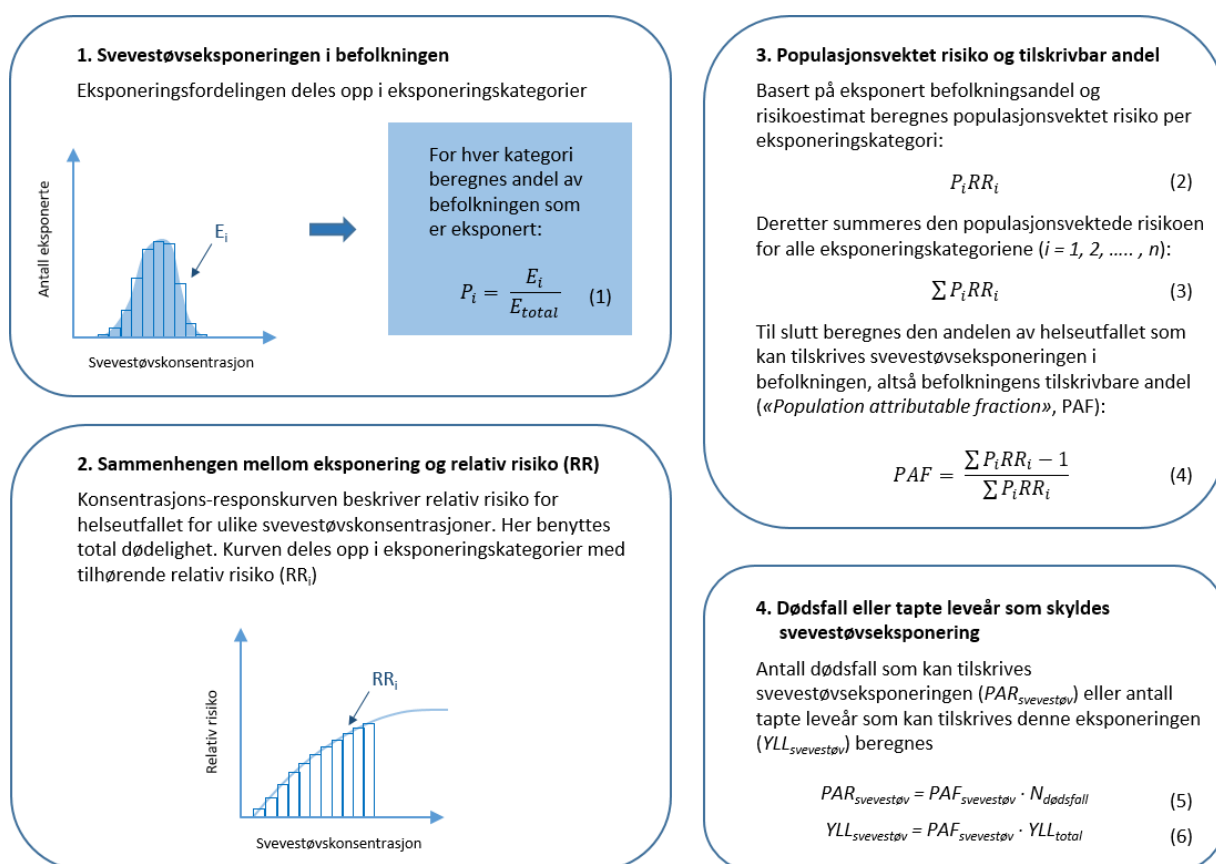
Tapte leveår er gjenstående leveår ved den alderen dødsfallet skjer, altså forventet levealder minus alder ved dødsfall. Mens man er i live måles sykkelighet som *ikke-dødelig helsetap* (YLD), som er produktet av sykdomsforekomst (prevalens) i befolkningen og sykdommens helsetapsvekt.

$$\text{Ikke dødelig helsetap (YLD)} = \text{sykdomsforekomst} * \text{helsetapsvekt}$$

Helsetapsvekten er et tall mellom 0 («helt frisk») og 1 («død») som uttrykker størrelsen på helsetapet som er forbundet med sykdommen eller skaden. Størrelsen på helsetapsvektene er ment å gjenspeile den generelle befolkningens formening om helsetapet knyttet til ulike helsetilstander. Helsetapsvektene er imidlertid mye debattert, og størrelsen på helsetapsvekten vil kunne ha mye å si for det beregnede helsetapet.

Sykdomsbyrde defineres altså i form av *ikke-dødelig helsetap* og *tapte leveår*, og ikke etter hvorvidt sykdommene påvirker for eksempel inntekt, helsetjenestebruk eller produktivitet (Folkehelseinstituttet, 2016).

I en sykdomsbyrdeberegning estimeres altså tapte leveår og ikke-dødelig helsetap separat og summeres til slutt i antall tapte helsetapsjusterte leveår (dvs. antall DALY). I henhold til en eksponeringsbasert tilnærming innebærer en slik beregning i hovedsak 4 steg. Disse er illustrert i figur 2.5 med eksponering for svevestøv som eksempel. I eksempelet er det kun inkludert beregning av antall dødsfall og tapte leveår (som følge av for tidlig død), men samme fremgangsmøte benyttes også for å beregne ikke-dødelig helsetap (som følge av sykdom). I det første steget deles befolkningen opp i ulike eksponeringskategorier ($E_i = E_1, E_2, E_3, \dots, E_n$) som tilsvarer et fast intervall av svevestøvkonsentrasjoner, f.eks. $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$. For hver av disse eksponeringskategoriene beregnes så andelen av befolkningen som er eksponert (P_i) ved å dele antallet personer i den kategorien på antallet personer i hele befolkningen (Figur 2.5, del 1). Tilsvarende, beregnes relativ risiko for hver eksponeringskategori basert på ERFen ($RR_i = RR_1, RR_2, RR_3, \dots, RR_n$) (Figur 2.5, del 2). Deretter beregnes populasjonens tilskrivbare andel, altså hvor stor andel av et helseutfall i en populasjon som skyldes en gitt svevestøvseksponering (Figur 2.5, del 3, formel 4). Denne tilskrivbare andelen kan så benyttes til å estimere f.eks. antall dødsfall i befolkningen som skyldes svevestøvseksponeringen (Figur 2.5, del 4). De samme ERFene kan benyttes i både sykdomsbyrdeberegninger og den mer generelle tilnærmingen beskrevet i forrige delkapittel (2.4.1).



Figur 2.5: Illustrasjon av de ulike stegene som inngår i beregning av tapte leveår. De to første stegene tilsvarer trinn 1 og trinn 2 i skadefunksjonsmetoden (eksponeringsberegning og ERFer), mens de to siste stegene til høyre beskriver metoden for beregning av skade (dvs. trinn 3). Se tekst for mer detaljert beskrivelse av alle fire stegene. Kilde: FHI

Sykdomsbyrdeberegninger kan også gjøres for kontinuerlige eksponeringsfordelinger og ERFer. Da byttes summetegnet (Σ) i ligningene i steg 3 i Figur 2.5 ut med et integraltegn ($\int$) (Prüss-Üstin m.fl. 2003). Alternativt, hvis beregningene gjøres for en befolkningsvektet eksponering, altså én gjennomsnittsverdi for befolkningen, så beregnes relativ risiko for denne gjennomsnittskonsentrasjonen basert på eksponering-responskurven (RR_{middel}). Deretter beregnes populasjonens tilskrivbare andel som $PAF_{middel} = (RR_{middel} - 1)/RR_{middel}$, og antall dødsfall i befolkningen som skyldes svevestøvseksponeringen (Figur 2.5, del 4) (Ostro 2004). Hvis ligningene fra Figur 2.5 i del 3 og 4 kombineres og benyttes i en forenklet sykdomsbyrdeberegning for befolkningsvektet eksponering, resulterer det i følgende formel for antall tapte leveår:

$$YLL_{middel} = PAF_{middel} \cdot YLL_{total} = ((RR_{middel} - 1)/RR_{middel}) \cdot YLL_{total}$$

Merk at denne formelen ikke samsvarer med den generelle formelen beskrevet i 2.4.1 selv om den skrives om til symbolene som benyttes der ($RR_{middel} = ERF \cdot E_{komponent}$ og $YLL = p \cdot f$). Mens risikoestimatet RR benyttes direkte i skadefunksjonsmetoden benyttes et tilskrivbart risikoestimat $(RR-1)/RR$ i sykdomsbyrdeberegninger.

2.5. Trinn 4: Verdssetting av effekter

2.5.1. Ulike velferds mål for tap av liv og leveår

Per i dag har vi i Norge gjennom rundskriv fra Finansdepartementet en «etablert» verdi av statistisk liv (VSL) for en voksen person på 30 millioner 2012-kroner (Finansdepartementet 2014). Denne verdien kan da anvendes i siste trinn i skadefunksjonsmetoden, forutsatt at man basert på kunnskap om trinnene foran, kan kvantifisere hvor mange premature dødsfall som skyldes denne komponenten. Mens vi har en etablert verdi for verdien av et statistisk liv, det vil si kostnader ved død (mortalitet), er det større mangel på verdssetting av ulike sykdomstilfeller (morbiditet), og disse vil naturlig nok variere med ulike sykdommer og deres alvorlighetsgrad.

Det finnes ulike metoder for å måle tapet av velvære som en sykdom eller en skade påfører et individ. QALY (*Quality Adjusted Life Year/ Kvalitetsjustert leveår*) og DALY (*Disability Adjusted Life Year /helsetapjustert leveår*) er de to vanligste målene for å anslå tapt velvære som følge av en sykdom eller skade. For QALY angis velværetapet på en skala fra 0 til 1, der 0 er «null velvære» dvs. død, og 1 er «fullt velvære». DALY bruker også en skala 0 til 1, men skalaen er motsatt av QALY. DALY = 0 betyr ett leveår med fullt velvære (dvs. null helsetap) mens DALY = 1 er et leveår med fullt helsetap/null velvære, dvs. død.

Det skilles ofte mellom verdien av et statistisk liv (VSL) og verdien av et leveår (VOLY) på den ene siden (som er økonomenes foretrukne velferds mål for tap av hhv. liv og leveår), og DALY og QALY på den andre siden. Det er viktig å være klar over forskjeller og likheter mellom disse ulike begrepene, særlig fordi Finansdepartementet i sine samfunnsøkonomiske analyser anbefaler VSL, mens Helsedirektoratet benytter DALY og QALY. Man må derfor være klar over hva som ligger implisitt ved bruk av de ulike tilnærmingene. Samtidig er det såpass komplisert å få på plass verdier for en rekke komponenter og påvirkninger, og man må derfor også være litt pragmatisk med tanke på hva som er mulig å gjennomføre, og hva man taper og vinner ved ulike tilnærminger. Innen helseøkonomi benyttes ofte velvære som utgangspunkt for å måle nyttetapet ved sykdom og skader. Et leveår med full helse anses som fullt velvære, mens sykdom og skader vil gi en reduksjon fra dette nivået av fullt velvære.

QALY måler individers preferanser for å unngå en sykdom eller skade ved å ta utgangspunkt i individers egne vurdering av velværetapet. QALY kan slik ses på som et mål for individenes betalingsvillighet for å unngå sykdommen, men i form av vektorer på en skala fra 0 (død) til 1 (full helse) istedenfor i kroner. Det gir en målemetode som er i samsvar med det grunnleggende samfunnsøkonomiske prinsippet om at individuelle preferanser skal telle. Estimering av helsetap ved QALY som målemetode står likevel ikke uten utfordringer og faglig kritikk. Den største utfordringen er trolig at det er ressurskrevende å fastsette det gjennomsnittlige tapet av QALY ved ulike sykdommer og skader. Dette fordi en slik kartlegging og tallfesting krever omfattende spørreundersøkelser blant et representativt utvalg individer med den aktuelle sykdommen. Det er også krevende å fastsette vektene i QALY slik at de gir en tilstrekkelig presis vurdering av individers preferanser (Robberstad 2005). Det er imidlertid også krevende å fastsette vektene i DALY, selv om dette vanligvis har vært gjort på en enklere måte ved å involvere et fåtall helsefaglige eksperter i stedet for å inkludere berørt befolkning i undersøkelsene. En slik tilnærming er imidlertid ikke i tråd med grunnleggende prinsipper i samfunnsøkonomisk metode. I det internasjonale sykdomsbyrdeprosjekt «Global Burden of Disease»; (GBD) er det imidlertid gjennomført et større arbeid for å oppdatere helsetapsvektene som ligger til grunn for beregning av DALY. Det er de senere årene gjennomført flere større befolkningsbaserte spørreundersøkelser i en rekke ulike land (FHI 2018c). Metodikk som benyttes muliggjør rangering av helsetilstander, slik at innbyrdes forskjeller i alvorlighet mellom ulike helsetilstander skal gjenspeile oppfatningen i den generelle befolkningen. Helsetapsvektene forankres så på en skala fra 0-1. For fastsetting av QALY benyttes oftest studier av betalingsvillighet for å unngå

spesifikke sykdommer i såkalte «Stated Preference» (oppgitte preferanse) studier. Utledning av vektene for QALY og DALY (utledet under GBD-programmet) er altså basert på ulike metoder, men de er begge basert på individuelle preferanser på samme måte som metoder for økonomisk verdsetting av helse.

I praksis har QALY og DALY tradisjonelt noe ulike bruksområder. QALY anvendes ofte i helseøkonomiske analyser av tiltak dvs. kostnadsvirkningssanalyser. DALY anvendes vanligvis som ledd i en tilstandsbeskrivelse av sykdomsbyrden i en befolkningsgruppe, som mål for tap av leveår og helse i en befolkningsgruppe. Et eksempel er GBD-prosjektet der en tallfester sykdomsbyrden og helsetapet knyttet til en rekke ulike sykdommer og eksponeringer. På tross av ulike innfallsvinkler og bruksområder mellom QALY og DALY vurderer Helsedirektoratet (2017)⁸ at det i prinsippet er det samme man ønsker å måle, og at man ut fra en pragmatisk tilnærming kan anse QALY og DALY som nokså like helsemål. Dette bekreftes i utkastet til oppdatert veileder i helseøkonomiske analyser (Helsedirektoratet 2019).

Vektene i QALY og DALY gir kun en beskrivelse av velværetapet ved sykdom og skader, og sier i seg selv ikke noe om den samfunnsøkonomiske verdien som er knyttet til dette tapet. For å kunne sammenligne kostnadene av tiltak med nytten i form av helsegevinster i kost-nytte-analyser er det imidlertid nødvendig å verdsette også endringen i helseutfall ved tiltaket i kroner.

Verdien av ett leveår med full helse, dvs. QALY=1 (eller DALY = 0) kan beregnes med utgangspunkt i verdien av et statistisk liv (VSL). Verdien av statistisk liv skal i henhold til Finansdepartementet (2014) settes til 30 millioner 2012-kroner⁹. Dette tallet er basert på anbefalinger i NOU (2012). En utregning av verdien av ett leveår eller QALY=1 basert på VSL betinger imidlertid flere forenkende forutsetninger og har både empiriske og teoretiske svakheter. På grunn av få verdsettingsstudier av et leveår, og de strenge forutsetninger en må gjøre for å regne ut verdien av ett leveår fra VSL (ved å anta at VSL er nåverdien av gjenværende leveår, med en antatt diskonteringsrente og med konstant verdi per leveår uavhengig av alder) anbefaler verken Finansdepartementet (2014) eller NOU (2012) en økonomisk verdi for et leveår. Det trekkes imidlertid frem at dersom en til tross for utfordringene likevel ønsker å bruke en økonomisk verdi for et leveår (dvs. QALY = 1), og ønsker at verdiene skal være konsistente med anslaget en benytter for VSL, kommer en i praksis ikke utenom en form for kalibrering der verdien av en QALY utledes på grunnlag av VSL.

Helsedirektoratet¹⁰ trekker frem den metodiske og empiriske usikkerheten knyttet til QALY-metodikken, men argumenterer for at en trolig ikke kommer utenom en pragmatisk tilnærming og rimelighetsvurderinger når en skal fastsette sektorovergripende verdier. Deres vurdering er at verdsetting av QALY ikke bør vente til all faglig og etisk usikkerhet er ryddet bort. Det argumenteres for at det har en verdi i seg selv å verdsette slike størrelser likt på tvers av sektorer.

Helsedirektoratet (2014, 2019) viser beregningsforutsetningene for et anslag for verdien av et leveår, utledet fra en VSL = 30 millioner 2012-kr anbefalt i det som de sidestiller med en QALY eller en DALY til 1,120 mill. 2012-kr

⁹ Finansdepartementet (2014) sier videre at man kan gjennomføre følsomhetsanalyser med VSL lik 60 millioner kroner for tiltak som i særlig grad gjelder barn. VSL anslaget for voksne (>18 år) er basert på såkalte Stated Preference (SP)studier (dvs. Betinget Verdsetting og Valgekspesimenter) i Norge (TØI 2010) hvor et representativt utvalg av den voksne norske befolkningen i spørreundersøkelser oppga sin betalingsvillighet for økningen i velvære for et tiltak som gir dødsrisikoreduksjon for dem selv. VSL anslaget for barn (> 18 år) er basert på tilsvarende SP-studier i Europa og USA som viser at voksne i gjennomsnitt er villig til å betale dobbelt så mye for å få en dødsrisikoreduksjon for eget barn som for seg selv (OECD 2010). VSL realprjusteres i henhold til utviklingen i brutto nasjonalprodukt (BNP) per innbygger. se DFØ

¹⁰<https://helsedirektoratet.no/Documents/H%C3%B8ringer/Helseeffekter%20i%20samfunns%C3%B8konomiske%20analyser%20-%20Veileder%20-%20H%C3%B8ringsutgave.pdf>

(uten produksjonstap) og 1,292 mill. 2012-kr (med produksjonstap), eller henholdsvis 1,304 og 1,504 millioner 2018- kroner.

Helsedirektoratet (2014) sier videre:

«En litt mer nøyaktig konsistensberegning mellom anbefalt verdi av et statistisk liv fra NOU 2012:16 på 30 mill. 2012-kr tilsier at et statistisk kvalitetsjustert leveår (QALY) til anvendelse i sektorovergripende samfunnsøkonomiske analyser kan anslås til 1,120 mill. 2012-kr uten produksjonsendringer og 1,292 mill. 2012-kr med produksjonsvirkninger. I disse beregningene er det brukt en kalkulasjonsrente på 4 prosent (som er iht. NOU 2012:16), en årlig realprisjustering på 1,3 prosent forventet økning i BNP per capita (som er i henhold til NOU 2012:16 og Perspektivmeldingen 2013), samt 37 tapte kvalitetsjusterte leveår per statistisk liv tapt i vegtrafikkulykker (jf. vurderingene i Helsedirektoratet 2007 og bakgrunns materialet for dette). Beregningene over er gjennomført både med og uten produksjonsendringer fordi det har vært ulik praksis og ulike ønsker om presisjon med hensyn til hvordan slike håndteres i analyser. Dessuten vil det kunne variere betydelig hvor mye produksjonstap og evt. medisinske kostnader utgjør for ulike skadegrader og diagnoser. Anslaget på 30 mill. 2012-kr fra NOU 2012:16 er gjort ut fra en antagelse om at produksjonsbortfall ved dødsfall er inkludert. Hvor mye produksjonstapet antas å utgjøre angis imidlertid ikke i NOU 2012:16. Et pragmatisk anslag på produksjonstapet kan imidlertid være i størrelsesorden 4 mill. 2012-kr. Dette er f.eks. i rimelig samsvar med TØI-rapport 1053/2010 (også omtalt i NOU 2012:16 side 150) der netto produksjonsbortfall samt medisinske, materielle og administrative kostnader per trafikkdødsfall er anslått til i størrelsesorden 4 mill. kr når den totale ulykkeskostnaden per dødsfall anslås til ca. 30 mill. kr. Anslagene i TØI-rapporten er riktignok i 2009-kr, men som anslag på størrelsesforhold gir det en pekepinn».

2.5.2. Verdsetting av effekter på miljø og materialer

Verdsetting av miljøeffekter må gjøres for hver enkelt effekt, for eksempel forsuring, overgjødning, påvirkninger på biodiversitet. I LEVE-prosjektet (SFT 2005) verdsatte man effekten av forsuring basert på verdien av redusert fritidsfiske i forsurede elver. Disse verdsettingsestimatene var fremkommet ved bruk av flere betinget verdsettingsstudier og reisekostnadsstudier, som er metoder for verdsetting av miljøgoder og andre goder uten markedspris. Slike metoder er kort beskrevet i avsnitt 2.5.3 nedenfor. I den svenske studien av kostnader ved luftforurensning fra veitrafikk, fra 2019 (Söderqvist m.fl. 2019) verdsatte man overgjødning i Østersjøen, basert på tidligere verdsettingsstudier av hva økt overgjødning betyr for befolkningen i form av redusert velferd på grunn av dårligere forhold for bading, fiske, estetiske verdier osv. Effekter på biodiversitet er i mindre grad verdsatt, men det finnes noen norske, og utenlandske studier for enkelte effekter på biodiversitet.

For materialer verdsettes vanligvis økte vedlikeholdskostnader som skyldes ulike luftforurensningskomponenter. Dette ble gjort både i LEVE-studien (SFT 2005), Grøntoft (2019) og Söderqvist m. fl. (2019). Behovet for økt vedlikehold varierer for ulike materialer. Man verdsetter da markedsprisen av kostnader til ekstra vedlikehold, i form av arbeidsinnsats, vaskemidler osv. Man har også verdsatt eventuell slitasje på kulturminner, som kan være høyere enn kostnadene til vedlikeholdet, fordi selve verdien av kulturminnet blir redusert som følge av forurensningen. Man må da benytte ulike metoder for verdsetting av kulturminner som et kollektivt gode, for eksempel betinget verdsetting (se kapittel 2.5.3 for omtale av ulike metoder for å verdsette goder uten markedspris).

I Söderqvist m.fl. (2019) verdsatte man også negative estetiske effekter av at bygninger og kulturmiljøer blir utsatt for støv og skitt, i tillegg til økte vedlikeholdskostnader. Slike effekter må også verdsettes ved bruk av metoder for verdsetting av goder uten markedspris, eventuelt ved overføring av verdieslimater fra tidligere undersøkelser (jf. avsnitt 2.5.3).

2.5.1. Metoder for verdsetting av effekter på miljø og materialer som ikke har markedspris

Det er utviklet flere metoder for verdsetting av effekter på helse, miljø og materiale, eller mer generelt for goder og tjenester (eller fravær/bortfall av slike) som ikke har markedspriser. Disse metodene bygger på velferdsøkonomiens prinsipper. Vi går ikke nærmere inn på det teoretiske grunnlaget her, men slike beskrivelser finnes for eksempel i standardreferanser som Champ m.fl., (2003) og Freeman m.fl. (2014). Disse metodene er i tråd med myndighetenes retningslinjer for samfunnsøkonomiske analyser (DFØ, 2018; Finansdepartementet, 2014). Det vil si at verdien av goder vurderes ut fra folks preferanser (konsumentsuverenitet), uttrykt som deres betalingsvillighet. Med andre ord betyr det, deres vilje til å oppgi andre goder som gir dem nytte (målt i inntekt) for å oppnå en forbedring eller unngå en negativ virkning). Ulike verdsettingsmetoder forsøker å anslå denne betalingsvilligheten på direkte og indirekte måter, som vi forklarer nedenfor.

Direkte og indirekte metoder

Verdsettingsmetodene deles inn på flere måter. De kan for eksempel deles i direkte og indirekte metoder. Ved bruk av direkte metoder kan man direkte utlede folks verdsetting av godet. Eksempler på slike metoder er betinget verdsetting (mer kjent som betalingsvillighetsundersøkelser) og metoder som direkte estimerer kostnader ved å erstatte godet eller tjenesten som går tapt. Ved bruk av indirekte metoder kan ikke verdien utledes direkte, men finnes ved å estimere verdien av goder som har sammenheng med det godet man er interessert i. Eksempler er valgekspesimenter og kostnader ved forebyggende tiltak.

Avslørte og oppgitte preferanser

En annen kategorisering deler metodene i dem som bygger på henholdsvis avslørte og oppgitte preferanser. Avslørte preferanser utleder verdier ut fra folks faktiske valg («Revealed Preference»-metoder). Oppgitte preferanser utleder verdier ut fra oppgitte valg («Stated Preference»-metoder), altså at folk selv oppgir sine preferanser (betalingsvillighet) direkte i betinget verdsettingsundersøkelser eller indirekte i valgekspesimenter. Dette er spesialdesignede, store spørreundersøkelser som i økende grad gjennomføres ved bruk av internettpaneller av representative respondenter.

Metodene har ulike styrker og svakheter

Ved valg av metode må man ofte vurdere ulike hensyn mot hverandre. Hovedinnvendingen mot metoder som bruker spørreundersøkelser (som betinget verdsetting og valgekspesimenter) er at de er hypotetiske og dermed at folk kan tendere til å oppgi for høy betalingsvillighet.

Det er også slik at folks preferanser er komplekse og sammensatte. Det er ikke nødvendigvis en entydig sammenheng, mellom antall arter eller eksemplarer eller utbredelsesområde og folks betalingsvillighet. Det betyr ikke nødvendigvis at folk er irrasjonelle eller at metoden er ubrukelig, men at folk bryr seg om mange ulike egenskaper ved et gode eller en tjeneste. Det kan også være arter de fleste opplever som positive selv om de sprer seg fordi de er pene å se på e.l. selv om de kan påvirke naturmangfoldet negativt, mens andre arter (som brunsnegler) oppfattes kun negativt. Det er mye arbeid internasjonalt for å forstå folks preferanser bedre. Lindhjem m.fl. (2014) gir en oversikt over diskusjonen av noen sentrale innvendinger – og foreslåtte teoretiske og metodiske løsninger – mot den betingede verdsettingsmetoden for et norsk publikum.

Metoder som baserer seg på folks atferd (dvs. avslørte preferanser, «revealed preferences») har tradisjonelt vært sett på som mer troverdige blant økonomer, fordi de baserer seg på faktisk atferd i markeder. Dette bildet er nok i ferd med å nyanseres noe, da det er blitt klart etter flere tiår med forskning at mange av disse metodene også har sine svakheter. For eksempel er de svært sensitive for ulike antagelser en gjør i økonometrisk modellering og beregning av verdiene (Champ m.fl., 2003). Samtidig har metodene som baserer seg på oppgitte preferanser, blitt videreutviklet og forbedret de senere år, noe som har bidratt til økt aksept blant økonomer og folk som anvender resultater i forvaltningen (Kling m.fl., 2012, Johnstone m.fl. 2019).

Verdioverføringsmetoder

Verdioverføringsmetodene er mye i bruk i praktiske samfunnsøkonomiske analyser som inkluderer for eksempel effekter på helse, miljø og materialer, fordi det ofte ikke blir satt av nok tid eller ressurser til å gjennomføre nye spesialtilpassede verdsettingsstudier for et bestemt prosjekt. Det er for eksempel metoder for verdioverføring som ble brukt både for å verdsette forsureffektene i LEVE-studien (SFT 2005) og for verdsetting av estetiske verdier av nedsmussing og verdsetting av overgjødning av Østersjøen som følge av veitrafikk, i Söderqvist m.fl. (2019).

Disse metodene benytter eksisterende verdsettingsstudier i en ny sammenheng der det er behov for anslag på velferdseffekter. Man kan enten overføre enkeltanslag fra nasjonale (eller internasjonale) studier som verdsetter lignende virkninger som dem en er interessert i, eller en kan overføre en verdsettingsfunksjon som så kan tilpasses med variabelverdier som er viktige for betalingsvilligheten, fra den lokale konteksten en skal bruke anslagene. Det siste kan for eksempel involvere bruk av et datasett fra en annen studie eller å samle og syntetisere mange verdsettingsanslag i en database som så kan analyseres (såkalt meta-analyse).

Det er stor interesse og en relativt stor litteratur som diskuterer verdioverføringsmetoder og presisjonen i ulike metoder (se for eksempel Navrud & Ready 2007; Lindhjem & Navrud 2008; Johnston m.fl., 2015). I tillegg til usikkerheten i de opprinnelige verdsettingsanslagene får en ved bruk av verdioverføringsmetoder usikkerheten i selve overføringen. Likevel vil presisjonen i mange tilfeller kunne være god nok, avhengig av beslutningskontekst, og verdioverføring brukes i dag av miljø- og transportmyndighetene i en rekke europeiske land (Brouwer & Navrud 2015).

2.6. Alternativer til skadefunksjonsmetoden

I avsnitt 2.1 ble det nevnt at man for effekter på miljø ofte ikke gjennomfører alle trinn i skadefunksjonsmetoden, men for eksempel kan slå sammen Trinn 2 og Trinn 3. Det er flere slike alternativer. I en del tilfeller benytter man imidlertid helt alternative tilnærminger til skadefunksjonsmetoden, oftest fordi man mangler informasjon om leddene i funksjonen for viktige forurensningskomponenter.

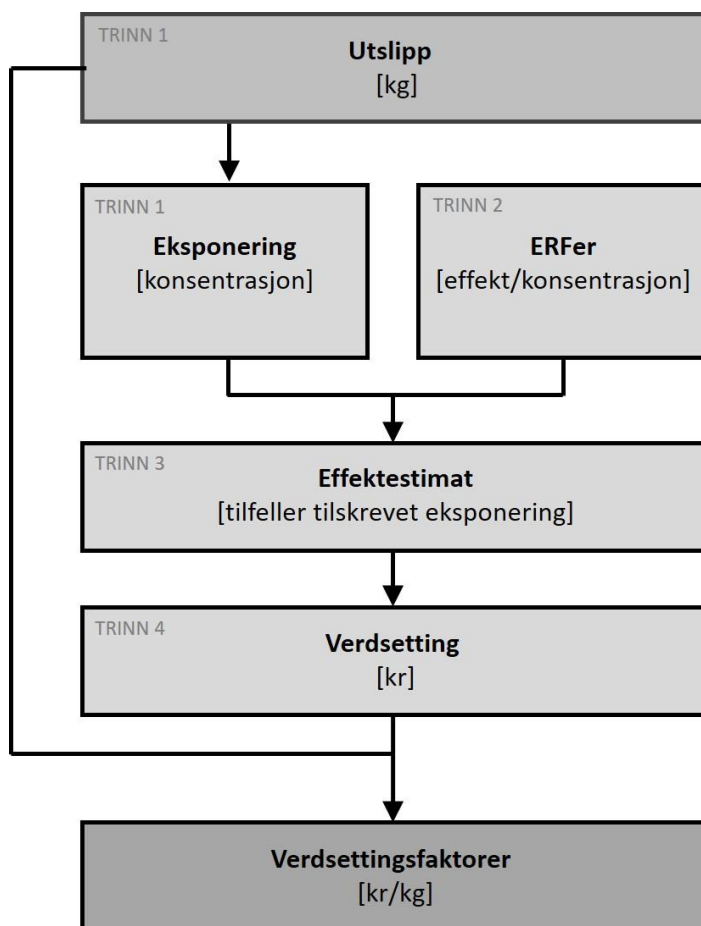
I SFT (2005), som vi kommer tilbake til i kapittel 3, brukte man en tilnærming der man beregnet tiltakskostnader for å nå internasjonale målsettinger som Norge har forpliktet seg til gjennom Gøteborgprotokollen, og brukte beregnede tiltakskostnader per kg utslippsreduksjon som en tilnærming for å komme fram til en verdsettingsfaktor for utslipp av de komponentene som omfattes av Gøteborgprotokollen (se figur 3.1 og 3.2 i kapittel 3). Dette er en tilnærming som er relativt utbredt. Den måler egentlig ikke nytteverdien av utslippsreduksjon, men kostnadene ved å nå en gitt utslippsreduksjon. I SFT (2005) ble det antatt at tiltakskostnadene beregnet på denne måten ga et mål på samfunnets (Norges) betalingsvillighet for å redusere utslippene av ulike forurensningskomponenter, gitt en rekke strenge forutsetninger som ble definert i prosjektet.

Man kan også tenke seg å bruke andre tilnærminger for å finne et uttrykk for samfunnets betalingsvillighet, for eksempel kostnadene som kan knyttes til eventuelle avbøtende tiltak eller fastsatte avgifter per kg av et forurensende stoff, som avgift på NO_x og CO_2 .

Ved disse tilnærmingene går man ikke veien om å fastslå utslipp, eksponering, eksponering-respons, verdsetting av helse- og/eller miljøendepunkter som er en del av skadefunksjonsmetoden. Man kan i beste fall anta at samfunnet har lagt slike forhold til grunn ved bestemmelse av målene for utslippsreduksjoner, budsjetter for avbøtende tiltak eller avgifter, slik at samfunnets verdsetting av reduserte utslipp til en viss grad kommer til uttrykk.

2.7. Verdsettingsfaktorer

Verdsettingsfaktorer beregnes ofte i form av kroner per kg utslipp eller km tilbakelagt strekning. Etter å ha gjennomført de fire trinnene i skadefunksjonsmetoden og kommet frem til et totalt kostnadstall for utslipp i et land, en by e.l., regner man seg tilbake til kostnadstall per kg utslipp for de geografiske områdene man beregnet utslipp for i trinn 1 (se figur 2.6). Disse kan deretter ekstrapoleres til andre geografiske områder basert på vurderinger av utslipp, eksponering, ERFer og befolkningssammensetning. Hvis verdsettingen er basert på andre metoder enn skadefunksjonsmetoden benyttes en lignende fremgangsmåte for beregning av verdsettingsfaktorer, altså at man regner seg tilbake til kostnad per kg utslipp basert på et totalt kostnadstall for utslippet. I noen tilfeller sammenlignes verdsettingsfaktorer fra ulike fremgangsmåter slik at de endelige foreslåtte verdsettingsfaktorene er basert på en samlet vurdering, gjerne basert på ulike metoder for innhenting av data. Dette ble gjort under LEVE-prosjektet (se kapittel 3). Hvis effekter på flere ulike endepunkt vurderes, slik som f.eks. helse, miljø og materialer, kan verdsettingsfaktorer estimeres separat eller samlet for alle endepunktene. For eksempel, anbefales det i Statens vegvesens håndbok for konsekvensutredninger V712 (Statens vegvesen 2018) verdsettingsfaktorer i kroner per kg utslipp av NO_x og partikler (PM₁₀) for hver av de største byene i Norge, for andre byer og tettsteder, basert på forskjeller i innbyggertall. Disse er basert på estimater fra LEVE-studien som reflekterer effekter på både helse, miljø og materialer.



Figur 2.6: Illustrasjon av fremgangsmåten for å bestemme verdsettingsfaktorer. Basert på figur 2.2. i (Trafikverket 2017).

3. Verdssettingsfaktorer som benyttes for luftforurensning og støy i dag

SFTs prosjekt «Marginale miljøkostnader ved luftforurensning – skadekostnader og tiltakskostnader» (SFT 2005) angir anbefalte estimater for marginale miljøkostnader for luftforurensninger. Dette prosjektet og resultatene det kom fram til har vært grunnlag for svært mye av det som er verdsatt av luftforurensning på helse, miljø og materialer siden. I dette kapittelet gir vi en kort oppsummering av hovedresultater og forutsetninger fra prosjektet som anses mest relevant for formålet med vårt forprosjekt (kapittel 3.1) og datagrunnlaget disse verdssettingsfaktorene ble basert på (kapittel 3.2). I tillegg gis en kort oppsummering av hvordan disse verdssettingsestimatene har vært brukt og oppdatert fram til i dag (kapittel 3.3), og hvilke verdssettingsfaktorer som benyttes for støy fra de ulike transportkildene (kapittel 3.4).

3.1. Komponenter, metoder og estimerte kostnader i LEVE-prosjektet

SFTs prosjekt «Marginale miljøkostnader ved luftforurensning – skadekostnader og tiltakskostnader» (SFT 2005) angir anbefalte estimater for marginale miljøkostnader for luftforurensninger. Rapporten er en sammenfatning av resultater fra SFTs LEVE-prosjekt (Luftforurensninger – Effekter og VERdier) om skadekostnader ved luftforurensning, samt bruk av SFTs tiltaksanalyser som implisitt verdsetter utslipp av klimagasser, NO_x, SO₂, NH₃ og nmVOC. Alle estimater oppgis som kroner (2004-kroner) per kg eller tonn utslipp.

I hovedtabellene som angir kostnader for de ulike utslippskomponentene, og som gjengis nedenfor, oppgis samlede kostnader beregnet for helse, miljø og materialer ved hjelp av både skadekostnadsmetoden og som tiltakskostnader (tabell 3.1 og 3.2). Metodikken som er lagt til grunn for beregningen av disse samlede kostnadene er beskrevet nedenfor. Det er disse samlede kostnadene som benyttes som verdssettingsfaktorer (enhetspriser) av mange miljøer i dag og som anbefales i Vegvesenets veileder for konsekvensutredninger, V712.

Tabell 3.1: Samlede kostnader for PM10. Anbefalte estimater for marginale miljøkostnader definert ved helseskadekostnader forårsaket av norske utslipp. Angitt som kr/kg PM10-utslipp (NOK 2004). Kilde: SFT (2005)

	Vegtrafikk eksos		Vegtrafikk vegstøv		Andre kilder ²	
	Tapte leveår	Statistisk liv	Tapte leveår	Statistisk liv	Tapte leveår	Statistisk liv
- Oslo	1.600	5.500	1.000	19.600	1.200	5.300
- Drammen	600	2.400	600	5.200	400	2.100
- Stavanger ³	600	2.400	600	5.200	400	2.100
- Bergen	1.500	3.800	700	12.200	600	2.800
- Trondheim	1.300	5.900	1.200	28.000	400	1.600
- Andre byer og tettsteder med mer enn 15000 innbyggere ⁴	200	600	200	1.300	100	500

¹ To nivåer begrunnet i valg av metode for verdssetting av et dødsfall, dvs. verdien av et statistisk liv uavhengig av antall leveår som går tapt og helsetilstanden før dødsfall, eller verdien av et statistisk liv fordelt på tapte leveår der det antas at det i gjennomsnitt går tapt 7 leveår.

² Først og fremst utslipp fra fyring med ved og olje

³ Som Drammen (SFT 1718/2000)

⁴ Om lag ¼ av Drammen og Stavanger (SFT 1718/2000)

Tabell 3.2: Samlede kostnader for NO_x (regnet som NO₂), SO₂, NH₃, nmVOC. Anbefalte estimater for marginale miljøkostnader definert ved helse-, forsurings- og materialskadekostnader forårsaket av norske utslipp. Angitt som kr/kg utslipp (NOK 2004). Øvre estimat er definert av skadekostnader (helseskader, materialkorrosjon eller forsuring). Verdier kun angitt der skadekostnadsestimatene er høyere enn tiltakskostnader. Der skadekostnaden er lavere enn tiltakskostnader er det ikke angitt noe øvre nivå. Kilde: SFT (2005)

	NO _x			SO ₂		NH ₃		nmVOC
	Alle kilder	Vei-trafikk	Andre kilder	Alle kilder		Alle kilder		Alle kilder
	Nedre	Øvre ¹	Øvre ¹	Nedre ²	Øvre ¹	Nedre	Øvre ¹	
Aust-Agder, Vest-Agder, Rogaland og Hordaland	25			16		0	6,4	0
-Bergen	25	67		16	130			
-Stavanger				16	47			
Telemark, Vestfold, Akershus, Oslo, Østfold, Buskerud, Hedemark, Oppland og Sogn og Fjordane	25			15		0	0,3	0
-Oslo	25	86	45	15	108			
-Drammen	25	49		15	79			
-Halden				15	40			
-Bærum				15	91			
-Asker				15	63			
-Skien				15	87			
-Bamle				15	30			
Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og More og Romsdal	25			15		0	0,1	0
-Trondheim	25	120		15	21			
Nordland, Troms og Finnmark	25			15		0	0,01	0

¹ Øvre estimat er definert av skadekostnader (helseskader, materialkorrosjon eller forsuring). Verdier kun angitt der skadekostnadsestimatet er høyere enn tiltakskostnaden. Der skadekostnaden er lavere enn tiltakskostnaden er det ikke angitt noe øvre nivå. Se kapittel 8 for beregnede skadekostnad for de ulike områdene.

² På Sør-Vestlandet er nedre estimat for SO₂ definert av skadekostnaden for forsuring.

Rapporten oppgir også anbefalte estimater for klimagasser, men de gjengis ikke her da det er utenfor dette prosjektet.

Tabell 3.3 viser hvilke metoder som ble benyttet til verdsetting av de ulike forurensningskomponentene. I LEVE-prosjektet ble skadefunksjonsmetoden benyttet for å verdsette henholdsvis helse-, miljø- og materialskader som følger av ulike utslipp til luft. Kun effekter (skader) og forurensningskomponenter der det var mulig å se på hele skadefunksjonen fra utslipp til fysiske effekter og verdsetting av disse ble inkludert. I tillegg ble det satt krav om at endringer i norske utslipp skulle ha betydning for eksponeringen. De forurensningskomponentene og skadene som ble vurdert etter skadefunksjonsmetoden fremgår av tabell 3.3.

I tillegg ble det for NO_x, SO₂, NH₃ og nmVOC benyttet implisitt verdsetting av reduserte utslipp med utgangspunkt i en analyse av tiltakskostnader for å oppfylle Gøteborgprotokollen. For disse utslippene hadde SFT publisert flere tiltaksanalyser som ble gjennomgått i forbindelse med prosjektet. Gjennom LEVE-prosjektet ble enkelte skader ved utslipp av NO_x, SO₂ og nmVOC verdsatt direkte. På grunn av mangel på kunnskap kunne ikke alle miljøeffektene verdsettes direkte, slik at de direkte verdsettingsestimatene bare dekker en del av gevinsten ved å redusere utslippene. Tiltakskostnader for å nå målene i Gøteborgprotokollen for de fire ovennevnte utslippskomponentene, kan ses på som en implisitt verdsetting av disse utslippene, men det vil bare være tilfeldig om tiltakskostnadene tilsvarer de faktiske skadekostnadene, blant annet fordi internasjonale målsettinger settes ut fra en rekke ulike målsettinger og avveininger.

Hovedregelen i SFTs anbefaling var at tiltakskostnadene anvendes som nedre estimat og skadekostnaden som et øvre estimat der denne er høyere enn tiltakskostnadene.

Tabell 3.3: Komponenter verdsatt i LEVE og øvrige deler av SFTs prosjekt Marginale miljøkostnader ved luftforurensning.
Kilde: SFT (2005), sammenstilt av forfatterne.

Komponent verdsatt	Helse		Miljø (forsuring av økosystem og effekter på fisk)		Materialskaider og tilsmussing av bygninger og biler		Verdsetting av utslipp generelt	
	Verdsatt	Metode	Verdsatt	Metode	Verdsatt	Metode	Verdsatt	Metode
PM_{2.5}								
PM_{10-2.5}								
PM₁₀	X	Skadefunksjons- metoden						
BC								
OC								
BaP som indikator for PAH								
NO₂/NO_x	X	Skadefunksjons- metoden	X	Skadefunksjons- metoden			X	Implisitt verdsetting
Ozon								
SO₂			X	Skadefunksjons- metoden	X	Skadefunksjons- metoden	X	Implisitt verdsetting
NH₃			X	Skadefunksjons- metoden			X	Implisitt verdsetting
VOC							X	Implisitt verdsetting
Støy								

3.2. Datagrunnlag for beregningene

3.2.1. Eksponering

I LEVE-prosjektet blir de første trinnene i Skadefunksjonsmetoden (eller Effektkjedemodellen, som de også kaller det) gjennomført som følger (SFT 2005, s.17).

1. Først beskrives utslipp fra forskjellige sektorer og kilder ved hjelp av utslippsfaktorer knyttet til innsatsfaktorer som tonn brennstoff eller kjørte kilometer.
2. Spredning av utslippene modelleres i forhold til stoffenes kjemiske egenskaper, geografisk plassering og meteorologiske forhold.
3. Belastning eller eksponering beregnes, for deretter å kunne vurdere effektene av utslippene der de faller ned. Dette inkluderer beregning av omfanget av mennesker som belastes, spesielt utsatte grupper, arealer eller økosystemer ("Stock at risk").

3.2.2. Helseeffekter

LEVE-prosjektet benyttet ERFer for flere helseeffekter for PM₁₀. I tabell 3.4 vises hvilke ERFer (kalt dose-responsfunksjoner i tabellen) som ble benyttet for henholdsvis korttids- og langtidseksponering.

Tabell 3.4: Eksponerings-responsfunksjoner for PM₁₀. Kilde: SFT (2005).

	Prosentvis endring i risiko pr. µg/m ³			Referanse
	lavt	middels	høyt	
Korttidseksponering:				
Framskyndet dødelighet (i.f.t. dødelighetsraten i bef.)	0,062	0,074	0,086	WHO (1997)
Sykehusinnleggelse pga. luftveislidelser	0,048	0,080	0,112	WHO (1997)
Øvre luftveissymptomer barn	*	0,12	*	EC (1997)
Nedre luftveissymptomer barn	0,185	0,324	0,464	WHO (1997)
Begrenset aktivitetsdag ^a (antall dager pr. person pr. år)	0,036	0,058	0,090	Ostro (1987) - se Rosendahl (1996)
Langtidseksponering:				
Framskyndet dødelighet - lunge-hjerte-kar	0,4	1,1	1,9	SFT (1998)
Framskyndet dødelighet - lungekreft	-0,7	1,1	3,0	SFT (1998)
Forekomst av bronkitt, barn	0	2,9	8,3	WHO (1997)
Forekomst av kronisk lungesykdom (COPD), voksne	0,5	1,1	1,7	Abbey m.fl. (1993) - se Rosendahl (1996)
* Ikke angitt				
^a Denne funksjonen er uttrykt som endring i absolutt risiko.				

Nitrogendioksid, NO₂

For NO₂ ble kun eksponerings-responsfunksjoner for korttidseffekter knyttet til for tidlig død og sykehusinnleggelse på grunn av luftveislidelser.

Kostnader ved helseskader

Kostnadsanslag for ulike helseeffekter beregnet i LEVE-prosjektet er vist i tabell 3.5.

Tabell 3.5: Kostnadsanslag for ulike helseeffekter. Justert til 2004-NOK ved hjelp av HRIxKPI -faktor (konsumprisindeks og velferdsvekst uttrykt ved husholdningenes realdisponible inntektsindeks).

	1.000 NOK justert til 2004-priser ^a pr. helseeffekt	Kilde
Markedsbaserte kostnader:		
Tapte timeverk	0,25	Statistisk sentralbyrå (1998)
Sykehuskostnader pr. døgn	5,6	Rosendahl (1996)
Andre velferdskostnader:		
Framskyndet dødsfall		
<i>A1. Verdien av et statistisk liv</i>	16.800 (6.700 – 41.800)	NOU 1998:16
<i>A1. Verdien av et tapt leveår</i>	770 (300 – 1.900)	Basert på verdien av et statistisk liv
Forekomst av kronisk lunge-sykdom, voksne	2.700 (1.500 – 4.300)	EPA (1995) ^b
Forekomst av bronkitt, barn	2.700 (1.500 – 4.300)	EPA (1995) ^b
Liggedøgn på sykehus	6,8	EC (1997) ^b
Dager med øvre luftveissymptomer, barn	0,32	Navrud (1997)
Dager med nedre luftveissymptomer, barn	0,75	Navrud (1997)
^a Alle priser er justert fra 1997 til 2004-priser ved å anvende konsumprisindeks (KPI) og husholdningenes realdisponible inntektsindeks (HRI). I SFT rapportene er det anvendt 1997-kroner. Verdien av statistisk liv er justert fra Elvik, m.fl. 1991-NOK til 2004 ved hjelp av HRI og KPI. ^b For disse estimatene er de markedsbaserte kostnadene trukket fra i forhold til betalingsvillighetsestimatene i kildehenvisningen.		

3.2.3. Skader på miljø ved bruk av skadefunksjonsmetoden

Nitrogenoksider

Marginale skadekostnader av nitrogenoksider ble beregnet for forsuringsvirkninger på fisk. (SFT 96:01; SFT 97:14). Skadekostnader knyttet til forsuringsvirkninger av NO_x avhenger av geografisk plassering fordi noen områder er mer følsomme for forsurening enn andre. Beregnede forursingsskadekostnad varierte mellom 0,01 og 0,5 kroner per kg utslipp (ikke oppdaterte priser). Marginalkostnaden knyttet til forsurening inkluderte bare virkninger på fisk i Norge, ikke forursingsskader på andre organismer i vann, vegetasjon eller virkninger i andre land.

Svoveldioksid

SO₂-utslipp i Norge ble vurdert til å bidra først og fremst til forsuringsskader, ikke helseskader. Beregningene av forsuringsskader på økosystem inkluderte kun virkninger på fisk i Norge, ikke andre virkninger på økosystem eller i andre land.

Ammoniakk (NH₃)

Ammoniakk ble også vurdert til å bidra til forsuringsskader på fisk, og det er kun forsuringsskader på fisk som er inkludert i beregningene. I rapporten konkluderes det med at NH₃ også kan bidra til en gjødslingseffekt av naturlige økosystem. Denne effekten er ikke inkludert.

Datagrunnlag

Data om utslipp, spredning og nedfall av svovel og nitrogen ble hentet fra det europeiske måleprogrammet EMEP og NIVA. Norske data ble samlet inn og bearbeidet av NILU og Meteorologisk institutt. Man benyttet tålegrensen (critical load) for å vurdere utslippenes skadevirkninger.

Man benyttet en fiskeskadefunksjon for å estimere dose-respons-funksjonene for tre skadeklasser: uberørt, redusert og utdødd. Man hadde også estimert dose-responsfunksjonene for sannsynligheten for forsuringsskader på fiskepopulasjonen som funksjon av tålegrenseoverskridelse.

Reduserte fiskebestander og fiskedød er kvantitativt knyttet til overskridelse av tålegrense for forsuring (avsetning av sur nedbør).

Kostnadene ved sur nedbør ble beregnet ved å benytte betinget verdsettingsmetoden. Det ble gjennomført en egen landsomfattende undersøkelse med 1009 respondenter for å utlede befolkningens betalingsvillighet for å unngå helseeffekter, støy og forsuring. Hensikten var å estimere befolkningenes verdi av økt livskvalitet ved reduksjoner i sur nedbør og dermed på fiskebestander (SFT 97:14).

Ved å koble alle disse leddene i skadefunksjonsmetoden ble det estimert en marginalkostnad som kroner per tonn utslipp basert på skadekostnader i form av forsuringsskader på fisk for henholdsvis SO₂, NO_x (og NH₃).

3.2.4. Skadekostnader på materialer ved bruk av skadefunksjonsmetoden

Skadekostnader for materialer ble beregnet kun for SO₂. Material- og korrosjonsskader er størst i de store byene fordi det der er størst forekomst av infrastruktur og biler og relativt høye utslipp.

Datagrunnlag

Modellering av forurensningsnivået i Oslo ble basert på en spredningsmodell utarbeidet av NILU. Utslippsdata for NO₂ var basert på data fra 1991, mens data for SO₂ var basert på data fra 1979. SO₂-dataene ble senere justert uten ny innsamling av grunnlagsdata ut fra energiforbruket i Oslo i 1987 og reduksjon av industrielle punktkilder fram til 1997.

For byer og tettsteder utenom Oslo ble verdiene hentet fra overvåkingsprogrammene til NILU og SFT. Tallene ser ut til å være fra 1993. Der det ikke var måledata, ble data generert ved ekstrapolering fra nærmeste tilgjengelige datasett.

Utenfor byer ble Norge delt i tre områder: Tettsteder i Nord-Trøndelag og nordover, tettsteder i Sør-Trøndelag og sørover; og resten av landet.

Ved utarbeidelse av skadefunksjoner for materialer, forsøkte man å ta i betraktning hvor langt nedbrytingen kunne gå før vedlikehold eller utskifting er påkrevd. Skadefunksjonen kan bestemmes direkte ved feltinspeksjon med visuell tilstandsbeskrivelse av slitasje og faktiske skader på bygninger, eller implisitt ved registrering av utførte vedlikeholdsintervaller. Når den optimale tid for vedlikehold eller utskifting er kartlagt, betegnes skadefunksjonen ofte som levetidsfunksjon.

Levetidsfunksjoner er som regel funksjoner der den mest aggressive forurensningskomponenten dominerer. Flere studier har utviklet levetidsfunksjoner for bygningsmaterialer. Det foreligger for eksempel funksjoner for SO₂ på flere bygningsmaterialer. Eksakte dose-responsfunksjoner for enkelte materialtyper er gjengitt i SFT-rapport 97:09, det vil si de er minst 22 år gamle.

Man utviklet dose-responsfunksjoner for en rekke materialer: sink og forsinket stål, kalk/sementpuss, malt puss, kopper, båndlakkert aluminium, båndlakkert og malt aluminium, båndlakkert og forsinket stål, båndlakkert malt forsinket stål, malt forsinket stål, malt stål, takpapp og malt tre. For alle disse var SO₂ en viktig faktor, og for noen også ozon (O₃).

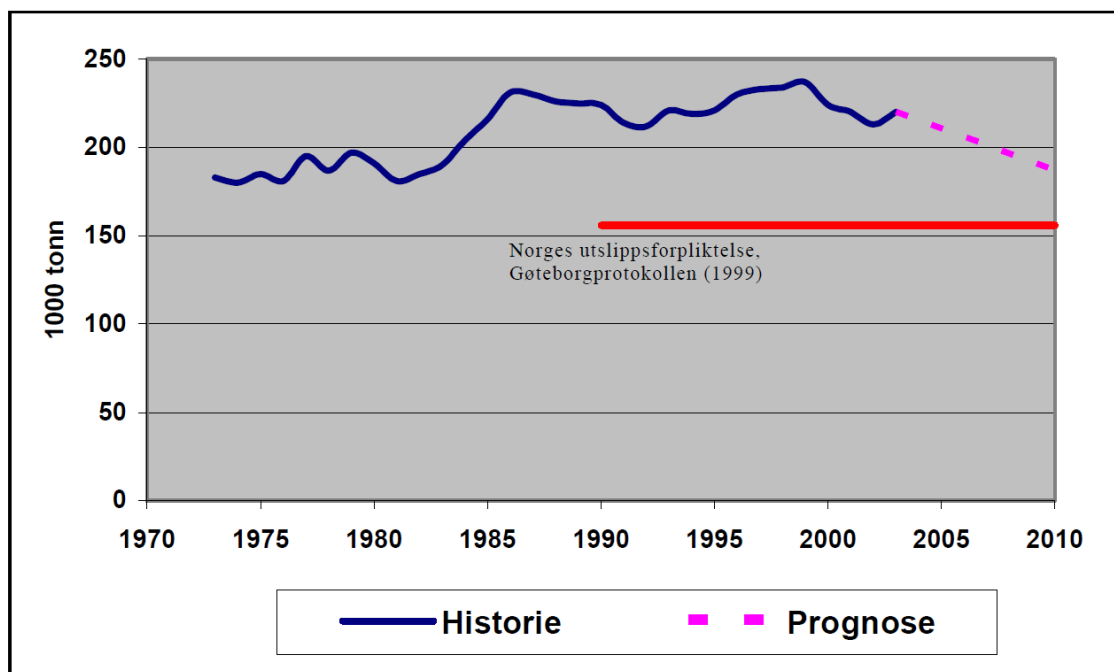
For betong er det mange faktorer, også miljøfaktorer som virker inn, blant annet klorider, luftforurensninger (SO₂ og NO₂) m.fl. I LEVE-prosjektet endte man opp med å beregne en redusert levetid for betong som følge av SO₂-konsentrasjoner over et visst nivå. Tilsvarende ble gjort for murstein.

For å beregne kostnader ved materialskader som følge av luftforurensning må man beregne det «ekstra» vedlikeholdet som forurensningen gjør nødvendig.

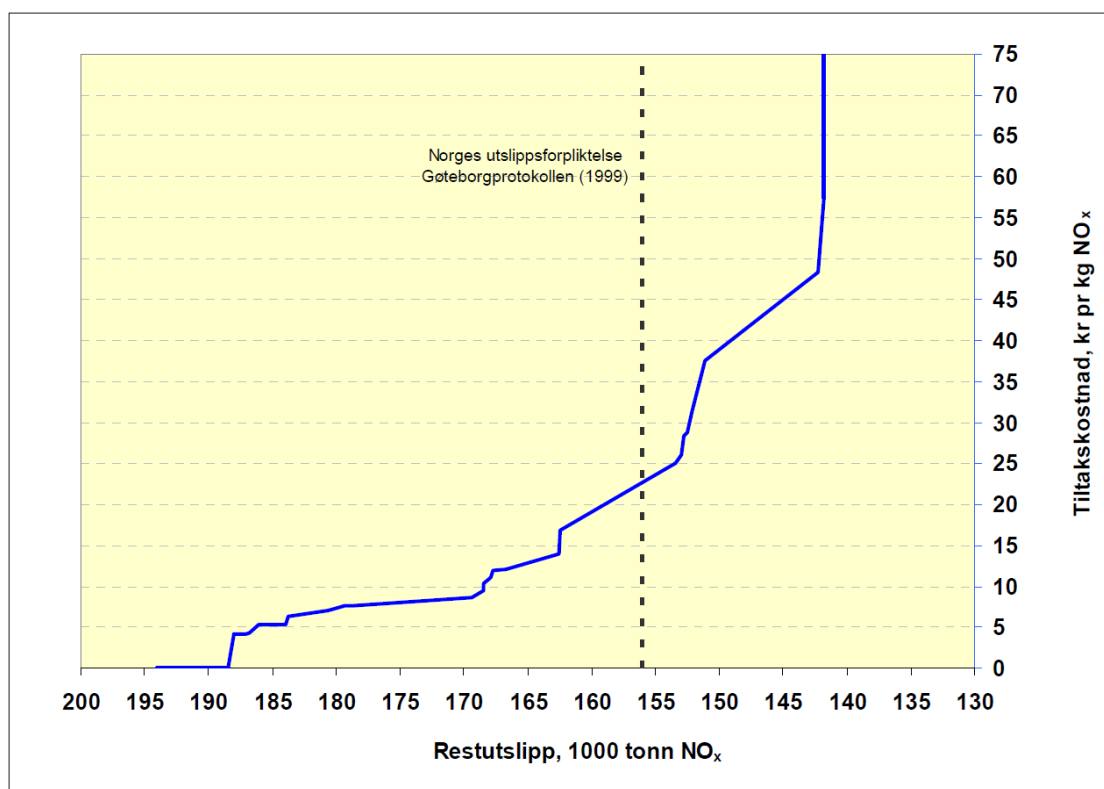
3.2.5. Implisitt verdsetting med utgangspunkt i tiltakskostnader

Gøteborg-protokollen krevde at Norge skulle redusere sine NO_x-utslipp ned til 156 000 tonn i 2010. ved gjennomføring av SFTs prosjekt om marginale miljøkostnader ved luftforurensning innebar det en reduksjon på vel 44 000 tonn i forhold til en referansebane uten nye tiltak. Det var stor usikkerhet knyttet til kostnadene ved å nå målene, og den marginale kostnaden vil variere over tid, og kostnadene vil være avhengige av hvor raskt tiltakene implementeres, om de implementeres i henhold til kostnadseffektivitet mv. SFT (2005) beregnet en «langsiktig marginalkostnad på ca. 25 +/- 5 kroner per kg NO_x, som de antar er «et uttrykk for kunnskap om en marginal kostnad som gjenspeiler en generell miljøkostnad ved utslipp av NO_x. Figur 3.1 viser hvordan man benyttet framskrivinger av utslipp for NO_x for å finne hvor mye utslippene må redusere med for å nå målene i Gøteborg-protokollen. Figur 3.2 viser hvordan man kom fram til kostnader ved reduksjon av NO_x basert på tiltakskostnader.

Tilsvarende metodikk ble benyttet for å beregne tiltakskostnader for SO₂.



Figur 3.1: Historisk utvikling og framskrivninger av NO_x i Norge: Kilde: SFT (2005)



Figur 3.2: Tiltakskostnader ved reduksjon av NO_x i Norge fram mot 2010 (2004-kroner). Figuren viser tiltakskostnader per kg utslippsreduksjon ved økende utslippsreduksjon. Den stiplede vertikale linjen viser Norges utslippsforpliktelse i henhold til Göteborgprotokollen. Tiltakskostnaden for det utslippsnivået som møter Göteborgprotokollen (kr 25 +/- 5 kr/kg) er benyttet som den implisitte verdsettingen av NO_x-utslipp. Kilde: SFT (2005).

3.3. Bruk og revisjon av LEVE-verdiene

En rekke analyser, rapporter og veiledere har benyttet grunnlaget fra SFTs prosjekt om marginale skadekostnader ved luftforurensning, og tilpasset og justert enhetsprisene som ble foreslått. Det gjelder blant annet en rekke arbeider for Statens vegvesen. Statens vegvesen har benyttet enhetspriser fra SFT (2005) som utgangspunkt for sine enhetspriser for miljøkostnader ved utslipp fra veitrafikk fra forurensningskomponentene SO₂, NO_x og svevestøv (PM₁₀) i sine håndbøker/veiledere i konsekvensanalyser (som inkluderer samfunnsøkonomiske analyser). Det var tilfelle både i veileder 140 (Vegdirektoratet 2006) og håndbok V712 (2014, 2018, og revidert 2018/19). I denne perioden har man i hovedsak benyttet enhetsverdiene slik de fremkom i SFT (2005) og kun prisjustert for å få oppdaterte enhetspriser. Man har videre benyttet en samlet kostnad per kg utslipp, på samme måte som i SFT (2005), slik at det er vanskelig å vurdere eller endre enhetsprisene som følge av endringer som gjelder enten helseeffekter, miljøeffekter eller effekter på materialer.

I prosjektet verdsetting av tid, ulykker, luftforurensning og støy som ble gjennomført for transportetatene i 2008-2010 ble det gjennomført nye verdsettingsstudier (trinn 4 i skadefunksjonsmetoden) med tanke på å oppdatere enhetsprisene for luftforurensningskomponentene (Magnussen m.fl. 2010). Studien vurderte kun endringer i verdsetting av statistisk liv og verdsatte også verdien av leveår, mens det ikke var innenfor mandatet å vurdere de foregående trinnene i skadefunksjonsmetoden. Det var allerede da klart at det var kommet ny informasjon som kunne tilsi endringer, både i utslipp fra bilparken og eksponerings-responsfunksjoner og ikke minst hvilke helseendepunkter som kunne være aktuelle, eller ønskelige, å inkludere, men det var ikke rom for å gjøre slike endringer i det prosjektet. Det viste seg også å være vanskelig å implementere endringene i verktøyene som benyttes i studier av veitrafikktiltak, slik at man i det vesentlige fortsatte å bruke prisjusterte enhetspriser fra SFT (2005).

Etter revisjon av veileder V712 i 2014, satte Statens vegvesen ut to forprosjekter som skulle vurdere behovet for å oppdatere henholdsvis luftforurensnings- og støyverdiene i veilederen, spesielt med tanke på å inkludere helsevirkninger i tillegg til plagethetsgrad, samt inkludere flere fraksjoner av svevestøv (særlig PM_{2,5}) og flere fraksjoner av NO_x. Prosjektet skulle først og fremst kartlegge om det forelå nye verdsettingsstudier/-estimer som skulle tilsi endring, ikke ny informasjon om de foregående trinnene i skadefunksjonen. Man skulle også vurdere om man fortsatt skulle inkludere luftforurensning som en prissatt virkning, eller gå over til en kvalitativ vurdering av luftforurensning. En rapport med tittelen «Forprosjekt for vurdering av videre arbeid med verdsetting av lokal og regional luftforurensning i Statens vegvesens håndbok V712» (Magnussen m.fl. 2014) konkluderte med at man fortsatt burde inkludere luftforurensning som en prissatt virkning og at skadekostnadsmetoden burde ligge til grunn for beregningene. Selv om oppdraget fokuserte på nye verdsettingsmetoder og -estimer, ble det også fremhevet at det var vel så stort behov for å frembringe og vurdere ny informasjon om trinn 1-3 i skadefunksjonsmetoden, fordi det så ut til å være mer ny informasjon der enn for selve verdsettingsestimatene, særlig fordi man fortsatt var/er noe bundet av anbefalingen fra Finansdepartementet (2014) om verdien av et statistisk liv. Det kom imidlertid ikke nye verdsettingsestimer eller ny kunnskap om trinn 1-4 i skadefunksjonsmetoden ut av den rapporten.

TØI (2014) gjennomførte beregning av marginale skadekostnader ved biltrafikk. De brukte også verdiene fra SFT (2005), men de oppdaterte ved å regne verdien av statistisk liv til 30 millioner 2012-kroner, i stedet for verdien som var brukt i SFT (2005). De re-vurderte også tiltakskostnadene for NO_x fordi målsettinger og tiltakskostnader for å oppfylle Gøteborgprotokollen for NO_x var utdatert.

På oppdrag for Grønn skattekommisjon ble det gjennomført et prosjekt for å forsøke å oppdatere marginale eksterne kostnader ved enkelte miljøpåvirkninger (Ibenholt, Magnussen, Navrud og Skjelvik 2015). De miljøvirkningene man skulle se på var henholdsvis nitrogenoksider (NO_x) og svevestøv, flyktige organiske

forbindelser uten metan (nmVOC), svoveldioksid (SO₂), ammoniakk (NH₃), avrenning av næringssaltene nitrogen og fosfor til vann, samt støy og forurensning. Oppdraget gikk ut på å verdsette marginale, eksterne kostnader forårsaket av utslipp av disse stoffene, som stammer fra ulike kilder, men hovedsakelig utenom transportsektoren. I studien så man på samlede skadevirkninger, altså effekter både på helse, miljø og materialer, samt plager/trivselsulempere og estetiske plager. Ibenholt m.fl. (2015) slo fast at det per 2015 ikke var gjort noen fullstendige oppdateringer av grunnlaget for noen av miljøkostnadene siden SFT (2005).

I 2018/19 gjorde Vegdirektoratet selv endringer i anbefalt metodikk for verdsetting av svevestøv basert på sykdomsbyrdeberegninger fra Folkehelseinstituttet, der de har anslått en 'helsekostnad' per person i rød sone. Dette er imidlertid et foreløpig anslag og er ikke tilstrekkelig kvalitetssikret. Disse tallene er heller ikke knyttet til utslipp, men kan benyttes i tilfeller hvor en endring i antall personer i rød sone gjøres på bakgrunn av spredningsberegninger. Dette gjelder imidlertid helseeffekter, mens det ikke er gjort noe tilsvarende for miljø og materialer så vidt vi er kjent med, og det er da litt uklart hvordan miljøkostnader for miljø og materialer (som lå inne i SFT 2005) nå er justert/håndtert.

3.4. Verdsettingsfaktorer for støy

For veitrafikk anbefales verdsettingsfaktorer per dB endring i støynivå i V712 (Statens vegvesen 2018). Verdsettingsfaktorene er basert på verdsetting av sterkt støyplagede personer, og gjennomføres basert på beregning av endret støynivå i dB for hver bygning. Deretter gjøres verdsettingen ved å gange endring i dB per bygning med antall personer per boenhet, og pris per person og år. Endring i støy, økning eller reduksjon, prissettes med 329 kroner per dB, person og år (2016-kr). Det er verdt å merke seg at prisen er hentet fra en tidligere utgave av håndbok V712 fra 2006, og bygger på en analyse fra Econ med utgangspunkt i data fra programmet «Vstøy» som er i ferd med å fases ut. Denne verdsettingsfaktoren for støy fra veitrafikk er altså basert på et kunnskapsgrunnlag fra tidlig 2000-tall. I «Den norske verdsettingsstudien» gjennomført for alle transportetatene i 2010, ble det anbefalt å verdsette sterk, mye eller voldsom plage som følge av trafikkstøy med 335 kroner (2009-kroner) per dB per person (Magnussen m.fl. 2010). I en nyere gjennomgang viste TØI (2016) at det var betydelig variasjon i estimatene for veitrafikkstøy som brukes i Norge, Sverige og Danmark. Det er tydelig behov for nye norske verdsettingsstudier av veitrafikkstøy. For støy fra tog eller bane ble det anbefalt å verdsette sterk, mye eller voldsom plage som følge av støy med 335 kroner (2009-kroner) per dB per person (Magnussen m.fl. 2010).

TØI (2016) gjennomgikk grunnlaget for verdsetting av flystøy, og utviklet en matrise for verdsetting av støyreducerende tiltak mellom 60 og 55 dB. Prisene assosiert med reduksjon av de høyere dB-nivåene innenfor dette intervallet er høyere enn for de lavere dB-nivåene. For en reduksjon på 1 dB ligger prisene mellom 206 og 398 2016-kroner. Selv om denne litteraturgjennomgangen er relativt ny, er selve verdsettingen som ligger til grunn basert på verdsettingsstudier fra 1990-tallet. I «Den norske verdsettingsstudien», ble det anbefalt å verdsette sterk, mye eller voldsom plage som følge av flystøy med 460 kroner (2009-kroner) per dB per person (Magnussen m.fl. 2010).

4. Hvilke luftforurensningseffekter blir verdsatt av brukerne i dag og hvilke ønskes verdsatt i fremtiden?

4.1. Kartlegging av brukere og bruksområder

Verdsetting av effekter av luftforurensning kan være aktuelt både for sektorer som bidrar til utslipp til luft, som for eksempel transportsektoren, og sektorer som bli påvirket av luftforurensninger, som helse-, miljø- og kulturminnesektoren. De viktigste aktørene innenfor disse sektorene ble kartlagt innenfor myndigheter, forskningsinstitusjoner, konsulentfirmaer og interesseorganisasjoner, og invitert til å delta i både spørreundersøkelse og workshop.

Bruksområder for verdsettingsfaktorer inkluderer gjennomføring av utredninger og analyser som vurderer tiltak som enten gir økte eller reduserte utslipp. Dette kan enten være konsekvensutredninger, tiltaksutredninger eller samfunnsøkonomiske analyser, eller det som i veisektoren kalles konsekvensanalyser, som inkluderer analyser både for å oppfylle kravene til konsekvensutredninger og samfunnsøkonomiske analyser (jf. Statens vegvesens veileder V712 Konsekvensanalyser; Statens vegvesen 2018). I tillegg til verdsettingsfaktorer brukes også i økende grad annen metodikk for verdsetting, særlig innen helsesektoren, der sykdomsbyrdeberegninger er en mye brukt metode. Denne metoden benyttes også for samfunnsøkonomiske analyser innen miljø og transportsektoren, der tiltak gjennomføres som først og fremst har konsekvenser for helse. Identifiserte bruksområder for verdsetting utdypes videre i oppsummeringene av kunnskapsgrunnlaget kapittel 6-8, samt under forslag til videre arbeid i kapittel 9.

4.2. Om spørreundersøkelse til sentrale myndigheter, fagmiljøer og andre brukere

For å få kunnskap om hvilke effekter og komponenter som verdsettes og hvilke ønsker man har for fremtidig verdsetting, ble det sendt ut en web-basert spørreundersøkelse til de viktigste aktørene innen myndigheter, fagmiljøer og utredere, som hadde blitt kartlagt som brukere av økonomisk verdsetting av luftforurensning for effekter på enten helse, miljø eller materialer. Undersøkelsen inkluderte også spørsmål om verdsetting av støy fordi eksponering for luftforurensning og støy ofte kan knyttes til de samme kildene og fører til lignende helseskader, og det dermed er hensiktsmessig å vurdere disse ved hjelp av samme metodikk.

Undersøkelsen ble sendt til 79 personer fordelt på myndigheter, forskningsmiljøer, konsulentselskaper, interesseorganisasjoner, mv. I alle kategorier var det representanter for ulike sektorer som helse, miljø, transport, kulturminner og materialer. Undersøkelsen kan ikke sies å være representativ for alle tenkelige brukere, både fordi det var relativt lav svarprosent og fordi vi ikke kan være sikre på at vi har full oversikt over den totale gruppen av mulige brukere. Undersøkelsen er imidlertid gjennomført og nådde frem til de institusjonene vi identifiserte som mest relevante innenfor feltet.

Av de 79 utsendte skjemaene, var det 30 (38 prosent) som svarte. Respondentene var jevnt fordelt på de ulike aktørene (myndigheter, forskningsinstitusjoner og konsulenter) og på ulike sektorer (helse, miljø, materialer, samferdsel, «annet»).

Hovedspørsmålene i undersøkelsen dreide seg om hvilke forurensningskomponenter respondentene verdsetter eller får verdsatt i dag – og hvilke de ønsker å få verdsatt i fremtiden, samt hvilken bruk de gjør av verdsettingsestimater. Vi spurte også om hvilke bruksformål respondentene har for verdsetting. Vi kommer tilbake til spørsmål og svar i neste delkapittel.

4.3. Bruk av og ønsker om verdsetting

De fleste av respondentene gjennomfører eller bruker verdsetting av effekter av luftforurensning i sin virksomhet. Slik verdsetting brukes, ikke overraskende, mest i konsekvensutredninger og samfunnsøkonomiske analyser. Statens vegvesens håndbok V712 en viktig kilde til verdsettingsfaktorer, mens de som jobber med helse oppgir verdsetting ved bruk av sykdomsbyrde som viktig metodikk.

Samfunnsøkonomiske analyser (SØA) er et viktig bruksformål for verdsetting av luftforurensning, og begge typer analyser gjennomføres i (mer eller mindre) alle sektorer. SØA inkluderer det som i veisektoren omtales som konsekvensanalyser, som tilfredsstiller kravene til både SØA og konsekvensutredninger. Når det gjelder hvilke kilder det er spesielt viktig å få oppdaterte verdsettingsfaktorer for, svarer flest veitrafikk, dernest vedfyring, industri og «annet». Dette speiler nok at det gjennomføres svært mange konsekvensanalyser og samfunnsøkonomiske analyser innen transportsektoren, og særlig for veitrafikk, og det er der tradisjon for å verdsette effekter av luftforurensningen veitrafikken forårsaker på helse, miljø og materialer.

For helse er det svevestøvkomponentene fint svevestøv ($PM_{2,5}$) og summen av fint og grovt svevestøv (PM_{10}) som det oftest gjennomføres risikovurdering eller verdsetting for, fulgt av grovt svevestøv ($PM_{10-2,5}$) og PAH (eller BaP som mål på PAHer). Blant gassene er det nitrogenoksider (NO_2/NO_x), fulgt av svoveldioksid (SO_2) og ozon.

For fremtidig verdsetting er fint svevestøv ($PM_{2,5}$) mest etterspurt, fulgt av grovt svevestøv ($PM_{10-2,5}$) og summen av fint og grovt svevestøv (PM_{10}), mens blant gassene er nitrogenoksider (NO_2/NO_x) og ozon mest etterspurt, og SO_2 er mindre viktig.

Det er støy fra veier som vurderes mest av respondentene i dag, fulgt av støy fra bane, luftfart og «annet». Samme rekkefølgen finner vi for hvilke støykilder det er viktig å få verdsatt støyen fra i fremtiden. Når de presiserer hva som ligger i «annet» har de som har svart trukket fram industri og anleggsvirksomhet.

For verdsetting av luftforurensningseffekter på miljø er de komponentene som trekkes fram fint og grovt svevestøv (PM_{10}), og blant gassene nitrogenoksider og i noen grad svoveldioksid. For fremtidig verdsetting trekkes fint svevestøv ($PM_{2,5}$) fram i tillegg til (fortsatt) PM_{10} , og i en viss grad PAH (eller BaP som mål på PAHer). Blant gassene er det nitrogenoksider, ozon, ammoniakk og svoveldioksid, men også VOC, som trekkes fram som «svært viktig» å få vurdert.

For materialer skjer i dag verdsetting i liten grad, noe som gjenspeiles i svarene, og det er ingen komponenter som verdsettes jevnlig, ifølge våre respondenter. Blant dem som til tider verdsetter, nevnes nitrogenoksider, svoveldioksid og VOC, og i noe mindre grad ammoniakk og ozon. For fremtiden trekkes svevestøv (alle tre fraksjoner) fram, det samme gjør nitrogenoksider, svoveldioksid og i noe mindre grad ozon.

4.4. Hva tar vi med oss fra denne undersøkelsen til videre arbeid?

Svarene fra denne undersøkelsen må brukes med en viss forsiktighet fordi vi kun har svar fra ca. 30 personer. Selv om vi har fått svar fra ulike sektorer og sentrale myndigheter, forskningsinstitusjoner og konsulenter som jobber med luftforurensning og/eller verdsetting av luftforurensning, er det fortsatt noe usikkerhet knyttet til hvor representativt utvalget av respondenter er for populasjonen som vil bruke verdsettingsfaktorer fremover.

Datamaterialet viser at både nåværende og fremtidig bruk av verdsetting og kvantitative risikovurderinger i stor grad er knyttet til gjennomføring av konsekvensanalyser og samfunnsøkonomiske analyser og at veitrafikk, vedfyring og industri er viktige kilder.

Når det gjelder hvilke komponenter som verdsettes i dag, bekrefter det, særlig for miljø og materialer, at LEVE og V712 er viktige kilder til verdsettingsfaktorer, og at det i stor grad er komponentene som har en verdsettingsfaktor der, som er verdsatt. For helse viser svarene at det gjennomføres kvantitative risikovurderinger og/eller verdsetting ved annen metodikk enn verdsettingsfaktorene fra LEVE, siden hverken fint svevestøv ($PM_{2,5}$), grovt svevestøv ($PM_{10-2,5}$) og PAH (eller BaP som mål på PAHer) eller ozon ble verdsatt under LEVE.

Med tanke på fremtidig verdsetting, svarte nesten alle respondentene at det er viktig å få gjennomført ny verdsetting både for helse, miljø og materialer. Når det gjelder komponenter, er de fleste av dem som verdsettes i dag fortsatt aktuelle, i tillegg har det kommet til noen flere, spesielt for helse. For miljø og materialer er det også flere svevestøvkomponeenter som er aktuelle, og i tillegg har både overgjødsling og ozonskader på vegetasjon fått større oppmerksomhet siden SFT (2005). For materialer er det i stor grad de samme komponentene som trekkes fram som er viktige for fremtiden, selv om svoveldioksid har blitt mindre viktig, på grunn av utslippsreduksjoner, både for miljø og materialer.

5. Kunnskapsstatus for kartlegging av eksponering

I dette kapittelet gis det en oversikt over eksisterende kunnskapsgrunnlag for kartlegging av eksponering for luft- og støyforurensing (avgrenset til støy fra vei, bane og fly). I kapittelet gjennomgås først kunnskapsgrunnlag for beregning av utslipp (5.1), deretter informasjon om spredningsmodeller (5.2) og data for eksponering for støy som dekkes av egne modeller (5.3). Til slutt oppsummeres status for eksponeringsdata for de ulike forurensningskomponentene, samt kunnskapshull (5.4). Det er lagt vekt på å framheve hvilke typer data eller beregninger som er relevant for verdsetting av luft- og støyforurensing. Overordnede forslag til mulige forbedringsområder for eksponeringsmodeller er inkludert, men en mer omfattende vurdering av hva som kreves for videreutvikling og forbedring av modeller for eksponeringsberegninger bør inkluderes i et videre arbeid.

5.1. Utslippsdata

Utslipp av ulike luftforurensningskomponenter oppgis gjerne som utslipp i et rutenett, som totale utslipp i et område eller for hele landet. Slike utslippsdata er ofte basert på utslippsfaktorer (f.eks. per km kjørt eller kg ved brent) som kombineres med ulike typer aktivitetsdata. For luftkvalitetsberegninger er det viktig at oppløsningen på utslippsdata er på finskalanivå, eller beregnet med så høy tid- og romoppløsning som mulig. I tilfeller hvor tilgjengelige data har en lav tidsoppløsning, må detaljerte tidsvariasjoner benyttes for å fordele utslippene utover en gitt tidsperiode.

5.1.1. Utslippsfaktorer og -beregninger

Utslippsfaktorer er grunnlagsdataene som benyttes til å beregne utslipp fra utslippskildene. Når utslippsfaktoren er kjent beregnes det totale utslippet ved å gange med aktivitetsdata. For eksempel, for vedfyring ganges utslippsfaktoren (oppgitt i g/kg ved) med vedforbruk (oppgitt i kg) for å komme frem til utslipp fra vedfyring (oppgitt i g av forurensningskomponenter). Som tidligere nevnt, er det viktig å beregne luftforurensing fra hver utslippskilde i finskala med så høy tid- og romoppløsning som mulig for å få gode luftkvalitetsberegninger.

Det finnes i dag ingen samlet oversikt over tilgjengelige utslippsfaktorer for beregning av utslipp fra ulike kilder til luftforurensing. Imidlertid finnes det offentlig tilgjengelig utslippsfaktorer for de ulike utslippssektorene på ulike offentlige nettsider eller databaser. Vi har her forsøkt å gi en oversikt over de utslippsfaktorene som er mest kjent for de ulike utslippskildene. For kjøretøy er det tilgjengelige data fra Statistisk sentralbyrå (SSB) og HBEFA («The Handbook Emission Factors for Road Transport»). SSB har utslippsfaktorer per km for ulike typer bensin- og dieselskjøretøy. Av relevans for dette prosjektet er NH₃, nmVOC, NO_x, PM, SO₂.¹¹ I HBEFA rapporteres utslippsfaktorer for alle regulerte forurensningsfaktorer og de viktigste faktorene som ikke er regulert, for ulike kategorier av kjøretøy for ulike kjøremønstre. Av komponenter som er aktuelle for dette prosjektet er PM, BC (eksos og ikke-eksos), utvalgte organiske stoffer (bl.a. benzen, toluen, xylene), NO₂, NO_x, NH₃ inkludert, og i tillegg finnes utslippsfaktorer for blant annet CO₂, CO, dioksiner og metaller (sink, kadmium, bly).¹²

For vedfyring har SINTEF beregnet utslippsfaktorer for norske vedovner for total PM, OC og EC, for ulike fyringsmønstre fra ovner med og uten ny forbrenningsteknologi (SINTEF 2013). Beregning av industriutslipp er stort sett basert på pipemålinger, og det finnes derfor stort sett ikke generelle utslippsfaktorer for denne

¹¹<https://www.ssb.no/natur-og-miljo/artikler-og-publikasjoner/hva-pavirker-utslipp-til-luft-fra-veitrafikk?tabell=318157>

¹² <https://www.hbefa.net/e/index.html>

sektoren. Utslipp fra skipstrafikk i Norge er tilgjengelig i en tjeneste fra Kystverket, kalt "Havbase"¹³, men utslippsfaktorer og beregningsmetodikken til databasen er ikke dokumentert og derfor ukjent.

5.1.2. Finskala utslippsdata

Det finnes ingen eksisterende database for å hente ut ferdig beregnede finskala utslippsdata for de ulike utslippskildene samlet. Imidlertid har flere aktører utviklet modeller som beregner utslipp fra ulike kilder i rutenett. Eksempler på dette er MetVed-modellen som beregner utslipp fra vedfyring, utviklet av NILU, og modellen som beregner totale utslipp for ulike typer skipstrafikk basert på skipenes geodataposisjoner, presentert på Havbase.no. For industri rapporteres utslipp fra landbasert industri fra de 660 største bedriftene som har rapporteringsplikt, og utslippsdata for CO₂, NO_x, SO₂ ekvivalenter og PAHer til Miljødirektoratet.¹⁴ Datakildene til finskala utslipp som nevnes over har tilstrekkelig høy romoppløsning til å benyttes inn i luftkvalitetsberegninger, men de har generelt sett dårlig tidsoppløsning (dvs. kun utslipp per år), og er dermed lite egnet til å vurdere effekter knyttet til kortidseksponering.

5.1.3. Nasjonale eller regionale utslippsdata

Statistisk sentralbyrå (SSB) og Miljødirektoratet beregner årlig totale nasjonale utslipp til luft av 19 utslippskomponenter. Dette er basert på rapportering til CLRTAP fra medlemsstatene til De forente nasjoners økonomiske kommisjon for Europa (UNECE)¹⁵. I beregninger av totale utslipp inngår blant annet utslippstall fra industribedriftenes årsrapporter til myndighetene, mens for kilder som ikke har rapporteringsplikt (som f.eks. trafikk og vedfyring) beregnes utslippene basert på aktivitetsdata og utslippsfaktorer. Av de forurensningskomponentene som vurderes i dette prosjektet inngår PM_{2,5}, PM₁₀, NO_x, SO₂, NH₃ og VOC i beregningene til SSB og Miljødirektoratet.

5.2. Spredningsmodeller

Spredningsmodeller benyttes til å beregne konsentrasjonen av ulike forurensningskomponenter i et område som følge av utslipp fra ulike kilder. Det er i dag flere ulike modeller som brukes, og som beregner luftkvaliteten for punkter, spesifikke områder eller for hele Norge i rutenett med rutestørrelser fra 10 x 10m til over 10 x 10km oppløsning. En oversikt over forskjellige modelltyper benyttet av konsulenter og forskningsinstitutter er vist i Nasjonalt informasjonssenter for modellering av luftkvalitet (ModLUFT).¹⁶

For å beregne konsentrasjoner av ulike forurensningskomponenter i et område kombineres utslippsdata med informasjon om topografi, meteorologiske data og bakgrunnskonsentrasjoner. Modellering i byrommet eller i mikro-skala krever også detaljerte data om bygningsmasser i tillegg til høyoppløsnings topografidata. For å modellere spredning av noen forurensningskomponenter må modellen inkludere informasjon om kjemiske prosesser i luften, f.eks. konvertering av NO_x utslipp til NO₂ ved hjelp av ozonkonsentrasjoner.

Det er ikke hensiktsmessig å fremstille en fullstendig oversikt over alle spredningsmodeller som benyttes i Norge i dag. Basert på tilbakemeldinger fra Meteorologisk institutt (MET), Norsk institutt for luftforskning (NILU) og ulike pågående forskningsprosjekter, er en oversikt over de modellene som er tilgjengelige i større deler av Norge

¹³ <https://havbase.no/>

¹⁴ <https://www.norskeutslipp.no/no/Landbasert-industri/?SectorID=600>

¹⁵ https://www.ceip.at/ms/ceip_home1/ceip_home/new_emep-grid/01_grid_data/

¹⁶ <http://www.luftkvalitet.info/ModLUFT/Modeller/MODELLOVERSIKT.aspx>

inkludert i Vedlegg 1, Tabell V1.1. Tabellen angir også angir størrelsen til rutenettet eller om modellen gjør punktberegninger.

5.3. Tjenester som utvikles av Luftsamarbeidet

Luftsamarbeidet er et samarbeid mellom fem offentlige etater med overlappende samfunnsoppdrag relatert til luftkvalitet: Miljødirektoratet, Meteorologisk institutt, Folkehelseinstituttet, Statens vegvesen og Helsedirektoratet. Som del av Luftsamarbeidet utvikles det tjenester for bedre kartlegging og forståelse av luftkvalitet i hele landet. Følgende offentlige tjenester er utviklet, eller er under arbeid, som er relevant for luftkvalitetsberegninger og eksponering:

- Varslingstjeneste: På "[Luftkvalitet i Norge](#)" vises en varsling av lokal luftkvalitet for hele Norge akkurat nå, resten av dagen og i morgen. Varslingen vises for hver time i høy romoppløsning (ned til 50 x 50m).
- Fagbrukertjeneste (under utvikling): visning av modell- og måledata for tidligere år for hele landet, i tillegg til befolkningseksponering.
- Utslippstjeneste (under utvikling): verktøy for å hente finskala utslippstall fra alle utslippssektorer i høy tid- og romoppløsning for hele landet. Tjenesten er nærmere forklart i et Methodenotat¹⁷.

Tjenestene gjelder hovedsakelig forurensningskomponentene PM₁₀, PM_{2.5}, NO₂ og O₃, og er basert på utslippsberegninger fra alle sektorer som påvirker lokal luftkvalitet. De samme utslippsberegningene har også utslippsfaktorer eller ferdig beregnet utslippstall for andre komponenter som er viktig for vurdering av miljø- og helseeffekter av luftforurensing.

Utslippstjenesten skal gjøre tilgjengelig finskala utslippstall fra alle utslippskilder over hele landet, basert på eksisterende utslippstall som ligger til grunn for varslingstjenesten og fagbrukertjenesten. I tillegg skal eksisterende utslippstall i tid og rom forbedres. En beskrivelse av eksisterende utslippskilder og datagrunnlag som er benyttet i tjenestene er beskrevet i et Methodenotat¹⁸ og oppsummert under i Tabell 5.1.

I Fagbrukertjenesten, som er under utvikling, skal historisk befolkningseksponering for komponentene NO₂, PM₁₀ og PM_{2.5} vises. Eksponeringstall vises årlig for alle kommuner fra 2016 og fram til ett år tilbake i tid. Slike eksponeringstall kan være et godt datagrunnlag for verdsetting av helseeffekter av luftforurensing.

¹⁷ <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1494/m1494.pdf>

¹⁸ <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/m1494/m1494.pdf>

Tabell 5.1 : Oversikt over finskala utslipp som ligger til grunn for modellering i Varslingstjenesten (Kilde: Metodenotat M-1494).

Sektor	Ansvar	Beregningsmetodikk og kilde	Tilleggsmetodikk og kilde
Industri	Miljødirektoratet	Utslippstall for 301 virksomheter hentet fra "Forurensning" databasen, oppdateres årlig	Spørreundersøkelser til noen utvalgte virksomheter for å fordele utslippstall i tid og rom
Vedfyring	Miljødirektoratet	MetVed-modellen leverer utslippstall i høyoppløsningsruter i rom. Modellen oppdateres årlig	Henting av tidsvariasjoner fra SSB. Meteorologisk institutt benytter værdata for å få til "heating degree day" (HDD) ⁵
Skipstrafikk	Kystverket	Tjenesten "Havbase" leverer utslippstall i veldig høy tids- og romoppløsning	Oppskalering av data fra Havbase som viser skip i havn og i bevegelse i havner og langs kysten, med metodikk fra Meteorologisk institutt
Veitrafikk (eksos)	Vegdirektoratet	Aktivitetsdata (veiseegmenter, trafikkarbeid, tungtransportandel, osv.) hentes fra nasjonal vegdatabank (NVDB); utslippsfaktorer hentes fra SSB	Utslippstall beregnes ut av Meteorologisk institutt i riktig tid- og romoppløsning for inngang til uEMEP.
Veitrafikk (veistøv)	Vegdirektoratet (Meteorologisk institutt)	Aktivitetsdata (veiseegmenter, trafikkarbeid, tungtransportandel, osv.) hentes fra nasjonal vegdatabank (NVDB); piggdekkandel hentes fra Statens vegvesen (SVV); værdata fra Meteorologisk institutt; slitasjefaktorer fra NORTRIP-modellen.	Utslippstall beregnes av Meteorologisk institutt med NORTRIP-modellen i riktig tid- og romoppløsning før det brukes i uEMEP-modellen.
Flytrafikk ⁶	Miljødirektoratet (Avinor)	Utslippstall levert av Eurocontrol, oppdateres årlig	Avinor leverer data til tidsvariasjoner og romlig fordeling av flyplassene

5.4. Støyeksponering

Det er en rekke regelverk som stiller krav til støyberegninger i Norge, og dette gjør at det er flere støymodeller tilgjengelige som brukes regelmessig av forvaltningen.

I forurensningsforskriften kapittel 5 om støy, kreves det at det gjøres en strategisk kartlegging av støyeksponeringen i områder med mye støy hvert femte år. Dette gjelder hovedsakelig større byområder og områder langs større veger, i tillegg til banestrekninger, flyplasser, havner og industri.

Retningslinje for behandling av støy i arealplanlegging T-1442 skal legges til grunn ved etablering av ny støyfølsom bebyggelse eller ny støyende virksomhet. I forbindelse med planlegging av tiltak skal det gjøres støyberegninger for å dokumentere at støyfølsom bebyggelse ikke får støy over anbefalte grenseverdier. Støy skal da beregnes etter godkjente metoder og de forutsetninger som er oppgitt i veilederen til T-1442. Derfor er det utviklet egne modeller for beregning av støy fra veg, bane og fly:

- Vei: Nordisk beregningsmetode for vegtrafikkstøy 1996; Nord2000
- Bane: Nordisk beregningsmetode for skinnegående trafikk, 1996.
- Flystøy: NORTIM

SINTEF har på oppdrag fra Miljødirektoratet analysert en rekke støykart som er beregnet med ulike metoder (som nevnt ovenfor). Analysene er et ledd i et større arbeid med å forberede innføring av nye beregningsmetoder for støy fra samferdsel og industri i Norge. Studien har avdekket at det er store sprik i resultater ved bruk av

dagens støymetodikk. Uavhengige eksperter kommer frem til forskjellige resultater selv om de bruker samme metode og samme datagrunnlag. SINTEF konkluderer i sin rapport med at det er et tydelig behov for mer ensartet praksis og standardisering av bruk av støymetodikk. Det er behov for en grundigere gjennomgang for å avklare hvorfor det er så store sprik i resultatene ved støykartlegging.

SSB har også utviklet en nasjonal støymodell i samarbeid med Miljødirektoratet, Statens vegvesen, Bane NOR, Avinor og Forsvarsbygg. Denne baseres på eksisterende støykartlegginger og gjør tilleggsberegninger der hvor støykartlegginger ikke er gjennomført. Formålet med denne støykartleggingen er å overvåke antall støyutsatte og støyplagede i Norge, i tråd med de Nasjonale støymålene (SSB 2018).

5.5. Samlet vurdering og kunnskapshull

5.5.1. Samlet vurdering av kunnskapsgrunnlag for eksponeringsberegninger

Under LEVE-prosjektet ble et befolkningsvektet gjennomsnitt benyttet for å beskrive eksponeringen i de største byene i Norge (Oslo, Trondheim, Bergen, Drammen), mens gjennomsnittet av en eller flere målinger ble brukt som eksponeringsmål for tettsteder eller andre geografiske områder. Det var disse verdiene som ble lagt til grunn for beregningene med skadefunksjonsmetodene og dermed også verdsettingsfaktorene. Selv om det fortsatt er vesentlig usikkerhet i konsentrasjonene som kan beregnes v.h.a. dagens spredningsmodeller, har det skjedd en vesentlig utvikling i både modeller og inngangsdata siden 1990-tallet. Det finnes i dag en rekke ulike modeller som beregner nivåene av ulike forurensningskomponenter med høy oppløsning i tid og rom, og tjenestene som utvikles under Luftsamarbeidet kan bidra til å forbedre grunnlaget for eksponeringsberegninger, blant annet ved å gjøre tilgjengelig og forbedre utslippsdata for alle kilder til luftforurensing.

Basert på vurderingene over kan vi konkludere med at kunnskapsgrunnlaget for beregning av human eksponering er vesentlig oppdatert siden LEVE-prosjektet, og det finnes nå eksponeringsberegninger for mange luftforurensningskomponenter: $PM_{2,5}$, $PM_{10-2,5}$, PM_{10} , BC, OC, BaP/PAHer, NO_2/NO_x , ozon, SO_2 , NH_3 , VOC, (tabell V1) samt de ulike transportstøykildene (trafikk, bane og fly). Eksponeringsmodellene som benyttes for å kartlegge human eksponering kan i prinsippet også benyttes til å kartlegge miljø- og materialeksponering. Per dags dato er det imidlertid ikke vanlig å benytte eksponeringsfordelinger for å kartlegge miljø- og materialeksponering. For disse effektområdene er det vanligere å benytte data fra målestasjoner, utslippsdata, luft eller deponert konsentrasjon beregnet ved hjelp av. ulike spredningsmodeller eller indirekte mål på eksponering som forsuring av vann.

Det er viktig å merke seg at vi ikke har vurdert kvaliteten på eksponeringsberegningene, altså hvor godt modellene beskriver de reelle konsentrasjonene av forurensningskomponentene. Videre, er det fortsatt vesentlig usikkerhet i alle modellene, både når det gjelder utslipp og spredningsberegninger. Spesielt er det viktig med gode utslippsdata, som også trenger høy tidsoppløsning og romlig fordeling. Utslippsdata har i dag ofte grovere oppløsning enn det som er nødvendig for å gjøre presise beregninger. Som et mål på usikkerheten i en modell kan beregnede og målte konsentrasjoner på samme punkt sammenlignes. En utfordring er at det kun finnes ca. 60 målestasjoner i Norge. Selv om dette oppfyller kravene i EU-regelverket kan dette være et for lavt antall målepunkter for å ta høyde for variasjonene mellom alle deler av landet i bebyggelsestetthet, topografi, kildesammensetning og meteorologiske forhold. I tillegg er det ikke alle forurensningskomponentene som måles ved de samme stasjonene. Flere målepunkter kan gi bedre kalibrering av modellene, men det er viktig å merke seg at det også er usikkerhet knyttet til måleresultatene.

Et eksempel på en slik sammenligning av modellberegninger og målestasjoner er gjennomført for uEMEP modellen for årsmidlede konsentrasjoner av $PM_{2.5}$. Den viste at ca. 2/3 av modellberegningene er innenfor +/- 20 prosent av verdiene fra målestasjonene for den ruten målestasjonen står i. Hovedbegrunnelsen til dette avviket ligger i nøyaktigheten av finskala utslippsdata som ligger i modellen. Dette usikkerhetsestimatet representerer altså usikkerheten for en rute i rutenettet med størrelse 50-250 m². Når beregninger gjøres for et større område, slik som en kommune, et fylke eller hele landet, er usikkerheten antagelig mindre. Beregningene viser at det fortsatt er relativ stor usikkerhet i humane eksponeringsberegninger (Personlig kommunikasjon Bruce Rolstad Denby).

Det er viktig å merke seg at det er usikkerhet i støyberegningene også. Det er særlig inngangsdataene til støymodellene, altså kildestøy og aktivitetsdata det knyttes usikkerhet til, samt usikkerhet knyttet til ulik bruk av støy metodikk. De fysiske spredningsmodellene for lydbølger regnes som mindre usikre, men presisjonen til modellene er høyere nær støykilden. Siden støyeksponeringen beregnes for husets fasade, bidrar dette også til en usikkerhet i eksponeringsberegningene.

To aspekter som varierer mellom de ulike støymodellene er dekningsgraden, altså hvor stor del av landet det kan gjøres støyberegninger for, og hvilket eksponeringsmål beregningene gjøres for. Det er kun nasjonal støymodell (SSB) som beregner støy nivåer for samtlige adresser i Norge. Denne benytter imidlertid støyparameteren $L_{Aeq,24t}$, dvs. et tidsmidlet støy nivå over døgnet uten vekting. Når det gjelder støyberegninger som gjøres etter regelverket er disse ikke landsdekkende, men de strategiske støykartleggingene som gjøres i henhold til Forurensningsforskriften dekker de byene og områdene med mest støy i Norge og kartlegger også de mest aktuelle støyparameterne L_{den} og L_{night} .

Eventuelle behov for forbedring og videreutvikling av eksponeringsfordelinger og utslippsdata for å beskrive human-, miljø- og materialeeksponering må sees i sammenheng med kunnskapshullene for trinn 2-4 i skadefunksjonsmetoden. Her inkluderes kun noen overordnede kommentarer.

5.5.2. Helse

Selv om det har skjedd en stor utvikling i modeller for eksponeringsberegninger og støy de siste tiårene, er det fortsatt rom for forbedring av modellene. Mulige forbedringsområdet inkluderer:

- kvaliteten på inngangsdata i form av utslippsfaktorer/kildestøy og aktivitetsdata
- opprette flere målestasjoner for validering og videreutvikling av eksponeringsmodeller
- inkludere mer detaljerte topografidata slik som informasjon om bygningsmasser for forurensningskomponenter (dette er allerede inkludert i støymodellene)

Videre må det vurderes hva som er viktigst å prioritere i arbeidet fremover; å utvikle regionale/område modeller som gir eksponeringsdata med svært høy kvalitet, eller nasjonale modeller med data av noe lavere kvalitet. Kravene som stilles til eksponeringsdataene vil avhenge av spørsmålet som stilles.

5.5.3. Miljø og materialer

Utvikling av eksponeringsfordelinger for å kartlegge miljø- og materialeeksponering, basert på eksponeringsmodellene som benyttes for å kartlegge human eksponering, ville være et godt verktøy for en kartlegging av nasjonale kostnader knyttet til effekter på miljø og materialer. Modellene som benyttes til å generere eksponeringsfordelinger for hele eller deler av Norge baserer seg på å i) beregne konsentrasjoner av de ulike forurensningskomponentene i et rutenett og ii) innhente data om antall individer som bor i hvert rutenett. Eksponeringsberegningene for en populasjon beregnes så ved å kombinere disse to datasettene. Hvis

man kjenner fordelingen av ulike typer miljø eller materialer for et område, skulle man kunne generere en tilsvarende eksponeringsfordeling for miljø eller materialer.

6. Kunnskapsstatus for helsevirkninger

For gjennomgangen av kunnskapsgrunnlaget for verdsetting av effekter av forurensningskomponenter og støy på helse vil kunnskapsgrunnlaget for ERFer baseres på en gjennomgang av rapporter fra internasjonale helseorganisasjoner (kapittel 6.1). Deretter vil metodikk som benyttes i Norge i dag for beregning av skade og verdsetting gjennomgå samlet. Trinn 3 og trinn 4 i skadefunksjonsmetoden vurderes altså samlet fordi en del av metodikken som benyttes slår sammen de to trinnene (kapittel 6.2). Til slutt oppsummeres status for ERFer og metodikk for de ulike forurensningskomponentene, samt kunnskapshull (kapittel 6.3).

6.1. Eksponerings-responsfunksjoner for helse

Kunnskapsgrunnlaget for eksponerings-responsfunksjoner for de ulike luftforurensningskomponentene og støykildene og effekter på helse er vurdert i separate delkapitler (6.1.1 og 6.1.2). I tillegg har vi inkludert noen betraktninger om hvorfor de tre forurensningskomponentene ultrafine partikler (UFP), metaller og persistente organiske stoffer (POPs) som kan være aktuelle for effekter på helse ikke ble inkludert i rapporten og vurdert på lik linje med de resterende komponentene (6.1.3)

6.1.1. Luftforurensningskomponenter

Eksponering for luftforurensing som svevestøv og ulike typer gasser kan både utløse og forverre sykdom, først og fremst i luftveiene og i hjerte- og karsystemet (Låg m. fl., 2013). Korte opphold (timer/døgn) i forurenset luft kan forverre eksisterende hjerte- og lungesykdommer, mens langvarig eksponering (måned/år) også kan bidra til utvikling av sykdom. Både utvikling og forverring av sykdom kan føre til for tidlig død. Nyere forskning peker også mot at eksponering for PM_{2,5} og annen luftforurensning kan føre til økt sykkelighet og/eller dødelighet av diabetes, fedme, effekter på sentralnerv-systemet (autisme, ADHD, Alzheimer, Parkinson etc.) og endringer i fødselsutfall (reduisert fødselsvekt, for tidlig fødsel etc.) (Landrigan m. fl., 2018; Myhre m. fl., 2018; Norman m. fl., 2013; Proietti m. fl., 2013).

Selv om ERFer vanligvis er basert på resultater fra befolkningsstudier, er det nødvendig at informasjon fra eksperimentelle og kliniske studier også vurderes for å kunne konkludere om sammenhengen mellom eksponering og helsevirkning er kausal. Tidsrammene for gjennomgangen av kunnskapsgrunnlaget i dette forprosjektet tillot ikke en fullstendig vurdering av både eksperimentelle, kliniske og befolkningsstudier. Den tilnærmingen som ble valgt var derfor en vurdering av kunnskapsgrunnlaget for konsentrasjonsresponskurver basert på kausalitetsvurderinger fra internasjonale helseorganisasjoner eller kurver som anbefales eller benyttes av disse organisasjonene. For disse kurvene antok vi at organisasjonene hadde gjort en tilfredsstillende gjennomgang av om sammenhengen mellom eksponering og helsevirkning er kausal slik at det er grunnlag for å benytte konsentrasjon-responskurvene i kvantitative risikovurderinger.

De internasjonale helseorganisasjonene som ble inkludert var Verdens helseorganisasjon (WHO, inkludert rapportene HRAPIE og REVIHAAP (WHO 2013a; WHO 2013b), Det amerikanske miljøbyrået (US EPA), og det globale sykdomsbyrdeprosjektet (GBD))¹⁹. Hvis det ikke forelå en klar konklusjon basert på disse organisasjonene sine rapporter, ble det gjort et ekstra søk i PubMed for å identifisere oversiktsartikler og i tillegg ble det gjort et

¹⁹ US EPA bruker følgende kategorier for å vurdere kausalitet; *causal relationship, likely to be a causal relationship, suggestive of a causal relationship, inadequate to infer a causal relationship, not likely to be a causal relationship*. I vår vurdering ble de to første kategoriene regnet som et godt kunnskapsgrunnlag, mens den tredje regnet som moderat.

søk i Health Effects Institute (HEI) sin database. Bakgrunnen for dette er at HEI ofte finansierer større internasjonale prosjekter som omhandler luftforurensningskomponenter.

Følgende gradering ble benyttet til å vurdere kvaliteten av kunnskapsgrunnlaget som beskriver sammenhengen mellom langtidseksponering for forurensningskomponenten og økt risiko for dødelighet eller sykkelighet:

- Godt: **flere** helseorganisasjoner har gjort kausalitetsvurdering / anbefalt kurve for **ett eller flere mål** på dødelighet/sykkelighet, og datagrunnlaget er vurdert som godt
- Moderat: **en** helseorganisasjoner har gjort kausalitetsvurdering / anbefalt kurve for **minst ett mål** på dødelighet/sykkelighet, og datagrunnlaget er vurdert som noe usikkert
- Svakt: det foreligger ingen anbefaling fra en internasjonal helseorganisasjon, men en eller flere **oversiktsstudier** har vist en sammenheng i meta-analyser
- Utilstrekkelig: **få eller ingen studier** beskriver en sammenheng mellom forurensningskomponenten og dødelighet/sykkelighet, i noen tilfeller finnes det relativt mange studier, men disse har ikke tilstrekkelig kvalitet (f.eks. utilstrekkelig kontroller av eksponering for andre komponenter)

I denne rapporten ble det faglige grunnlaget for både års- og døgnmidlet eksponering vurdert for de ulike luftforurensningskomponentene, men ikke kortere eksponeringsmål (timer). Kunnskapsgrunnlaget for årsmidlet eksponering for de ulike støykildene oppsummeres i neste kapittel. Dødelighet og sykkelighet vurderes separat. Med dødelighet menes enten naturlig død (all død minus voldsom død) eller ulike sykdomsspesifikke dødeligheter. Sykkelighet er et bredere begrep og inkluderer alt fra insidens av ulike sykdommer til sykehusinnleggelser og tapt arbeidstid. Vurderingene for hver forurensningskomponent er oppsummert i tabell 6.1, og også beskrevet kort i teksten nedenfor. For en samlet vurdering av kunnskapsgrunnlaget for hver forurensningskomponent ble årsmidlet eksponering vektlagt mer enn døgnmidlet fordi dagens metodikk for beregning av skade (særlig sykdomsbyrdeberegninger) vektlegger langtidseffekter tyngre enn korttidseffekter (tabell 6.1).

For fint svevestøv (PM_{2.5}) er kunnskapsgrunnlaget vurdert som godt for både års- og døgnmidlet eksponering når det gjelder økt risiko for død og sykdom (WHO 2013a; US EPA 2009; IHME 2017). For de to andre størrelsesfraksjonene (PM_{10-2.5} og PM₁₀) er kunnskapsgrunnlaget for konsentrasjons-responsfunksjoner svakere. For døgnmidlet PM_{10-2.5} vurderer både US-EPA (2009) og WHO (2013b) at kunnskapsgrunnlaget for sammenhengen med dødelighet og sykkelighet er moderat, mens kunnskapsgrunnlaget vurderes som svakere for årsmidlet eksponering av de samme organisasjonene. En nyere US EPA kunnskapsgjennomgang fra 2018 konkluderer imidlertid med at litteraturen peker mot en kausal sammenheng mellom årsmidlet PM_{2.5-10} og risiko for tidlig død («suggestive»). Vi konkluderer derfor med at kunnskapsgrunnlag for PM_{10-2.5} totalt sett er moderat, men vil fremheve at det er behov for en ny gjennomgang av kunnskapsgrunnlaget med mindre US EPA sin kunnskapsgjennomgang fra 2018 publiseres (se fotnote i tabell 6.1). Av svevestøvfraksjonene og komponentene inkluderer GBD kun PM_{2.5} i sine beregninger.

Basert på kriteriene ovenfor, er kunnskapsgrunnlaget for PM₁₀ vurdert til å være svakt for dødelighet for begge midlingsmål, men moderat for døgnmidlet og årsmidlet sykkelighet (tabell 6.1). WHO Europa anbefaler tre kurver, to for årsmidlet PM₁₀ eksponering og prevalensen i bronkitt for ulike aldersgrupper og en for døgnmidlet PM₁₀ og astmaincidens (barn 5-19 år) (WHO 2013a). For alle disse kurvene er datagrunnlaget vurdert som noe usikkert. For dødelighet er det veldig få studier som viser en sammenheng med årsmidlet PM₁₀, men for døgnmidlet PM₁₀

er det flere HEI studier som viser en sammenheng mellom døgnmidlet PM₁₀ eksponering og dødelighet eller sykkelighet (Katsouyanni m. fl. 2009; Peters m.fl. 2009; Samet m. fl. 2000).

Tabell 6.1: Oversikt over kunnskapsgrunnlaget for ERFer for helseeffekter av de ulike luftforurensningskomponenter, og en samlet vurdering per komponent. Se forklaring av vurderingskategoriene i teksten.

Årsmidlet eksponering			Døgnmidlet eksponering		Samlet vurdering
	Dødelighet	Sykelighet	Dødelighet	Sykelighet	
Svevestøv og svevestøvskomponenter					
PM _{2.5}	Godt	Godt	Godt	Godt	Godt
PM _{10-2.5}	Svakt/Moderat [§]	Svakt	Moderat	Moderat	Moderat
PM ₁₀	Svakt	Moderat	Svakt [#]	Moderat	Moderat/Svakt
BC	Svakt *	Svakt *	Svakt *	Svakt *	Svakt
OC	Svakt *	Svakt *	Svakt *	Svakt *	Svakt
BaP/PAH	Godt (BaP og kreft)	Godt (BaP og kreft)	Utilstrekkelig	Utilstrekkelig	Godt (BaP)
Gasser					
NO ₂	Moderat	Moderat	Moderat	Godt	Moderat
Ozon	Moderat	Moderat	Godt	Godt	Moderat
SO ₂	Svakt	Moderat	Moderat	Godt	Moderat
NH ₃	Ikke aktuelt for helse ^x				-
VOC	Benzen: Godt [‡]	Benzen: Godt [‡]	Ikke aktuelt for uteluft ^x		Godt (Benzen)

[§] I US EPAs vurdering fra 2018, som foreløpig har blitt trukket av en Trump-vennlig administrasjon, konkluderes det med et moderat kunnskapsgrunnlag for sammenhengen mellom årsmidlet PM_{2.5-10} og risiko for tidlig død. Dette peker mot at det er flere studier tilgjengelige nå enn i 2009, og at det er behov for en ny gjennomgang av kunnskapsgrunnlaget. Årsaken til at denne kunnskapsgjennomgangen ble trukket er at den nye lederen for programmet tviler på om dagens befolkningsstudier kan benyttes som grunnlag for kvantitative vurderinger. Det er verdt å merke seg at ekspertpanelet som gjennomførte vurderingene er sterkt uenige og fortsetter arbeidet uavhengig av US EPA, samt at de andre internasjonale helseorganisasjonene fortsatt gjennomfører kvantitative vurderinger på grunnlag av disse befolkningsstudiene.

[#] Det er en rekke store studier som viser en sammenheng mellom døgnmidlet PM₁₀-eksponering og dødelighet (se teksten). Kunnskapsgrunnlaget vurderes likevel som svakt her, det skyldes delvis at to av tre internasjonale organisasjoner (US EPA og GBP) inkluderer PM₁₀.

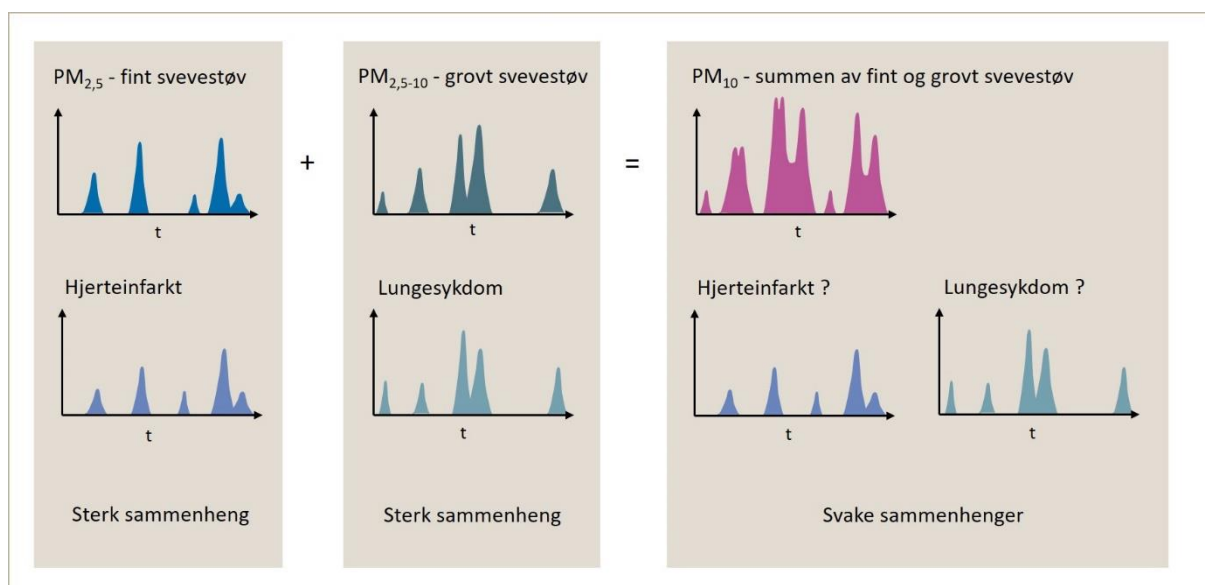
* BC og OC har lignende effekter som PM_{2.5}, men beskrives av langt færre studier og effektene som knyttes til BC og OC kan foreløpig ikke skilles fra effektene av PM_{2.5}.

[‡] For andre VOCer varierer kunnskapsgrunnlaget fra utilstrekkelig til svakt

^x Human eksponering for ammoniakk via uteluft er så lav at det er lite sannsynlig at det er assosiert med helseeffekter. Akutte eksponeringer f.eks. ved ulykker og/eller arbeidsmiljø er assosiert med akutte helseeffekter, men dette dekkes ikke av denne rapporten. Tilsvarende er korttidseksponeringer for VOC er kun relevant for eksponeringer i inneluft.

EPA inkluderer kun PM_{10-2.5} i sine kunnskapsoppsummeringer om svevestøv, selv om USA i likhet med Norge og Europa har grenseverdier for PM₁₀. Mens PM_{10-2.5} har andre kilder, annet mønster for avsetning i lungene og også er knyttet til andre helseeffekter enn PM_{2.5}, overlapper PM₁₀ og PM_{2.5} størrelsesfraksjonene. Dette kan skape problemer i tolkningen av data, særlig i befolkningsstudier (se figur 6.1), og er også problematisk i forbindelse med verdsetting. Effekter av PM_{2.5} og PM₁₀ fraksjonene er nemlig overlappende, og kan derfor ikke adderes når det gjelder beregning av skade eller verdsetting. Vi anbefaler derfor at PM_{10-2.5} inkluderes i et eventuelt hovedprosjekt snarere enn PM₁₀.

Når det gjelder de ulike komponentene av svevestøv, BC, OC og PAHer, er disse vesentlig mindre studert enn de ulike størrelsesfraksjonene til svevestøvet, særlig når det gjelder befolkningsstudier som skal danne grunnlag for ERFer. Svart karbon (også kjent som black carbon: BC) beregnes vanligvis ved hjelp av lysabsorpsjon, mens elementært karbon (EC) beregnes ved hjelp av en såkalt termo-optisk metode. BC og EC brukes gjerne som ekvivalente størrelser, og er begge mål på den karbon-rike partikkelkjernen i forbrenningspartikler, selv om de altså er basert på ulike målemetoder og strengt tatt er forskjellige størrelser. Organisk karbon (OC) er summen av alle de organiske kjemikaliene knyttet til partikkelkjernen og måles også ved hjelp av den termo-optiske metoden. Forbrenningspartikler som kun består av organisk karbon kan også forekomme.



Figur 6.1: Skjematisk illustrasjon av bakgrunnen for forskjellen i statistiske sammenhenger med helseutfall for de ulike størrelsesfraksjonene av svevestøv. Figuren illustrerer fiktive variasjoner i konsentrasjoner av fint og grovt svevestøv og PM10 over tid, med overdrevne topper og forskjeller. De viktigste kildene til fint svevestøv er vedfyring og utslipp fra veitrafikk, mens for grovt svevestøv er slitasjepartikler fra vei og bil viktige. Disse kildene varierer både i rom og tid. Det er også illustrert at PM10 utgjør summen av fint og grovt svevestøv. I befolkningsstudier som undersøker sammenhenger mellom døgnmiddelst svevestøvseksponering og helseeffekter analyseres sammenhenger over tid med ulike statistiske metoder. Vi ser her at fint svevestøv og hjerteinfarkt samvarierer veldig godt i dette fiktive eksempelet, noe som kan indikere en sterk assosiasjon mellom eksponering og sykdom. For grovt svevestøv derimot er samvariasjonen svakere med hjerteinfarkt, men god med sykehusinnleggelse for lungesykdom. For summen av fint og grovt svevestøv er det i motsetning liten samvariasjon med begge helseutfallene og assosiasjonen vil betegnes som svak. Hvis dette hadde vært reelle data ville en konsekvens av disse mønstrene være høyere RR estimater for PM2,5 og PM10-2,5 enn for PM10.

Vi har vurdert kunnskapsgrunnlaget for både BC og OC til å være svakt for begge midlingsmål for både sykkelighet og dødelighet. US EPA og WHO har ikke gjort egne kunnskapsgjennomganger av disse komponentene, men vurderer dem i rapporter for svevestøv generelt. Begge organisasjonene påpeker at det er utilstrekkelig grunnlag til å vurdere BC og OC. WHO sier også at BC i seg selv ikke fører til helseeffekter, men at den fungerer som bærer eller markør for forbrenningspartikler. Noen befolkningsstudier rapporterer også sterkere sammenhenger mellom BC og helseeffekter, men dette reflekterer at BC er en bedre markør for de skadelige utslippene fra forbrenningsprosesser snarere enn at det er en kausal sammenheng mellom BC og negative helseeffekter (WHO 2013b). Nyere oversiktsartikler konkluderer med at både BC og OC har lignende effekter som PM_{2,5} på dødelighet og/eller sykkelighet for årsmiddelst og/eller døgnmiddelst eksponering, men at effektene ikke kan skilles fra PM_{2,5} effektene på tilstrekkelig vis (Luben m.fl. 2017; Kirrane m.fl. 2019; Breton m. fl. 2011; Ostro m.fl. 2010). Siden det i tillegg er vesentlig færre studier som omhandler BC og OC enn PM_{2,5} er det lite sannsynlig at disse komponentene vil inkluderes i kvantitative vurderinger i nærmeste fremtid.

Sammenlignet med for de ulike svevestøvfraksjonene, er det relativt få befolkningsstudier som studerer sammenhengen mellom PAHer i uteluft og ulike mål på dødelighet og sykkelighet. Det er derfor ikke tilstrekkelig data eller kunnskapsgrunnlag for å sette opp ERFer. Benzo-a-pyren (BaP) er derimot klassifisert som kreftfremkallende av IARC og kunnskapsgrunnlaget vurderes også som godt av WHO (WHO 2000). Vi har derfor vurdert kunnskapsgrunnlaget som godt for både sykkelighet og dødelighet knyttet til langtidseksponering for BaP. Merk at WHO vurderer kunnskapsgrunnlaget godt når det gjelder eksponering for en blanding av

kreftfremkallende PAHer og redusert vekst hos fosteret (WHO 2010). WHO påpeker også at PAHer kan påvirke funksjonen til immunceller, men her er det fortsatt begrenset kunnskapsgrunnlag.

For de ulike gassene er kunnskapsgrunnlaget generelt vurdert som moderat til godt. For nitrogendioksid (NO₂)²⁰ er kunnskapsgrunnlaget moderat for sammenhengen mellom årsmidlet eksponering og dødelighet og sykелighet i tillegg til døgnmidlet eksponering og dødelighet (US EPA 2016, WHO 2013a). For døgnmidlet eksponering og lungesykdom vurderes derimot kunnskapsgrunnlaget som godt (US EPA 2016, WHO 2013a). WHO Europa anbefaler kurver for døgnmidlet eksponering for ozon for både dødelighet og sykелighet (sykehus innleggelser på grunn av lunge og hjerte-karsykdom) (WHO 2013a). I tillegg inkluderes dødelighet som følge av korttidseksponering for ozon i GBD, og både WHO og US EPA vurderer kunnskapsgrunnlaget som godt for dødelighet og sykелighet som følge av døgnmidlet ozon eksponering (US EPA 2013, WHO 2013a). For årsmidlet ozon eksponering er kunnskapsgrunnlaget vurdert som moderat av EPA, mens WHO ikke anbefaler kurver (US EPA 2013, WHO 2013a). For svoveldioksid er kunnskapsgrunnlaget godt for døgnmidlet eksponering og lungesykdom (US EPA 2017, WHO 2005), men moderat for døgnmidlet eksponering og dødelighet, samt årsmidlet eksponering og lungesykdom (US EPA 2017, WHO 2005). For årsmidlet svoveldioksid eksponering og dødelighet er kunnskapsgrunnlaget svakt (US EPA 2017). Det er verdt å merke seg at nivåene av svoveldioksid er redusert kraftig de siste 30 årene, og nivåene i Norge er sjelden over luftkvalitetskriteriene (FHI 2019).

Sammenlignet med de tre gassene ovenfor er det relativt få befolkningsstudier som studerer sammenhengen mellom VOCer i uteluft og ulike mål på dødelighet og sykелighet. Det er derfor ikke tilstrekkelig kunnskapsgrunnlag for å sette opp ERFer. Benzen er derimot klassifisert som kreftfremkallende av IARC og kunnskapsgrunnlaget vurderes også som godt av WHO²¹. Vi har derfor vurdert kunnskapsgrunnlaget som godt for både sykелighet og dødelighet knyttet til langtidseksponering for benzen. For andre VOCer varierer kunnskapsgrunnlaget mellom svakt og er ikke evaluert.

6.1.2. Støy

Når det gjelder kunnskapsgrunnlaget for støy har vi brukt en litt enklere tilnærming. Vi har kun vurdert årsmidlet eksponering, da det er dette som brukes i nåværende helserisikovurderinger og verdsetting. I tillegg er vurderingen kun basert på WHO sin nylige gjennomgang av kunnskapsgrunnlaget som er basert på en GRADE²² («*The Grading of Recommendations Assessment, Development and Evaluation*») vurdering (WHO 2018b). Det ble ikke gjort søk for å finne rapporter fra andre organisasjoner.

Kunnskapsgrunnlaget er sterkest for støy fra veitrafikk når det gjelder sykелighet og dødelighet knyttet til hjerte-kar sykdommer. For støy fra alle transportkildene (veg, bane, luftfart) er kunnskapsgrunnlaget for søvnforstyrrelser vurdert å ha moderat kvalitet, mens for støyplage er kunnskapsgrunnlaget bedre for støy fra bane og fly enn for vegtrafikk. I den samlede vurderingen er kunnskapsgrunnlaget for sammenhengen mellom årsmidlet støyeksponering og sykелighet vurdert som moderat for alle transportkildene (ikke vist i tabell). Hovedsakelig er det sterk grad av støyplage, sterk grad av støyrelaterte søvnforstyrrelser og iskemisk hjertesykdom (kun veg) som er inkludert i sykdomsbyrdeberegninger. Det er stor usikkerhet med hensyn til helsetapsvekter, spesielt for støyplage. Videre er det sannsynlighet for en viss dobbelttelling dersom man

²⁰ Hovedvekten av studier omhandler NO₂, mens det er begrenset kunnskap om human eksponering og helseeffekter for NO_x

²¹ <https://www.who.int/ipcs/features/benzene.pdf>

²² Metode for vurdering av kvaliteten på studier og forskning for å besvare et klinisk spørsmål, les mer på <https://bestpractice.bmj.com/info/toolkit/learn-ebm/what-is-grade/>

summerer helsetapet fra sterk støyplass og sterk grad av søvnforstyrrelser, men det er usikkert hvor stort overlapp det er mellom disse to helsetapene.

Andre helseutfall er også vurdert i den systematiske gjennomgangen i regi av WHO, inkludert slag, hypertensjon, diabetes og virkninger på foster i svangerskap, men her er det fortsatt manglende kunnskap. Vindturbiner ble også vurdert i WHO sin kunnskapsgjennomgang, med svak kvalitet på kunnskapen for sammenheng for søvnforstyrrelser og plage.

Tabell 6.2: Vurdering av kunnskapsgrunnlaget for ERFer for sammenhengen mellom av årsmidlet støyeksponering og ulike mål på dødelighet og sykkelighet. Tabellen er basert på WHOs kunnskapsgjennomgang fra 2018

Kilde	Iskemisk hjertesykdom/død	Søvnforstyrrelser	Støyplass	Læring hos barn (skole)
Vegtrafikk	Høy	Moderat	Lav	Lav
Bane	Lav	Moderat	Moderat	Lav
Luftfart	Lav	Moderat	Moderat	Moderat

6.1.3. Andre komponenter

Listen av forurensningskomponenter som ble inkludert i dette prosjektet var utformet for å inkludere de komponentene som var mest aktuelle for verdsetting, både basert på etterspørsel og kunnskapsgrunnlag. Komponenter som ble vurdert som ikke ble inkludert var ultrafine partikler (UFP), metaller og persistente organiske stoffer (POPs).

UFP er den minste størrelsesfraksjon av svevestøvet, som tilsvarer partikler i nanometer størrelsesorden, altså med aerodynamisk diameter mindre enn 0,1 µm. UFP har fått mye oppmerksomhet de siste 10-15 årene, og US EPA vurderte kunnskapsgrunnlaget til å være utilstrekkelig for langtidseksponeringer, men moderat for korttidseksponering for lungesykdom og hjerte-kar sykdom (US EPA 2009). Det er imidlertid fortsatt utfordringer i modelleringen av eksponering for UFP, noe som begrenser muligheten for å gjennomføre både befolkningsundersøkelser og verdsetting.

Når det gjelder metaller, er disse i hovedsak assosiert med svevestøv, og i en verdsetting vil det ikke være mulig å inkludere både metaller og finfraksjonen av svevestøvet. Vi bestemte derfor før oppstarten av prosjektet at metaller ikke skulle inkluderes i listen av forurensningskomponenter.

POPs er derimot en klasse med kjemikaler som oppfører seg helt annerledes enn komponentene på listen. Disse kjemikaliene har lang levetid og bioakkumulerer, derfor er det ikke bare nye utslipp som må vurderes, men også akkumulert mengde i natur og mennesker. I tillegg er viktigste eksponeringsvei for POPs antatt å være via mat. Eksponering via luft er gjerne i forbindelse med langtransportert forurensning og innendørs støv. Kildene for human eksponering er svært forskjellige fra de som står for utslipp av komponentene som er inkludert på listen og vil derfor kreve andre tiltak. Videre har POPs i liten grad vært studert i forbindelse med lokal luftforurensning, og det finnes ikke tilgjengelige ERFer. Totalt sett vurderte vi at verdsetting av POPs vil kreve en helt annen type modeller for å beskrive total eksponering (akkumulert + utslipp) og dette aspektet vil også påvirke metodikk for vurdering av skade. Vi konkluderte derfor at det ville være bedre å vurdere eksponeringer for persistente kjemikalier i et separat prosjekt.

6.2. Beregning av skade og verdsetting

I Norge er det per dags dato tre ulike metoder for beregning av skade og verdsetting som benyttes. Sykdomsbyrdeberegninger gjøres i hovedsak av Folkehelseinstituttet (kapittel 6.2.1), skadefunksjonsmetoden benyttes i NordicWelfAir prosjektet i form av den danske EVA-modellen (kapittel 6.2.2) og i tillegg benyttes verdsettingsfaktorene fra LEVE-prosjektet (kapittel 6.2.3). Se kapittel 2 for en beskrivelse av metodikken som legges til grunn for beregningene. Fordeler og ulemper ved bruk av de disse tre metodene diskuteres kort i kapittel 6.2.4, mens status for beregning av skade og verdsetting for helse samt kunnskapshull omtales i kapittel 6.2.6.

6.2.1. Sykdomsbyrdeberegninger

Senter for sykdomsbyrde ved FHI publiserte for første gang i 2016 en detaljert oversikt over dødelighet og sykkelighet (helsetap) i den norske befolkningen, og endringer som har skjedd fra 1990 og frem mot 2013 (FHI, 2016). Denne ble fulgt opp med en rapport om sykdomsbyrdeutvikling i Norge fra 2005 til 2015 (FHI, 2017). Dette arbeidet gjennomføres i nært samarbeid med det globale sykdomsbyrdeprosjektet *Global Burden of Disease (GBD) Study*, og det er data for Norge fra dette prosjektet som presenteres. Fra og med 2015 har det kommet årlige publiseringer fra GBD-prosjektet, slik at utviklingen i folkehelsen kan følges enda tettere enn tidligere. Dette omfatter nå sykdomsbyrdeberegninger for 249 dødsårsaker, 315 sykdommer og skader, og for 79 risikofaktorer. Luftforurensning er en av disse risikofaktorene, men kun PM_{2,5} og ozon inkluderes. Disse sykdomsbyrdeberegningene resulterer i DALY estimater som i prinsippet kan verdsettes basert på Helsedirektoratet sine verdiestimer for DALY (se kapittel 2). Så vidt vi vet gjøres det ikke verdsetting av effekter av luftforurensning på helse basert på sykdomsbyrdeestimatene fra GBD i Norge. Trafikkstøy er ikke inkludert i det globale sykdomsbyrdeprosjektet.

Ved kost-nyttevurderinger sammenlignes ofte helsevirkningene av en eksponering før og etter gjennomføring av et tiltak. Det er da nødvendig å inkludere ulike eksponeringsfordelinger for henholdsvis før og etter tiltak i helserisikovurderingene. Siden det ikke er mulig å benytte det globale sykdomsbyrdeprosjektet sine beregninger og verktøy for ulike eksponeringsfordelinger, er det nødvendig å gjennomføre egne beregninger for Norge for å gjøre kost-nytte vurderinger. Forskere ved Avdeling for miljø og helse ved Folkehelseinstituttet gjør derfor også egne sykdomsbyrdeberegninger for eksponering for svevestøv og støy på oppdrag fra eksterne aktører basert på eksponeringsfordelinger fra ulike nasjonale modeller (Aasvang m.fl. 2012; 2016). En eventuell verdsetting av effekter på helse kan da baseres på beregnede DALY og Helsedirektoratet sine verdiestimer for et leveår. Selv om det i utgangspunktet er samme fremgangsmåte som benyttes for sykdomsbyrdeberegninger for svevestøv og støy, er det noen forskjeller i metodikk og grunnlagsdata. Dette gjelder f.eks. hvilke helseutfall som inkluderes. Siden det ofte er de samme kildene som generer luftforurensning og støy er det behov for å harmonisere metodikken som benyttes.

Sykdomsbyrdeberegninger ble i utgangspunktet utviklet for sammenlignende helseanalyser, for eksempel for å sammenligne helseeffekten av en alvorlig sykdom som rammer et fåtall av befolkningen med en lite alvorlig sykdom som rammer et flertall. Metodikken ble altså i utgangspunktet ikke utviklet for verdsetting, men anbefales nå av Helsedirektoratet fordi den tillater konsistent måling og vektlegging av helse på tvers av samfunnssektorer (Personlig kommunikasjon, Kjartan Sælensminde, Helsedirektoratet).

I arbeidet beskrevet ovenfor gjennomføres sykdomsbyrdeberegninger hovedsakelig for årsmidlet eksponering. Under revisjon av grenseverdiene for svevestøv, som fortsatt pågår, ble muligheten for gjennomføring av sykdomsbyrdeberegninger for døgnmidlet eksponering utredet av FHI. Konklusjonen var at metodikken for sykdomsbyrdeberegninger ikke er godt egnet for å verdsette helseeffekter knyttet til døgnmidlet eksponering.

Det er heller ingen internasjonale miljøer som gjennomfører sykdomsbyrdeberegninger for døgnmidlet eksponering. Hovedårsaken til dette er nok at sykdomsbyrden som knyttes til årsmidlet eksponering er mye høyere enn for døgnmidlet eksponering. Dette skyldes både at risikoestimatene for årsmidlet eksponering er høyere enn for døgnmidlet eksponering og at studiedesignet for effekter av døgnmidlet eksponering gjør at det kan tilskrives relativt lav tappt levetid til et dødsfall. Mens kohort studier som omhandler årsmidlet eksponering omfatter sykdomsutvikling, er det ikke mulig å studere årsaken til sykdomsutvikling i tidsseriestudiene som omhandler døgnmidlet eksponering. For eksempel, for en person som har utviklet hjerte-kar sykdom på grunn av fedme eller røyking, men dør på en dag med høy luftforurensning, vil dødsfallet tilskrives svevestøvseksponeringen. Siden sykdomsutviklingen ikke utelukkende kan knyttes til svevestøvseksponeringen, blir det heller ikke riktig å tilskrive alle beregnede tapte leveår til svevestøvseksponeringen.

Siden man for døgnmidlet eksponering ikke kan knytte eksponeringen til sykdomsutviklingen, kan man kun tilskrive tappt levetid i størrelsesorden måneder per dødsfall (f.eks. 6-12 måneder), istedenfor alle forventede gjenstående leveår (Ostro 2004). Det har også vært diskutert hvorvidt det kun er opptil 5 døgn som kan tilskrives for dødsfall grunnet døgnmidlet eksponering for forurensning, fordi man antar at disse dødsfallene i stor grad inntreffer i den delen av befolkningen som allerede er svært syke og bare har dager igjen å leve i utgangspunktet (den såkalte «innhøstingshypotesen»). Dette har imidlertid blitt tilbakevist i flere studier (Schwartz 2000; Schwartz 2001; Zanobetti m. fl., 2003; Zeger m. fl., 1999), og estimer for tappt levetid på 6-12 måneder synes å være akseptabelt (AEA Technology, 2005; Ostro 2004).

Selv om sykdomsbyrdeberegninger ikke fanger opp kostnader knyttet til korttidseksponering av luftforurensning, betyr ikke det at helseeffekter knyttet til korttidseksponering ikke medfører kostnader for samfunnet. Det er generelt sett færre dødsfall som kan tilskrives korttidseksponering enn langtidseksponering, men det kan være større kostnader forbundet med sykdom for korttidseksponeringer. Dette kan medføre kostnader for samfunnet i form av merutgifter forbundet med sykehusinnleggelser, tappt arbeidstid og medisinbruk. For å unngå en underestimert av de totale kostnadene forbundet med korttidseksponering for luftforurensningskomponenter, er det derfor nødvendig å utvikle alternativ metodikk for å fange opp disse kostnadene. Det er verdt å merke seg at kunnskapsgrunnlaget for sammenhengene mellom korttidseksponering og helseeffekter er sterkere enn for langtidseksponering for mange luftforurensningskomponenter (se tabell 6.1). En ny amerikansk studie viste at selv små økninger i nivåene av døgnmidlet eksponering for PM_{2,5} førte til vesentlige kostnader i form av helsetap og samfunnskostnader som medisinbruk og sykehusinnleggelser (Wei m.fl. 2019).

6.2.2. Skadefunksjonsmetoden

Under NordicWelfAir-prosjektet er det en egen arbeidspakke som omhandler verdsetting av effekter av luftforurensning på helse og inkluderer verdsetting av luftforurensningskomponenter for alle de nordiske landene ved hjelp av EVA-modellen (Brandt m.fl. 2013; Im m.fl. 2019). Støyeksponering vurderes ikke under NordicWelfAir-prosjektet.

EVA-modellen (Economic Valuation of Air pollution) er utviklet ved Århus Universitet i Danmark og bruker en skadefunksjonstilnærming. Den benytter en fysisk spredningsmodell som beregner konsentrasjonene av forurensningskomponenter (se Vedlegg 1) og gjør en verdsetting basert på skadefunksjonsmetoden. Komponentene som verdsettes er PM, ozon og SO₂. Skaden beregnes basert på et utvalg ERFer fra litteraturen, en statistisk fordeling av innbyggerne og ulike grunnfrekvenser for dødelighet og sykdommer i befolkningen (altså dødsfalls eller sykdomsrater innhentet fra registre eller lignende). For verdsetting av dødelighet benyttes VOLY for effekter knyttet til årsmidlet eksponering, mens VSL benyttes for effekter knyttet til døgnmidlet

eksponering. For verdsetting av effekter på ulike sykdommer benyttes en kostnad-per-sykdom-tilnærming basert på oppgitte preferanse-studier og/eller kostnader for staten og privatpersoner av medisiner og behandling (såkalte Cost-Of-Illness; COI) (Brandt m.fl. 2013; Im m.fl. 2019).

Som nevnt i Vedlegg 1 ser NordicWelfAirs modell foreløpig ut til å være vanskelig tilgjengelig for dem som ikke er involvert i prosjektet, men data fra prosjektet publiseres fortløpende. EVA-modellen benytter statistiske data for fordeling av populasjonen utover et område. Dette er en mindre nøyaktig metode enn folkeregistrerte adresser. I tillegg er ERFene som benyttes i EVA i stor grad basert på forskning fra tidlig 2000-tall, i likhet med ERFene benyttet for verdsettingsfaktorene fra LEVE er disse altså utdaterte. Det er imidlertid planen at disse skal oppdateres i løpet av NordicWelfAir-prosjektet som avsluttes i 2021. Verdianslag for ulike sykdommer, VSL og VOLY vil også bli oppdatert basert på de siste empiriske undersøkelser. Dødsfall som knyttes til døgnmidlet eksponering for $PM_{2,5}$ beregnes her i tillegg til for årsmidlet eksponering. Så vidt vi kan se, tas det ikke høyde for problematikken rundt begrensninger i antall tapte leveår som kan tilskrives per dødsfall for korttidsstudier (se kapittel 6.2.1). Det ser heller ikke ut til at det korrigeres for mulige dobbelttellingene ved verdsetting av dødelighet knyttet til både døgn- og årsmidlet $PM_{2,5}$ -eksponering.

6.2.3. Verdsettingsfaktorer

Verdsettingsfaktorene fra LEVE-prosjektet benyttes fortsatt og anbefales også i den reviderte Statens vegvesen Håndbok V712 for konsekvensutredninger. Verdsettingsfaktorene er justert for prisstigning, men er fortsatt basert på kunnskapsgrunnlaget fra århundreskiftet (se kapittel 3). Tilsvarende er det utviklet verdsettingsfaktorer for ulike støykilder (TØI 2016).

Bruk av verdsettingsfaktorer tillater direkte verdsetting av utslipp av luftforurensningskomponenter eller støy fra ulike kilder, uten at en spredningsberegning gjennomføres. Dette gjør at det er lite komplisert å benytte verdsettingsfaktorer, men det er også en vesentlig usikkerhet knyttet til denne 'snarveien'. Spredningen av både luftforurensningen og støy vil avhenge av meteorologi, bebyggelse og topografi. I tillegg vil effekter på helse være avhengig av aldersfordelingen til befolkningen og grunnfrekvensen av ulike sykdommer. Bruk av verdsettingsfaktorer gjør at det ikke er mulighet til å ta høyde for endringer i spredning og befolkningsegenskaper for hvert enkelt tilfelle.

Verdsettingen av støy er basert på til dels eldre studier samt at andre helsevirkninger enn sterk støyplage ikke ser ut til å være tilstrekkelig inkludert. I en rapport fra TØI (2016) pekes det på stort sprik i verdsetting av støy mellom ulike land. Spesielt de svenske verdsettingene ligger betydelig over norske foreslåtte verdier. Bakgrunnen for den store variasjonsbredden i verdsetting begrunnes med at det er få undersøkelser som er gjennomført, og betydelige metodologiske utfordringer uansett hvilken metode en anvender for å komme fram til verdsettingene.

6.3. Samlet vurdering og kunnskapshull

Under LEVE-prosjektet ble effekter på helse kun verdsatt for eksponering for PM_{10} og NO_2/NO_x . Gjennomgangen av kunnskapsgrunnlaget for ERFer viser at det har skjedd en vesentlig oppdatering siden LEVE-studien. Ved en samlet vurdering av kunnskapsgrunnlaget, med størst vekt på årsmidlet eksponering, ble dette funnet å være godt eller moderat for $PM_{2,5}$, $PM_{10-2,5}$, NO_2/NO_x , ozon og SO_2 (tabell 6.1). Kunnskapsgrunnlaget ble også vurdert som godt for årsmidlet eksponering for enkelte PAHer og VOCer, henholdsvis BaP og benzen, men for disse kjemikaliene var det ikke tilstrekkelig informasjon tilgjengelig til å sette opp ERFer. Videre ble kunnskapsgrunnlaget for alle transportstøykildene (vei, bane, fly) vurdert som moderat (ikke vist i tabell). Basert

på en vurdering av kunnskapsgrunnlaget, eksponeringsnivået og alvorlighetsgraden av helseeffektene anbefaler vi at PM_{2,5}, PM_{10-2,5}, NO₂/NO_x, ozon og støy inkluderes i det videre arbeidet.

Når det gjelder metodikk for beregning av skade og verdsetting har det også skjedd en vesentlig oppdatering av kunnskapsgrunnlaget siden LEVE-studien. Sykdomsbyrdeberegninger er nå den metodikken som i størst grad benyttes til beregning av negative helsevirkninger knyttet til luftforurensning og støy i Norge, mens skadefunksjonstilnærmingen som ble brukt i LEVE fortsatt er rådende internasjonalt innen samfunnsøkonomiske analyser av tiltak mot luftforurensning. Utviklingen av sykdomsbyrde metodikken ser ut til å ha skjedd uavhengig av skadefunksjonsmetoden, og de to metodene er så vidt vi vet ikke sammenlignet når det gjelder mulige konsekvenser av forskjeller i formlene som legges til grunn for beregningene og/eller ulike tilnærminger i verdsettingen (DALY vs. VSL/VOLY/kostnad-per-sykdom).

Når det gjelder kunnskapshull, er det behov for videre arbeid for å muliggjøre en god verdsetting av effekter av luftforurensning og støy på helse. På følgende områder der det er behov for videre arbeid (se mer utfyllende beskrivelse, anslått arbeidsmengde og prioriteringer i kapittel 9):

1. Sammenligning av metodikk (sykdomsbyrde vs. skadefunksjonsmetoden).
2. Videreutvikling av metodikk knyttet til korttidseksponering (vurdering av samfunnskostnader i tillegg til helsetap).
3. Kunnskapsgjennomganger for å bestemme ERFer for utvalgte eksponeringer og helseutfall, inkludert ulike typer dødelighet og sykkelighet.
4. Forskningsprosjekt for å bestemme nye ERFer der kunnskapsgjennomgangene viser at kurver av tilstrekkelig kvalitet ikke er tilgjengelige, eller at kurvene ikke er representative for norske forhold.
5. Vurdering av bruk av GBD data i nasjonale beregninger. Det er en stor mengde data tilgjengelig gjennom GBD prosjektet. Det bør vurderes hvordan dette kan benyttes i nasjonale beregninger og i hvilken grad det er nødvendig å gjøre supplerende studier.
6. Oppdatering av inngangsdata for verdsetting. Hvis sykdomsbyrdeberegninger anbefales i delprosjekt 1; sammenligning av helsetapsvekter for DALY og kvalitetsvektene fra QALY med nye økonomiske verdsettingsstudier. Hvis skadefunksjonsmetoden anbefales; nye verdsettingsstudier for de sykdommene som er mest relevante for effekter av luftforurensning.
7. Alternativer til verdsettingsfaktorer. Finnes det 'brukervennlige' alternativer til enhetspriser?
8. Usikkerhetsberegninger. Utvikling av metodikk for overføring av usikkerheten i de ulike inngangsdataene fra trinn til trinn i beregningene, slik at disse reflekteres i det endelige verdsettingsestimatet.
9. Harmonisering av metodikk som benyttes for verdsetting av helseeffekter av luftforurensning og støy.

Når det gjelder selve verdsettingen, er det behov for oppdatering av de økonomiske verdiene og helsetapsvekter for alle sykdommer det finnes etablerte ERFer for, og de helseendepunkter det forventes at det vil komme nye ERFer for. Verdi av Statistisk Liv (VSL) er etablert i Norge som 30 millioner 2012-kr, basert på oppgitt preferanseundersøkelse av et representativt utvalg av Norges befolkning i 2010. Verdi av et leveår (VOLY) er utledet av denne VSL-verdien av Helsedirektoratet for å verdsette helsetapsjusterte leveår (DALY) og kvalitetsjusterte leveår (QALY). Verdsettingsstudien av VSL ble foretatt for 10 år siden, og det er således behov for nye oppgitte preferansestudier for å oppdatere VSL-verdien, samt en gjennomgang av prosedyrene for å beregne VOLY fra VSL. Parallelt bør det også utledes helsetapsvekter for de sykdommer som kan relateres til luftforurensninger og støy, og helst spesifikt for Norge gjennom undersøkelser blant et representativt utvalg av den norske befolkning slik at antall DALY kan beregnes. Sammenlignende studier av folks betalingsvillighet for å unngå spesifiserte

sykdommer med verdsetting av DALY og QALY gjennom VOLY bør gjennomføres for å øke validiteten av verdsettingssteget for helse i skadefunksjonstilnærmingen.

7. Kunnskapsstatus miljøvirkninger

7.1. Innledning

Skadefunksjonsmetoden er en del brukt på miljøområdet. Den ble for eksempel brukt for å verdsette luftforurensningens kostnader i form av forsuring på fisk i SFT (2005), ved at man benyttet tålegrenser for forsuring. Men ofte brukes litt andre tilnærminger, som beskrevet i kapittel 2. Fordi det er relativt få studier som er gjennomført som har frembrakt miljøkostnader ved utslipp av luftforurensning på ulike miljøeffekter, vil vi ikke følge oppsettet med å beskrive hva som finnes av litteratur for de ulike trinnene i skadefunksjonsmetoden, men systematisere ut fra hvilke miljøeffekter som er verdsatt for hvilke luftforurensningskomponenter, og så diskutere hvilke metoder de har brukt.

7.2. Er dagens miljøutfordringer de samme som de som ble verdsatt i LEVE-prosjektet?

I SFT (2005) ble det gjennomført skadefunksjonsberegninger for forsuring for å få skadekostnadsverdier for NO_x , SO_2 , NH_3 . I tillegg brukte man tiltakskostnader for å få et uttrykk for verdien av å redusere utslippene av NO_x , SO_2 , NH_3 og VOC, der disse enhetsprisene ble antatt å omfatte «alle virkninger på helse, miljø og materialer» av disse utslippene.

Det er kjent at utslippene av SO_2 er sterkt redusert siden grunnlaget for LEVE-studien ble utarbeidet, og i flere av oppfølgingsstudiene etter LEVE-studien (jf. kapittel 3) har redusert enhetsprisen eller satt den til 0 fordi Gøteborgprotokollen var oppfylt og/eller fordi nettokostnad for tiltak for å oppnå målsettingen ble beregnet til 0.

Ifølge Miljøstatus (per november 2019) gir NO_2 og SO_2 fortsatt forsuring og overgjødning av vann. CO , NO_2 og VOC bidrar til dannelse av bakkenært ozon og dermed ozoneffekter på vegetasjon og materialer. SO_2 gir korrosjon og nedbryting av materialer i bygninger og kulturminner. Utslipp og avsetning av særlig SO_2 , men også NO_x , er imidlertid betydelig redusert.

Nye utslippsmål for 2020 i Gøteborgprotokollen ble fremforhandlet i 2012. Målet for reduksjon av SO_2 ble nådd i 2007 og for NO_x i 2017, for NH_3 og nmVOC er de enda ikke nådd (per november 2019). Med utgangspunkt i det som i LEVE-prosjektet ble kalt implisitt verdsetting med bruk av tiltakskostnader for å oppnå Gøteborgprotokollen, vil det da forenklet tilsi at kostnadene for SO_2 - og NO_x -utslipp er 0, mens man fortsatt vil ha en positiv pris for NH_3 og nmVOC. Det er imidlertid innført avgift på NO_x , og en kunne også bruke denne avgiften som en implisitt verdsetting av NO_x -utslipp, siden avgiften må antas å være viktig for at Gøteborgprotokollens mål er oppfylt.

NIVAs rapport om utvikling i overskridelser av tålegrenser for forsuring og overgjødning (NIVA 2018) viser at områder i Norge der tålegrensene for forsuring av overflatevann overskrides er kraftig redusert fra LEVE-studiens tid, og nå er det ca. 7 prosent av landarealet der tålegrensen overskrides. Det er fortsatt områder i de mest følsomme områdene på Sørvestlandet der tålegrensen overskrides med tanke på forsuring av overflatevann. Det er ikke registrert overskridelser av tålegrensen for forsuring av skogsjord. Dette er i overensstemmelse med det som er målt i de foregående periodene.

Andelen av landets areal der tålegrensen for overgjødning av vegetasjon overskrides, er 20 prosent, ifølge NIVA (2018).

Det ble ikke beregnet miljøkostnader knyttet til overgjødning i SFT (2005), men det er en effekt man har blitt mer oppmerksom på siden den tid, ikke minst overgjødningens betydning for vegetasjon og biologisk mangfold. Dette var ikke et tema i SFT (2005).

En annen effekt av luftforurensning man har blitt mer oppmerksom på, og har fått mer kunnskap om siden 2005 er hvordan bakkenært ozon påvirker avlinger, skog og annen vegetasjon.

7.3. For hvilke miljøvirkninger har man grunnlag for skadefunksjonstilnærmingen

I Sverige har Söderqvist m.fl. (2019) nylig avsluttet studien «Underlag för reviderade ASEK-värden för luftföroreningar. Slutrapport från projektet REVSEK». Dette prosjektet ligner mye på det som nå skal gjøres for Miljødirektoratet, bortsett fra at det ble gjennomført for Sverige, og at man kun så på luftforurensning fra *veitrafikk*. Vi vil derfor vie litt plass til hva de fant av oppdatert kunnskap i Sverige eller som kunne benyttes for svenske forhold.

Prosjektet ble gjennomført for Trafikverket for å oppdatere de kalkyleprisene som per 2019 ble brukt for lokal og regional luftforurensning i deres samfunnsøkonomiske analyser. Utgangspunktet var en forstudie som hadde vist at kalkyleverdiene var gamle og bare oppdatert med indeksoppdateringer. Dokumentasjonen av hvordan verdiene var fremkommet var ufullstendig, og kalkyleverdiene var bare delvis basert på luftforurensningenes skadekostnader. Skadekostnadene som ble brukt gjaldt helseeffekter som følge av luftforurensning, men det var uklart i hvilken grad disse skadekostnadene dekket de faktiske helseeffektene. Videre var det visse forurensninger som ved gjennomføring av prosjektet kunne forventes å ha betydningsfulle helse- og miljøeffekter som savnet kalkyleverdier.

Söderqvist m.fl. (2019) skulle derfor fremskaffe nye kalkyleverdier, basert på skadekostnadsfunksjonen (kalt effektkjede i den svenske rapporten), noe som forutsetter at det finnes kunnskap om hele effektkjeden: utslipp av forurensende stoff -> eksponering av mennesker og miljø -> respons i form av helse- og miljøeffekter -> økonomisk verdsetting av helse- og miljøeffekter. Det vil si de trinnene som er presentert for skadefunksjonsmetoden figur 2.1. i kapittel 2 i vår rapport.

For effekter på miljø konstaterte Söderqvist m.fl. (2019) at skadene som følge av utslipp av luftforurensninger har blitt kraftig redusert. De største gjenværende effektene gjaldt overgjødning på grunn av NO_x- og NH₃-utslipp, samt av NO_x og VOC i form av effekter av bakkenært ozon. De konkluderte med at det finnes bra kunnskap om skader av ozon på skog og jordbruksproduksjon, og at det i prinsippet er mulig å modellere effektkjeder.

Det største problemet de støtte på var fortsatt å beregne/vurdere skader på vegetasjon og biologisk mangfold av så vel NO_x, NH₃ og ozon. På grunn av mangelen på effektkjeder når det gjelder naturmiljøeffekter, var det vanskelig å fastsette skadekostnader som følge av naturmiljøeffekter per kg utslipp. For tilfellet overgjødning av Østersjøen, vurderte de at det var mulig å gjøre en forenkling der hele Østersjøen ble betraktet som en enhet og dermed se bort fra at NO_x- og NH₃-avsetninger fra Sverige fordeles ulikt mellom ulike havbasseng avhengig av hvor utslippene skjer geografisk. Denne forenklingen gjorde det mulig å komme fram til en skadekostnad per kg NO_x-utslipp og NH₃-utslipp.

Söderqvist m.fl. (2019) viser hvilke effekter på miljø som var relevante å verdsette som følge av luftforurensning fra *veitrafikk*, og hvilke de endte opp med å verdsette, som var viktige nok og der det var tilstrekkelig kunnskap til å kunne gjennomføre hele skadekostnadsmetoden, dette er vist i Tabell 7.1.

Tabell 7.1: Trakt-tabell for naturmiljøeffekter. Fra en bruttoliste over naturmiljøeffekter til de effekter som kvantifiseres i Söderqvist m.fl. 2019. Kilde: Söderqvist m.fl. 2019.

Effekter som det finns indikationer på att de helt eller delvis orsakas av luft-föroreningar från den svenska transport-sektorn	Effekter för vilka det finns säker evidens beträffande koppling till luft-föroreningar från den svenska transport-sektorn	Effekter som troligen har betydande ekonomiska konsekvenser	Effekter som troligen har betydande ekonomiska konsekvenser och för vilka det finns rimligt säkra effektkedjor för hela sambandet utsläpp-exponering-respons	Effekter som vi avgränsar oss till att kvantifiera
Försurning mark	Försurning mark			
Försurning vatten	Försurning vatten	Försurning vatten		
Gödning av landmiljö	Gödning av landmiljö	Gödning av landmiljö		
Övergödning hav	Övergödning hav	Övergödning hav	Övergödning hav	Övergödning hav
Minskad skogstillväxt och skördebortfall till följd av marknära ozon	Minskad skogstillväxt och skördebortfall till följd av marknära ozon	Minskad skogstillväxt och skördebortfall till följd av marknära ozon	Minskad skogstillväxt och skördebortfall till följd av marknära ozon	Minskad skogstillväxt och skördebortfall till följd av marknära ozon
Ändrad biologisk mangfold	Ändrad biologisk mangfold	Ändrad biologisk mangfold		

7.4. Kunnskap om ulike trinn i skadefunksjonen for relevante miljøeffekter

Mye av arbeidet med effekter av luftforurensninger gjøres i forbindelse med Konvensjonen for langtransporterte og grenseoverskridende luftforurensninger (CLRTAP). Konvensjonen har flere undergrupper som jobber med ulike typer effekter av luftforurensninger, og Norge deltar i de fleste.

7.4.1. Forsuring av overflatevann

Norge leder arbeidet med effekter på vann (ICP Waters), og NIVA huser det internasjonale programsenteret. Deres arbeid med effekter av luftforurensning på økosystemer, inkluderer som regel ikke verdsetting, men deres arbeid kan fungere som basis for verdsetting. De fokuserer på de naturvitenskapelige delene av effektkjeden. NIVA (pers.medd.) viser til at det internasjonalt og i andre arbeidsgrupper under LRTAP-konvensjonen jobbes

mer med verdsetting²³. Så vidt vi kan se, er det imidlertid ikke gjort verdsettingsstudier som ligger tilgjengelig på disse nettstedene, som er spesielt relevante for å vurdere norsk verdsetting av forurensning av vann.

ICP Waters jobber med å se på tilstand og forurensningsnivåer i ulike systemer, som vann (men tilsvarende for andre grupper som jobber med skog, bunnvegetasjon etc.). Luftforurensningen fører til endringer i nivåer av ulike kjemiske parametere i vann. Det kan være direkte, som at man måler nitrat og sulfat, som også er det som kommer ned med nedbøren. Eller indirekte, at man måler pH eller løst aluminium, som endres som en følge av forurensningen. Parallelle studier av tilstand for økosystemene (artssammensetning eller overlevelse av enkeltarter) og vannkjemien har gitt kunnskap om effekter, som gjør at det kan settes grenseverdier, både for akseptabel vannkjemie og for biologiske indekser. Så studerer man tilstanden ved å måle disse parameterne – der man kan måle om tilstanden er over eller under grenseverdiene. I forlengelsen av dette jobbes det også med dynamiske modeller, hvor forskerne kan se på hvor lang tid det tar før vannkjemien er akseptabel under gitte scenarier for utslipp (oversatt til deposisjon (avsetninger)) eller hva deposisjonen må være for å nå akseptabel tilstand innen et visst år. Dette er grovt sett slik de jobber i ICP Waters (jf. rapporten som oppsummerer deres arbeid gjennom 20 år; Skjelkvåle & de Wit (2008).

En annen tilnærming i ICP Waters er å jobbe med tålegrenser. Tålegrensene viser hvor mye deposisjon en gitt lokalitet eller naturtype tåler. Disse vurderes så opp mot faktisk deposisjon i et visst år, så man kan vurdere om tålegrensene er overskredet eller ikke. For vann og skogsjord beregnes tålegrenser for forurensning ved steady-state-modeller. Hvor mye sur nedbør systemene tåler avhenger av geologi etc., og modellene tar hensyn til dette. Tålegrensen sier hvor mye systemet tåler når ny likevekt er etablert, altså det forurensningstrykket systemene kan leve med over tid. I modellene inngår også grenseverdier som beskrevet i avsnittet over.

Deposisjonen som benyttes i dynamiske modeller eller for å beregne overskridelser av tålegrenser, får ICP Waters fra NILU eller EMEP. NILU beregner våtdeposisjon ved målinger av nedbør og kjemi i nedbør, tørrdeposisjon ved en kombinasjon av luftkonsentrasjon og modeller. EMEP beregner deposisjon ved modeller basert på utslippsberegninger og meteorologiske data²⁴.

Begge disse tilnærminger handler om eksponering, men kartlegging av tålegrenseoverskridelser gir en oversikt over hvor i landet tålegrensene overskrides. Tålegrensearbeidet vil i hovedsak tilsvare det som er kalt nasjonal eksponeringsfordeling for helse. For vann kan man si at eksponeringen måles ved vannkjemiske parametere, mens effektene kan måles ved biologiske undersøkelser eller kan anslås ved hjelp av grenseverdier. Deposisjonen av forurensende stoffer brukes som bakgrunnsinformasjon, fordi den sier noe om utviklingen i utslippene. Men vannkjemien kan være ulik ved samme deposisjon, pga. prosesser når vannet renner gjennom jorda. Det er derfor behov for modeller som kan modellere hvordan disse forholdene slår ut (basert på mail fra Kari Austnes, NIVA, pers. medd.).

7.4.2. Overgjødning – virkninger på vegetasjon og biologisk mangfold

Overgjødning av vann og vassdrag har vært en miljøutfordring i en årrekke, og overgjødning av Østersjøen var en av de virkningene som ble verdsatt for luftforurensning fra veitrafikk (Söderqvist m.fl. 2019).

Det finnes tålegrenser for overgjødning (eutrofiering). Disse er basert på ulike empiriske studier, inkludert eksperimenter, som fastsetter hvor mye tilført nitrogen systemene kan tåle over tid. Disse varierer mellom ulike naturtyper (inkludert ferskvann), men varierer ikke (så langt) med klima, geologi etc.²⁵

²³ Se f.eks. <https://www.iiasa.ac.at/> eller <https://initrogen.org/content/tfrn-unece-task-force-reactive-nitrogen>

²⁴ Siste deposisjonsrapport fra NILU (basis for siste tålegrenserapport) finnes her: <https://www.nilu.no/apub/30123/>. EMEP finnes her: <https://www.emep.int/mscw/index.html>

²⁵ Siste rapport om overskridelse av tålegrenser finnes her: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmliui/handle/11250/2584043>.

7.4.3. Ozon-effekter på vegetasjon

CLRTAP har en gruppe som jobber med effekter på vegetasjon, hovedsakelig ozon-effekter (ICP Vegetation, med programledelse i Storbritannia²⁶. Norge har ikke noe nasjonalt kontaktpunkt, men forskere som er involvert i gruppens arbeid og som jobber med slike problemstillinger. ICP Vegetation har bl.a. jobbet mye med kostnadsestimater for avlingsskader. ECLAIRE og Söderqvist m.fl. gir også oversikter over hvilke jordbruksvekster man har eksponerings-responsfunksjoner for, og som man dermed kan beregne miljøkostnader for.

Avlingsskade som følge av ozon benytter ofte et mål på eksponering (dose) kalt POD_y (fytotoksisk ozon-dose over tålegrense y), mens man også har brukt et mål på konsentrasjon, ofte uttrykt som AOT40 (den akkumulerte eksponering for ozon over 40 ppb i vekstsesongen). ICP Vegetation har vist at POD_y -metoden gir best resultater for å forutsi skadeeffektene på planter, og særlig i nordlige deler av Europa, hvor ozonnivåene ikke er så høye. Her blir plantenes akkumulerte opptak av ozon beregnet, basert på kunnskap om hvilke miljøfaktorer som styrer plantenes aktivitet. Lys, temperatur og fuktighet er viktige faktorer i denne sammenhengen. I nordlige deler av Europa er det sjeldnere med tørkestress og flere timer med dagslys per dag enn lenger sør. Begge disse faktorene kan føre til høyere akkumulert opptak av ozon enn forventet ut fra ozonkonsentrasjonen i lufta. Det er derfor viktig at dersom man er opptatt av effekter av ozon på planter i Norden bruker POD-metoden (Vollsnes, Universitetet i Oslo, pers.medd.i mail 29.11.2019).

Som del av ICP Vegetations arbeid med effekter av ozon på vegetasjon²⁷ har de utarbeidet informasjonsmaterieell for å beskrive hvor store effektene er på naturlig vegetasjon, avlinger i landbruket og for skog. De to siste punktene er relativt enkle å koble med verdsetting, i og med at de vil være knyttet til økonomiske tap, men det er altså ikke gjort i Norge så langt. Ozon-eksponeringen overvåkes av NILU på et antall stasjoner i Norge. Overgangen fra disse punktmålingene til opptak av ozon i plantene er ikke innarbeidet i norsk overvåkning.

POD-sammenhenger er tilgjengelig for relativt få vekster; hvete, tomat og potet per 2015 (ECLAIRE 2015). For å kunne gjøre beregninger for flere avlinger, benyttes derfor ofte ulike avlingers følsomhet for ozon som en vektning relativt til de vekstene man har eksponerings-responssammenhenger for. For atter andre, som man heller ikke har følsomhet for ozon slik at man kan vekte relativt til hvete, tomat og potet, gjøres ulike ekstrapoleringer.

For hvete ser dose-responsfunksjonen slik ut for relativ avling med ozon over en viss grense:

$=1-POD_{31AM}^{*0,0064}$ (ICP M&M 2014; som gjengitt i ECLAIRE 2015).

I ECLAIRE-prosjektet ble ozoneksponeringsdata beregnet av IIASA for de enkelte land. Basert på disse sammenhengene og med antagelser og/eller oversikt over avlingene av ulike jordbruksvekster, samt priser (verdi) av avlingen, kan man da regne ut kostnadene i form av reduserte avlinger. ECLAIRE regnet ut slike kostnader, gitt ulike scenarioer for klimatiske forhold mv. for en rekke jordbruksprodukter og totalt for 38 EU-land, inkludert Norge (ECLAIRE 2015).

Söderqvist beregnet avlingstap i Sverige, basert på samme tilnærming med eksponerings-responsfunksjoner for ozon på ulike vekster i Sverige. Som vi kommer tilbake til i kapittel 9, kan det også være verdt å se på slike effekter i Norge.

Det foreligger en del annen nyere litteratur som viser tap i landbruk og/eller skogbruk på grunn av bakkenært ozon i europeiske land. For skog i Sveits (Braun m.fl. 2013), for furu i Norge (Karlsson m.fl. 2006), for skog og

²⁶ <https://icpvegetation.ceh.ac.uk/>

²⁷ <https://icpvegetation.ceh.ac.uk/>

jordbruksavlinger i Sørvest-Sverige (Karlsson m.fl. 2005), ozon-risikovurderinger for landbruksvekster i Europa (Pleijel m.fl. 2007), og flere som kvantifiserer sammenheng mellom ozon og landbruksvekster (Mills m.fl. 2011a,b; Piikki m.fl. 2004).

Det finnes også en del nyere litteratur om hvilke typer planter i naturlig vegetasjon som er følsomme for ozon-skader. For eksempel Bergmann m.fl. (2017) som tar for seg ozon og dens påvirkning på biodiversitet, og identifiserer ozon-følsomme arter (taxa).

Norske forskere har studert eksperimentelt hvordan de lange lyse sommernettene i Norden kan ha en tilleggseffekt på kløver. Forskningen tyder på at plantene som ikke får totalt mørke om natten, responderer mer negativt på ozon enn de som har mørke om natten. Det er ikke gjort forsøk på å verdsette denne effekten for norske forhold foreløpig (Ane Vollsnes, Universitetet i Oslo, pers.medd. i mail 29.11.2019). Deres arbeid er blant annet publisert i Vollsnes m.fl. (2009).

Det er altså flere referanser til vitenskapelige publikasjoner om tap i landbruk/skogbruk som gjelder Sverige eller Europa, generelt, mens det ikke er publisert slike studier utført i Norge. Som nevnte beregnet imidlertid ECLAIRE slike verdier for norske landbruksvekster ved bruk av PODy-metoden.

7.5. Oppsummering og kunnskapshull

Tabell 7.2 viser hvilke effekter som er verdsatt for miljøeffekter i ulike prosjekter, relevante for Norge siden LEVE og øvrige deler av SFTs prosjekt Marginale miljøkostnader ved luftforurensning (2005).

Tabell 7.2: Komponenter verdsatt for miljøeffekter i ulike prosjekter, relevante for Norge, siden LEVE og øvrige deler av SFTs prosjekt Marginale miljøkostnader ved luftforurensning.

Komponent	Verdsatt	Effekt	Metode	Studie
PM_{2.5}				
PM_{10-2.5}				
PM₁₀				
BC				
OC				
BaP som indikator for PAH				
NO₂/NO_x	Xa) Xb)	a)skade på avlinger og skog b)overgjødsling i Østersjøen	a)skadefunksjon b)skadefunksjon	a) og b) Söderqvist m.fl. (2019)
Ozon	Xa)	a)skade på avlinger (mange ulike planter) og biodiversitet	a)skadefunksjon	a)ECLAIRE
SO₂				
NH₃	X	a)overgjødsling i Østersjøen	a)skadefunksjon	a) Söderqvist m.fl. (2019)
VOC				

Oppsummert

- Hvilke miljøeffekter som anses som problem og som det er ønskelig med verdsettingsfaktorer for:
 - Fortsatt SO₂, NO_x og NH₃ med tanke på forsuring, selv om SO₂-utslippene er redusert svært mye siden 2005.
 - overgjødning (NO_x) av vann og vegetasjon (inkludert betydning for biologisk mangfold)
 - ozonskader (NO_x og VOC) på avlinger, skog og annen vegetasjon (inkludert betydning for biologisk mangfold)
- Det er jobbet videre med å øke det naturvitenskapelige grunnlaget for beregninger, ved å fortsette å utvikle tålegrenser for forsuring, utvikle arbeidet med tålegrenser for overgjødning av vann og vegetasjon, og med eksponerings-responsfunksjoner for ozons effekter på vegetasjon (både jordbruksvekster, skog og annen vegetasjon), men det er ikke jobbet videre med arbeid for å muliggjøre verdsetting av disse effektene.
- For forsuring og overgjødning er det gjennom mange år målt og kartlagt overskridelser av tålegrenser for vann og vegetasjon, og dette arbeidet skjer regelmessig og også som ledd i internasjonalt samarbeid.
- For ozon er arbeidet kommet kortere, og det trengs modellberegninger av ozonnivåene utover hele Norges areal, for å kunne gå videre derfra til overskridelser av grenseverdier for ulike avlinger/skogsarealer som finnes på disse arealene. Dette kan trolig gjøres ved å kombinere metoder som er i bruk på NILU og Meteorologisk institutt (Vollsnes pers.medd). Kart som ble laget for landbruksvekster for 2018, som var et år med høye ozonkonsentrasjoner viste at grensene var overskredet i størsteparten av Agder-fylkene, Telemark, Vestfold, Buskerud, Akershus og Østfold, og at verdiene kom godt over grenseverdien på de kystnære områdene her. Det tilsvarende kartet for 2017, som var et «normalår», viste at bare de kystnære områdene i disse fylkene hadde overskridelser. Vi er altså trolig ikke fritatt for grenseoverskridelser i normalårene, så det kan være en del skjulte tap i landbruket og skogbruket på grunn av ozonforurensning i Norge. Grenseverdien er satt ved et tap på 5 prosent av avlingen, noe som fort vil utgjøre en del kroner for landbruket/skogbruket (Ane Vollsnes, UiO, pers.medd. i mail 29.11.2019).
- Det mangler fortsatt sammenheng mellom effekter og prissetting for forsuring, overgjødning, ozonskader, og biologisk mangfold, og det har ikke vært prioritert verdsettingsstudier av noe slag for å etablere ny verdsetting av miljøeffekter siden 2005.

8. Kunnskapsstatus materialer

8.1. Innledning

Skadefunksjonsmetoden er mye brukt for å verdsette miljøkostnader på materialer. Den ble for eksempel brukt for å verdsette luftforurensningens kostnader i form av materialskader i SFT (2005). Fordi det er relativt få studier av skadekostnader av luftforurensning på ulike materialer, vil vi på samme måte som for verdsetting av miljøeffekter, ikke følge oppsettet med å beskrive hva som finnes av litteratur for de ulike trinnene i skadefunksjonsmetoden, men systematisere ut fra hvilke materialer og effekter som er verdsatt for hvilke luftforurensningskomponenter, og så diskutere hvilke metoder de har brukt.

Vi ser først på effekter og komponenter der det er mulig/har vært gjennomført alle trinn i skadefunksjonsmetoden. Deretter gis en oppsummering av kunnskapsstatus der andre, forenklete tilnærminger er brukt.

8.2. Nyere norske og svenske studier av miljøkostnader på materialer

NILU er norsk kontaktpunkt for materialgruppa (ICP Materials) under LRTAP-konvensjonen (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution), og datasenter for programmet. Grøntoft (2019) har nylig publisert en artikkel om vedlikeholdskostnader for fasader i Oslo sentrum på grunn av luftforurensninger, og gir i artikkelen en god oppdatering og oppsummering av arbeidet med de ulike trinnene i skadefunksjonsmetoden for materialer. Vi vil oppsummere en del av hans resultater, som er en god oppdatering for norske forhold på området. Vi vil deretter gi en kort oppsummering av hva den svenske nylig avsluttede verdsettingsstudien for Trafikverket endte med å verdsette av luftforurensningers effekter på materialer/kulturmiljøer.

Grøntoft (2019) studerer endringer i vedlikeholdskostnader siden 1980-tallet for fasadene i Kristiania-kvadraturen i Oslo, og identifiserer delen som skyldes atmosfærisk kjemisk påvirkning/slitasje (såkalt «atmospheric chemical wear»), inkludert påvirkning av luftforurensning. Han sammenligner estimater basert på en ERF for en SO₂-dominert situasjon sammenlignet med beregninger med en multi-forurensningssituasjon som man har i dag. Vedlikeholdskostnadene knyttet til atmosfærisk forvitring ble funnet å være ca. 3,5 prosent og lokal luftforurensning ca. 1,1 prosent av de totale kommunale kostnader til vedlikehold av bygninger.

I artikkelen gjennomgår Grøntoft ERF-er for en rekke luftforurensningskomponenter og materialer, og det finnes slike ERF-er for mange materialer. Man har også relativt god oversikt over kostnadene til vedlikehold. Det som mangler er først og fremst oversikt over hvor store arealer man har med ulike materialer i ulike norske byer og tettsteder. Grøntoft beregner bare de direkte vedlikeholdskostnadene knyttet til nedsmussing.

Söderqvist m.fl. (2019) (se omtale i kapittel 7) verdsatte ikke effekter på materialer og bygninger per se, men skadekostnader på kulturminner i form av økte vedlikeholdskostnader for kulturhistoriske bygninger av nedsmussing og folks betalingsvillighet for å unngå negative estetiske effekter av nedsmussing (basert på overføring fra utenlandske verdsettingsstudier; se bl.a. Watt m.fl. 2009).

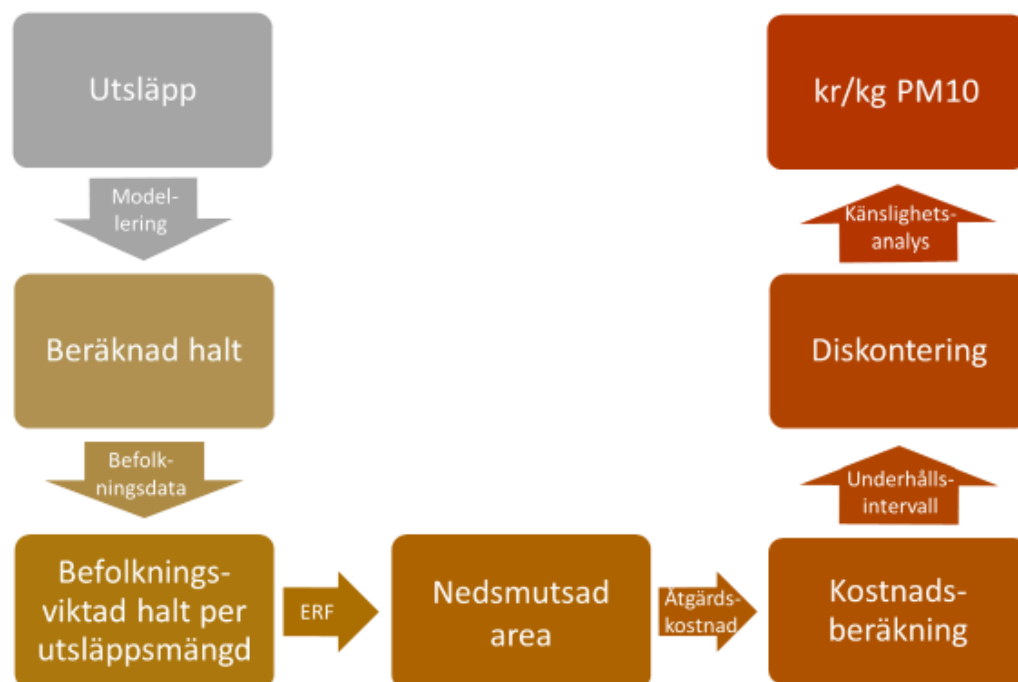
De konstaterte at de største påvirkelige korrosjons- og nedsmussingseffektene på bebygd miljø i Sverige nå skyldes trafikk. For korrosjon er de viktigste parameterne å ta hensyn til klorid i aerosol-/partikkelform som en følge av veisalting, samt øvrige partikler i veimiljø (smuss). For nedsmussing er det mengden deponerte partikler som er den viktigste parameteren. Basert på internasjonale data viste deg seg å være mulig å benytte fiktive eksempler for å beregne nedsmussingseffekter på bebygd miljø i nærheten av trafikkerte områder. Effekter på infrastruktur som en del av trafikkinfrastrukturen var ikke inkludert i de skadekostnadene de beregnet.

Vi kan også legge merke til at mens Grøntoft legger til grunn en oversikt over kvadratmeter i et visst område i Kvadraturen, benytter Söderqvist m.fl. et estimat for «fasadeareal» av ulike slag per innbygger.

Tabell 8.1: Avgrensing av effekter og skadekostnader for beregning av kulturmiljøkostnader. Effekter på kjøretøy og andre transportmidler er ikke inkludert, bare bygninger, infrastruktur og stasjonære objekter. Kilde: Söderqvist m.fl. (2019).

<i>Avgränsning</i>	Korrosion	Nedsmutsning
<i>Effekter som det finns indikationer på att de helt eller delvis orsakas av luftföroreningar från den svenska transportsektorn</i>	Byggnader Infrastruktur Kultur Kultur – inomhus	Byggnader Infrastruktur Kultur Kultur – inomhus
<i>Effekter för vilka det finns säker evidens beträffande koppling till luftföroreningar från den svenska transportsektorn</i>	Byggnader Infrastruktur Kultur Kultur – inomhus	Byggnader Infrastruktur Kultur Kultur – inomhus
<i>Effekter som troligen har betydande ekonomiska konsekvenser</i>	Byggnader Infrastruktur Kultur	Byggnader Kultur
<i>Effekter som troligen har betydande ekonomiska konsekvenser och för vilka det finns rimligt säkra effektkedjor för hela sambandet utsläpp-exponering-respons</i>	Byggnader* Kultur* *För enstaka material	Byggnader Kultur
<i>Effekter som vi avgränsar oss till att belysa</i>		Byggnader
<i>Olika skadekostnader till följd av effekten</i>		Direkta kostnader - Materialkostnader - Personalkostnader - Avfallskostnader - Uppgraderingskostnad (om ny lösning krävs) - Planeringskostnad Indirekta kostnader - Minskat estetiskt värde
<i>Skadekostnader som vi avgränsar oss till att värdera</i>		Direkta kostnader - Materialkostnader - Personalkostnader - Avfallskostnader (delvis) Indirekta kostnader - Minskat estetiskt värde

Effektkjeden for nedsmussing er vist i følgende figur.



Figur 8.1: Illustrasjon av effektkjeden for nedsmussing. Via spredningsmodellering, befolkningsdata, ERF-funksjoner og tiltakskostnader kan transportutslippene av PM10 kobles til skadekostnader uttrykt i kroner per kg utslipp. Kilde: Söderqvist m.fl. 2019.

8.3. Oppsummering og kunnskapshull

Tabell 8.2. viser komponenter som er verdsatt med tanke på effekter for materialer i Norge, eller som er spesielt relevante for Norge siden LEVE og øvrige deler av SFTs prosjekt Marginale miljøkostnader ved luftforurensning i 2005. Det er ikke gjennomført mange studier i Norge siden den tid, men det er gjennomført en ganske nylig, og mye av grunnlaget for videre verdsetting ser ut til å være på plass.

Oppsummert

- De komponentene som bør verdsettes med tanke på kostnader på materialer er:
 - NO_x
 - SO₂
 - PM₁₀. PM₁₀ må fortsatt inkluderes. Foreløpig anbefaling er at svevestøv kan spesifiseres som PM₁₀ da det er denne komponenten det foreligger ERFer for for materialer. Hovedeffekten som da gir kostnader, er nedsmussing av fasader, inkludert (vindus)vaske.
- Det finnes ERF-er for mange materialer og luftforurensningskomponenter, men målingene gjøres for «artifisielle» flater, mens det mangler kunnskap om påvirkning på faktiske bygninger som består av flere ulike materialer
- Det mangler oversikt over hvor store arealene med ulike materialer faktisk er i ulike områder (byer, tettsteder, øvrige områder)
- Det er ikke verdsatt estetiske effekter av nedsmussing og korrosjon i Norge, kun vedlikeholdskostnader. Det bør vurderes om det også bør fremskaffes verdsettingsfaktorer for de estetiske effektene av nedsmussede fasader, spesielt knyttet til kulturminner og – miljøer.
- Kostnadene knyttet til luftforurensningens betydning for materialer utgjør ifølge tidligere studier bare noen prosent av kostnadene knyttet til helsevirkninger av luftforurensning. Det bør likevel jobbes videre

også med kostnader knyttet til materialer, blant annet fordi det foreligger såpass mye kunnskap at det ikke skal så stor ekstra innsats (kostnader) til for å få mye bedre og oppdaterte kostnadstall.

- Det er (antakelig) mulig å gi et grovt overslag over kostnaden for vedlikehold av fasader på grunn av luftforurensninger, med samme enheter som for helse (kroner/per kg utslipp), først og fremst for byer (innenfor en viss, men ikke helt bestemt, grense for tettbygdhet. Dette vil antakelig være for parameterne: PM₁₀, SO₂ og NO₂ (gitt antakelse om O₃-mengde). En idé er å starte med å beregne dette som en sum av kostnader for henholdsvis fasadevask og annet vedlikehold på grunn atmosfærisk slitasje, og utfra en grovinndeling av fasadene i fire typer: Pussede fasader, malte stål (metall) fasader, malte tre-fasader og mursteins-/teglfasader. (Fasader inkluderer da også tak). Gitt usikkerhetene i dette og behovet (sammenlignet med helsekostnader) kan man enklest gjøre dette ut fra en modell med jevn spredning fra kilde (til lik konsentrasjon overalt) og fordeling av reseptorer i analyseområdet. Ut fra litteraturen gir dette en usikkerhet vanligvis innenfor en faktor 2. Gitt andre usikkerheter (som: ERFers representativitet for faktiske materialer, faktisk fordeling av (de fire) materialene og mengde/bidrag fra andre typer (ikke medtatte) materialer – f.eks. kobber, galvaniserte flater, stein m.m.) antatte vedlikeholds-toleranser (ds. når man gjør vedlikeholdet), vedlikeholds-prisen (hvor dyrt er det, hva slags arbeid inkluderes), må man sikkert regne med en faktor minst 3 til slutt (med en viss signifikans, men dette er vanskelig å tallfeste). Ovenfornevnte kan gi mulighet for å addere helse- og materialkostnader (Hvis materialkostnadene er mye lavere – betyr usikkerheten i dette mindre, men det er allikevel av betydning å beskrive disse).

I følge en foreløpig mulighetsvurdering fra forskere på området (Terje Grøntoft, NILU, pers.medd. i mail, datert 29.11.2019) kan metoden beskrevet over antakelig (relativt «enkelt») lages som en modell i et Excel-ark, der man kan variere en del av parameterne (material-fordeling (mellom de fire), byggetetthet, vedlikeholdspris (NOK/m²) – og kanskje vedlikeholdstoleranse i form av hvor skittent det er før man vasker, hvor mye svekkes en puss, eller maling før den skiftes. Vedlikeholdstoleranse er mer komplisert enn de øvrige parameterne, og det kan være vanskelig for en bruker (av Excel-arket) å vurdere (gitt målene for dette som brukes i ERFene), så det bør muligens holdes konstant (ut fra en forhåndsvurdering).

Tabell 8.2: Komponenter verdsatt for materialer i ulike prosjekter, relevante for Norge, siden LEVE og øvrige deler av SFTs prosjekt Marginale miljøkostnader ved luftforurensning.

Komponent	Verdsatt	Effekt, materiale	Metode	Studie
PM _{2.5}				
PM _{10-2.5}				
PM ₁₀	X	Nedsmussing av bygninger– direkte (vedlikehold) og indirekte (estetiske) effekter	Skadefunksjon, økte vedlikeholdskostnader og betinget verdsetting	Söderqvist m.fl. (2019)
BC				
OC				
BaP som indikator for PAH				
NO ₂ /NO _x				
Ozon				
SO ₂	X (SO ₂ -dominert)	Effekter på bygninger, flere materialer, historiske bygninger – direkte kostnader (vedlikehold)	Skadefunksjon, økte vedlikeholdskostnader	Grøntoft m.fl. (2019)
NH ₃				
VOC				
Multipollutant		Nedsmussing av bygninger, flere materialer, historiske bygninger – direkte kostnader (vedlikehold)	Skadefunksjon, økte vedlikeholdskostnader	Grøntoft m.fl. (2019)

9. Forslag til videre arbeid

Sammenlignet med grunnlagsdata for verdsettingsfaktorene i LEVE-prosjektet har det, som beskrevet i statusoppsummeringen for kunnskapsgrunnlaget i kapittel 5 til 8, skjedd en vesentlig oppdatering de siste 20 årene. Verdsettingsfaktorene som benyttes i dag er utdaterte, og det er behov for en oppdatering både av kunnskapsgrunnlaget for effektene og verdsettingen av effektene. Det har vært en markant utvikling av kunnskapsgrunnlaget de siste 10-15 årene, særlig innen eksponeringskartlegging, effekter på helse og verdsetting av helseeffekter. Antallet befolkningsstudier som beskriver sammenhengen mellom eksponering for forurensningskomponenter og ulike helseeffekter har nærmest eksplodert siden århundreskiftet, og forbedring av eksponeringskartleggingen i disse studiene har også ført til bedre kvalitet. Kunnskapsgrunnlaget for effekter på miljø og materialer er også forbedret. Her er det imidlertid gjort mindre og dermed større behov for en videre oppdatering av kunnskapsgrunnlaget både i form av studier av effekter og verdsetting av effektene.

I det videre arbeidet anbefales det at $PM_{2,5}$, $PM_{10-2,5}$, NO_2/NO_x , ozon og støy fra transportkilder inkluderes for helse, mens NO_2/NO_x , SO_2 , ozon og NH_3 bør vurderes for miljø. For materialer er det PM_{10} , NO_2/NO_x og SO_2 som bør prioriteres. Dette utvalget av forurensningskomponenter er basert på status for kunnskapsgrunnlaget, nivåer av forurensningskomponenter i Norge, samt alvorlighetsgraden og omfanget av effekter på helse, miljø og materialer (jf. kapittel 5 til 8).

Det videre arbeidet med oppdatering av verdsettingsfaktorer og kunnskapsgrunnlaget for verdsetting må sees i lys av hvilke behov det er for verdsetting i de ulike etatene og fagområdene. Ulike typer spørsmål og oppgaver kan kreve forskjellige inngangsdata, og kan også føre til forskjeller i anbefalt og foretrukket metodikk. Sammenhengen mellom bruksområder og metodikk er belyst i kapittel 9.1. Deretter presenteres forslag til videre arbeid basert på kunnskapshullene som er presentert i kapittel 5-8 (kapittel 9.2) og anbefalinger om oppdateringer av verdsettingsfaktorer for ulike utslipp (kapittel 9.3). Til slutt presenteres innspill til videre arbeid, inkludert tidsrammer og kostnadsestimer (kapittel 9.4).

9.1. Bruksområder og metodikk

Basert på gjennomgang av litteratur, samtaler med forskningsmiljøer og forvaltningen, samt innspill på spørreundersøkelse og workshop, har vi kommet fram til at følgende typer spørsmålsstillinger besvares ved hjelp av verdsetting for helse, miljø og materialer i Norge i dag:

1. Samfunnsøkonomiske analyser (SØA) av tiltak for reduksjon av luftforurensning

Vurderinger av endringen i helsetap, samt effekter på miljø og materialer, knyttet til et bestemt tiltak kan kreve samfunnsøkonomiske analyser på lokalt eller nasjonalt nivå. Det er krav om SØA hvis tiltak gir «vesentlige virkninger», altså vil en eventuell gjennomføring av SØA avhenge av konsekvensene av tiltakene. Eksempler på tiltak kan være innføring av miljøfartsgrense, restriksjoner knyttet til vedfyring, eller ulike tiltak som reduserer klimagassutslipp, da verdsettes også eventuelle reduserte utslipp av NO_x og PM_{10} . For å verdsette effekten av et tiltak, vil endringen i henholdsvis helsevirkninger og effekt på miljø og materialer beregnes, og det er nødvendig med ulike eksponeringsscenarioer.

For helsevirkninger kan det i noen tilfeller være fordelaktig å gjennomføre verdsetting basert på sykdomsbyrdeberegninger fordi dette gir mulighet for å inkludere informasjon om endring i eksponering for befolkningen i det aktuelle området som følge av endrede utslipp. Et eksempel på et slikt prosjekt er grenseverdiprosjektet, hvor sykdomsbyrdeberegninger benyttes for verdsetting av helsegevinsten forbundet med ulike tiltak. Bruk av tilnærmingen med sykdomsbyrde kan imidlertid være utfordrende

dersom det for eksempel er klimatiltak som vurderes, der man ikke vet nøyaktig hvor i landet tiltaket vil bli innført og/eller gi effekter, noe som blant annet vil gjelde ved innfasing av flere elektriske kjøretøy. En forenklet vurdering vil kunne gjøres basert på verdsettingsfaktorer; dvs. enhetspriser basert enten på økonomisk verdsetting av ulike sykdommer/for tidlig død, eller beregning av antall DALY multiplisert med verdien av et leveår; dividert med mengden utslipp eller eksponering som effekten kan knyttes til. Det samme gjelder endringer i effekter på miljø og materialer.

2. SØA av samferdsels- og andre prosjekter som påvirker utslipp av luftforurensninger

Det gjennomføres samfunnsøkonomiske analyser i en rekke sektorer, blant annet ut fra krav til utredninger av offentlige tiltak i henhold til Utredningsinstruksen. For analyse av tiltak som medfører endringer i luftforurensning, bør slike effekter inngå i den samfunnsøkonomiske analysen. Vurdering av kostnader av luftforurensning og støy gjøres for eksempel i forbindelse med ulike typer samferdsels-, industri- og energiprojekter og i arealplanlegging. For denne typen analyser benyttes i dag gjerne en forenklet vurdering basert på verdsettingsfaktorer (enhetspriser) for endring i utslipp, f.eks. basert på verdsettingsfaktorene i Statens vegvesens veileder V712: Konsekvensanalyser (Statens vegvesen 2018).

3. Sammenlignende helseanalyser

I denne typen analyser verdsettes helsetap knyttet til ulike eksponeringer/risikofaktorer som en befolkning utsettes for, f.eks. ulike forurensningskomponenter eller støykilder. De kan også inkludere sammenligning med risikofaktorer som ikke er knyttet til forurensning. Her vil et samlet helsetap beregnes for hele befolkningen, og det vil i utgangspunktet ikke være nødvendig med ulike scenarioer for inngangsdata (f.eks. endring i kildeutslipp eller endringer i alders- eller helseprofilen til befolkningen). For denne typen beregninger vil det være fordelaktig å gjennomføre verdsetting basert på sykdomsbyrdeberegninger fordi dette gir grunnlag for sammenligning med andre samfunnsøkonomiske analyser av helsetap.

Basert på disse bruksområdene vurderer vi at det i tillegg til en oppdatering av verdsettingsfaktorene er behov for en gjennomgang og videreutvikling av metodikken, spesielt for verdsetting av effekter av luftforurensning og støy på helse. I praksis er disse to oppgavene overlappende. Videreutvikling av metodikk for verdsetting av helseeffekter og forbedring av inngangsdata, slik som f.eks. eksponeringsberegninger, ERFer og helsevirkninger, vil være avgjørende for kvaliteten til verdsettingsfaktorene. Det samme gjelder i stor grad effekter på miljø og materialer, men der er det større enighet om verdsettingsmetodikken.

9.2. Behov for videre arbeid

I det følgende foreslår vi ulike delprosjekter som bør gjennomføres for å videreutvikle metodikk og forbedre inngangsdata. Prosjekter betegnet forskningsprosjekter (F) har som hovedformål å innhente ny kunnskap, for eksempel ved gjennomføring av befolkningsstudier eller miljøkartlegginger for å bestemme nye ERFer. En annen type prosjekter er kalt utredningsprosjekter (U). Disse har som hovedformål å kartlegge eksisterende kunnskap, nasjonalt og internasjonalt, og bestemme hvordan denne best kan anvendes for å dekke bruksområdene skissert i kapittel 9.1. Eksempler på dette kan være kunnskapsoppsummeringer for å bestemme ERFer egnet til bruk for norske forhold, eller sammenligning av metodikk benyttet i sykdomsbyrdeberegninger og skadefunksjonsmetoden. Det er ikke alltid et klart skille mellom forsknings- og utredningsprosjekter, og noen prosjekter kan være overlappende mellom kunnskapsinnhenting og anvendelse av kunnskap, og er betegnet som forsknings- og utviklingsprosjekter (F/U).

9.2.1. Eksponering

Hovedformålet med videreutvikling av eksponeringsmodeller vil være å øke kvaliteten på disse (reducere usikkerheten), altså vurdere i hvilken grad modellberegningene reflekterer den reelle konsentrasjonen av ulike forurensningskomponenter eller støyeksponeringen. Gjennomføring av ulike utbedringer som kan øke kvaliteten til modellene, betegnes her som forskningsprosjekter.

Målestasjoner (F)

For validering av modellberegninger for luftforurensningskomponenter kan beregnede og målte konsentrasjoner på samme punkt sammenlignes. Selv om dagens målestasjoner oppfyller kravene i EU-regelverket, kan det være behov for flere prosjektspesifikk målepunkter for å ta høyde for variasjonene mellom alle deler av landet i bebyggelsestetthet, topografi, kildesammensetning og meteorologiske forhold. De mest aktuelle komponentene for alle effektområdene (helse, miljø og materialer) bør inkluderes, altså PM_{2,5}, PM_{10-2,5}, NO_x/NO₂, ozon, SO₂, NH₃. Flere prosjektspesifikke målepunkter vil gi bedre kalibrering av modellene og dermed bidra til økt kvalitet.

Utslippsdata og aktivitetsdata (F)

Utslippsdata og aktivitetsdata er de viktigste inngangsdata for de norske eksponeringsmodellene, og en forbedring av dette datagrunnlaget vil bidra til å øke kvaliteten til modellene for både luftforurensning og støy.

Inkludering av topografi (F)

I modellene for beregninger av luftforurensningskonsentrasjoner er landskapstopografi inkludert, men vanligvis ikke mer detaljert topografi som skyldes menneskeskapte strukturer som f.eks. bygninger. Unntaket er såkalte «street-canyon»-modeller, der bygninger er inkludert. Det er vist at spredningen av luftforurensningskomponenter påvirkes av denne mer detaljerte topografien. Inkludering av detaljert topografi ville derfor kunne øke kvaliteten på spredningsmodeller for luftforurensningskomponenter. Denne typen topografi er inkludert i støymodeller, og gjenbruk av topografidata fra støymodeller i modeller for luftforurensningskomponenter bør vurderes.

Nasjonal eksponeringskartlegging for miljø og materialer (F/U)

For gjennomføring av verdsetting av effekter på miljø og materialer for hele landet er det nødvendig å kartlegge nasjonal eksponering for ulike luftforurensningskomponenter for ulike typer økosystemer og materialer. For materialer er det behov for en bedre kartlegging av forekomsten av ulike materialer i ulike byer og tettsteder og nasjonalt.

9.2.2. Helse

Hovedformålet med dette arbeidet vil være å heve kvaliteten på verdsettingen som gjøres i Norge for effekter av luftforurensning på helse, ved å forbedre både inngangsdata og underliggende metodikk. De ulike utbedringene som foreslås, betegnes her som forsknings- eller utredningsprosjekter, eller en kombinasjon av disse.

1. Sammenligning og utvikling av metodikk (U)

I løpet av forprosjektet kom det fram at ulike ligninger benyttes for beregning av antall for tidlige dødsfall og/eller tilfeller av sykdom for skadefunksjonsmetoden og sykdomsbyrdeberegninger (som kan ansees å være et spesialtilfelle av skadefunksjonsmetoden). Det er også ulike prinsipper som legges til grunn i verdsettingen. Mens hvert enkelt helseutfall verdsettes i skadefunksjonsmetoden, er det DALY, som altså er en størrelse som ikke er sykdomsspesifikk, som verdsettes i sykdomsbyrdeberegninger. Her skjer vektingen av alvorlighetsgraden av helseutfallet i beregningen av antall DALY ved hjelp av helsetapsvekter. En kartlegging av forskjellene og

konsekvensene av disse anbefales i en tidlig fase i det videre arbeidet, slik at man kan bestemme hvilken metodikk som er best egnet for det videre verdsettingsarbeidet for helse. Dette vil inkludere gjennomføring av verdsetting basert på de to ulike metodene for flere ulike scenarioer og en sammenligning av resultatene. For å kunne anbefale metodikk er det også nødvendig å vurdere i hvilken grad man kan summere effektene for de ulike forurensningskomponentene, inkludert støy. Det er en fare for at man gjør dobbelttelling hvis man summerer helseeffekter som skyldes ulike eksponeringer, særlig hvis risikoestimatene som legges til grunn for beregningene ikke er justert for alle de andre eksponeringene som summeres.

2. Metodeutvikling for korttidseksponering (F/U)

I forbindelse med revisjon av grenseverdiene for svevestøv i forurensningsforskriften, fikk FHI i oppdrag å gjøre sykdomsbyrdeberegninger for de eksponeringsmålene det finnes grenseverdier for, nemlig årsmidlet $PM_{2,5}$ og PM_{10} og døgnmidlet PM_{10} . For å avgrense arbeidet ble det tatt utgangspunkt i ERFer for total dødelighet for å beregne tapte leveår basert på for tidlig død, mens helsetap knyttet til sykdom ble estimert basert på informasjon innhentet fra GBD. I de innledende vurderingene kom det fram at gjennomføring av sykdomsbyrdeberegninger ikke er vanlig for døgnmidlede eksponeringer, blant annet på grunn av den såkalte 'innhøstingshypotesen', som omhandler hvor mange døgn, uker, måneder eller år som går tapt ved et dødsfall som kan knyttes til eksponeringen. Den foreløpige konklusjonen var at sykdomsbyrdeberegninger, som hovedsakelig brukes til å verdsette helsetap og tapte leveår, ikke er godt egnet til å estimere samfunnets totale kostnader knyttet til korttidseksponering for luftforurensning. Dette reflekterer ikke at det ikke er kostnader knyttet til slike korttidseksponeringer, men at det er derfor behov for å utvikle metodikk som fanger opp kostnader knyttet til korttidseksponeringer for luftforurensning. En ny amerikansk studie viste at selv små økninger i nivåene av døgnmidlet eksponering for $PM_{2,5}$ førte til vesentlige kostnader i form av helsetap og samfunnskostnader som medisinbruk og sykehusinnleggelser (Wei m.fl. 2019). Alternative metoder med relevans for Norge ville være å vurdere samfunnskostnader i form av tapt arbeidstid, medisinbruk og sykehusinnleggelser i tillegg til helsetap og tapte leveår. I en utvikling av metodikk for korttidseksponering av luftforurensning for Norge, vil det første steget være en utredning i form av kartlegging og sammenligning av metodikk som benyttes internasjonalt, med en påfølgende anbefaling av metode. Det neste steget vil være en innhenting av relevant kunnskap for Norge for gjennomføring av anbefalt metodikk, altså et forskningsprosjekt.

3. Kunnskapsoppsummeringer for å anbefale ERFer (U)

ERFene som ble benyttet under LEVE-prosjektet er fra slutten av 1990 tallet. Disse er utdaterte, og det er sterkt behov for kunnskapsoppsummeringer for å anbefale nye ERFer for bruk i verdsettinger i Norge. I dette forprosjektet er det gjennomført en overordnet vurdering av hvilke forurensningskomponenter det finnes tilstrekkelig kunnskapsgrunnlag for å sette opp ERFer. I det videre arbeidet er det nødvendig å gjøre en grundigere vurdering av kausalitetsgrunnlaget for forurensningskomponentene og ulike mål på dødelighet (total og sykdomsspesifikke) og sykkelighet (f.eks. lunge, hjerte-kar eller diabetes). For årsmidlet eksponering for $PM_{2,5}$ og økt risiko for dødelighet ble kunnskapsgrunnlaget kartlagt i 2018 av FHI og kurver anbefalt (FHI 2018a). I vurderingene ble det lagt vekt på tilgjengelige kurver og risikoestimer og relevansen for norske forhold, men også formen til ERFene og bruk av terskelverdi. Det er nødvendig å gjøre lignende kunnskapsoppsummeringer for andre eksponeringer og helseutfall. Vi anbefaler at kunnskapsoppsummeringer for de utvalgte forurensningskomponentene/støykildene og helseutfallene gjøres først, og at behovet for ytterligere nasjonale/nordiske kurver vurderes basert på disse kunnskapsoppsummeringene (se delprosjekt 4). For støy vil det antagelig ikke være nødvendig å gjennomføre egne kunnskapsoppsummeringer, da det er foreliggende en grundig vurdering gjennomført av WHO med tanke på bruk av ERFer i sykdomsbyrdeberegninger (WHO 2018).

4. Befolkningsstudier for å bestemme nye ERFer (F)

For noen forurensningskomponenter/støykilder og helseutfall kan det være nødvendig å gjennomføre norske eller nordiske studier for å generere passende ERFer til bruk i beregning av skade. Dette må vurderes basert på kunnskapsoppsummeringene i delprosjekt 3. Det pågår nå to større forskningsprosjekter som har spesielt fokus på formen til ERFen ved lave konsentrasjoner av luftforurensninger relevant for nordiske forhold; se «NordicWelfAir» og «ELAPSE» (Vedlegg 1). Disse prosjektene, som inkluderer flere av forurensningskomponentene som er aktuelle for dette prosjektet, er i en slutfase og vil kunne bidra med nye data i løpet av 2020. Et nordisk støyprosjekt, NordSOUND, som startet opp i 2018 skal undersøke sammenhengen mellom trafikkstøy og en rekke ulike helsevirkninger som kan danne grunnlag for ERFer til bruk for helserisikovurderinger og sykdomsbyrdeberegninger. Utvikling og harmonisering av sykdomsbyrdeberegninger for trafikkstøy i de nordiske land er også en del av prosjektet. Resultater er forventet i 2021. Prosjektene har imidlertid ikke kapasitet til å inkludere alle eksponeringsmål og helseutfall de ønsker, og økt finansiering ville kunne føre til rapportering av ERFer for flere eksponeringsmål.

5. Bruk av GBD-data i nasjonale beregninger (U)

Det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet (GBD) estimerer sykdomsbyrde for en rekke risikofaktorer (inkludert PM_{2.5}), basert på sykdom og for tidlig død for Norge hvert år. GBD er et omfattende prosjekt som driver betydelig metodeutvikling, og de regnes som et foregangsmiljø innen sykdomsbyrdeberegninger. Metodikken fra GBD kan regnes som en slags 'gullstandard', og det finnes et omfattende datamateriale for Norge som oppdateres årlig. Dette kan benyttes som inngangsdata for helse uavhengig av hvilken metodikk som anbefales i delprosjekt 1. Et eksempel på slike data er totalt ikke-dødelig helsetap (YLD) og tapte leveår (YLL) for de sykdommene som er mest relevante for eksponering for luftforurensning, som KOLS, lungekreft, astma og diabetes. Tilsvarende kan prevalensdata for en bestemt sykdom eller antall sykdomsspesifikke dødsfall for Norge også innhentes fra GBD. I løpet av 2020-2021 vil det presenteres fylkesvise data for Norge under GBD-prosjektet. GBD-estimaterne er basert på innhentede data fra Norge, men i tillegg ekstrapoleres data fra naboland eller ved hjelp av annen metodikk når det er nødvendig. Slik ekstrapolering kan for eksempel gjøres hvis det ikke finnes data for prevalensen av en spesifikk konsekvens av en sykdom (en sekvele) i Norge. Da kan data ekstrapoleres ved hjelp av lignende data fra omkringliggende land og andre inngangsdata fra Norge. Bruk av GBD-data i nasjonale verdsettinger bør vurderes, dette kan gjelde både helsedata og ERFer.

6. Nasjonale helsetapsvekter og/eller verdsetting av sykdommer knyttet til luftforurensning (F)

Hvis sykdomsbyrdeberegninger vurderes som metodikken som er best egnet for det videre verdsettingsarbeidet for helse i delprosjekt 1, vil videreutvikling av nasjonale helsetapsvekter være nødvendig. Helsetapsvektene som benyttes i sykdomsbyrdeberegninger er mye omdiskutert, og det vil være nærliggende å benytte de internasjonale helsetapsvektene utarbeidet under GBD i arbeid som gjennomføres i Norge. For å kvalitetssikre disse internasjonale helsetapsvektene for bruk i norske beregninger, burde egne studier gjennomføres i Norge for å bestemme helsetapsvekter for de sykdommene som er relatert til luftforurensning og støy. Helsetapsvekter for DALY og kvalitetsvektene fra QALY bør også sammenlignes med nye økonomiske verdsettingsstudier av utvalgte luftforurensningsrelaterte sykdommer og velværetap relatert til støy for å øke validiteten av anslagene. Disse verdsettingsstudiene vil også gi en oppdatering av verdien av ulike luftveissykdommer og velværetap ved transportstøy fra tidligere norske studier (Navrud 2001, Ready m.fl. 2004, Navrud 2010), og kan vise hvordan disse verdiene kan tenkes å utvikle seg over tid. En ny nasjonal vurdering av hvorvidt DALY og QALY kan ansees som like helsemål og verdsettes likt anbefales også.

Hvis skadefunksjonsmetoden vurderes som best egnet for det videre verdsettingsarbeidet, vil det på den annen side være behov for ytterligere verdsettingsstudier. Primære verdsettingsestimater for helseeffekter som er aktuelle for luftforurensning, kan utledes ved å gjennomføre studier som bruker oppgitte preferanse-metoder

(som betinget verdsetting eller valgeksp eksperimenter, jf. kapittel 2.5). Slike studier skal nå gjennomføres i flere europeiske land, gjennom OECD-prosjektet SWACHE (i samarbeid med ECHA), og her kan en dra nytte av den metodeutviklingen og de empiriske verdsettingsstudiene som nå pågår i flere europeiske land til å gjennomføre tilsvarende verdsettingsstudier i Norge.

7. Alternativer til verdsettingsfaktorer (U)

Verdsettingsfaktorer (enhetspriser) er nok den metodikken som har vært mest brukt i Norge de siste 20 årene. Selv om disse verdsettingsfaktorene er enkle å benytte, tar de ikke høyde for endringer i eksponering og befolkning over tid, noe som gjør at det er usikkerhet knyttet til disse faktorene. De siste årene har nye og mer tilgjengelige modeller for beregning av luftkvalitet blitt utviklet, slik som f.eks. uEMEP-modellen til Meteorologisk institutt. Dette gir nye muligheter for mer stedsspesifikke vurderinger av eksponering. Det bør derfor utredes om det finnes brukervennlige alternativer til verdsettingsfaktorer (enhetspriser) som i større grad tar hensyn til prosjekt- og stedsspesifikke forhold. En løsning kan være å utarbeide en norsk modell for verdsetting basert på utvalgte norske områder, der inngangsdata som kg utslipp fra spesifikke kilder eller ulike befolkningssegenskaper som aldersfordeling kan endres for å reflektere det scenarioet man er ute etter å verdsette. Grunnlagsdata i en slik modell kunne være eksponeringsdata fra nasjonale eksponeringsmodeller som f.eks. uEMEP og helsedata fra GBD, kombinert med ERFer anbefalt i delprosjekt 3 og metodikk fra delprosjekt 1 og 2 (sykdomsbyrde eller skadefunksjonsmetoden).

8. Usikkerhetsberegninger (U)

Det er usikkerhet i de inngangsdata som benyttes i alle trinn av sykdomsbyrdeberegninger, det gjelder også for skadefunksjonsmetoden generelt. Usikkerheten knyttes blant annet til eksponeringsberegningene, ERFer, helsedata og selve verdsettingen. Det er derfor nødvendig å utvikle metodikk for å kvantifisere den totale usikkerheten i de endelige estimatene. Uten slik metodikk vil kun ett av usikkerhetsbidragene kunne reflekteres i det endelige verdsettingsestimatet. For eksempel, selv om det er usikkerhet i både ERFen og eksponeringsberegningene vil kun ett av disse usikkerhetsmålene kunne inkluderes i det endelige verdsettingsestimatet. En mulig metodikk for slik overføring av usikkerhet fra trinn til trinn er Monte Carlo-simuleringer (Tainio, 2015). Denne metodikken vil også kunne benyttes til å kartlegge det relative bidraget fra usikkerheten i de ulike trinnene, og gi kunnskap om for hvilke inngangsdata det er størst behov for forbedring for å redusere usikkerheten i verdsettingsestimatene.

9. Harmonisering av beregninger for luftforurensningskomponenter og støy (U)

Effekter av eksponering for luftforurensningskomponenter og støy på helse vurderes ofte i samme analyse. Det er derfor behov for en harmonisering av metodikken disse beregningene baseres på. Både verdsettingsfaktorer og sykdomsbyrdeberegninger benyttes i verdsetting av effekter av luftforurensningskomponenter og støy på helse, og valg av metode vil avhenge av problemstillingen. Vi vet per i dag at det er flere vesentlige forskjeller for de to forurensningstypene når det gjelder inngangsdata for gjennomføring av sykdomsbyrdeberegninger, og disse forskjellene vil også påvirke beregninger for oppdaterte verdsettingsfaktorer. For å harmonisere metodikken for verdsetting/sykdomsbyrdeberegninger for luftforurensning og støy, er det et behov for en grundig gjennomgang av samtlige trinn i metodikken, samt de inngangsdata som er tilgjengelige og blir benyttet. Det er et mål at metodikken for verdsetting av helsevirkninger/ helsetap som følge av trafikkrelatert luftforurensning og støy i størst mulig grad skal gjenspeile reelt helsetap i befolkningen, samt reelle forskjeller i helsetap mellom de to typene forurensning.

Det er for eksempel ulik praksis når det gjelder hvilke helseutfall som inkluderes; mens sterk støyplage er et av helseutfallene som anbefales av WHO for støy er det ikke vanlig å inkludere plage for

luftforurensningskomponenter. For luftforurensningskomponentene inkluderes kun spesifikke sykdommer som et mål på sykkelighet. Videre er det forskjeller mellom luftforurensningskomponenter og støy både når det gjelder bruk av terskelverdi i ERFer og oppløsningen til eksponeringsberegningene (punkt vs. rutenett), som også vil påvirke størrelsen på effekt- eller verdsettingsestimater.

9.2.3. Miljø

Det er fortsatt SO₂, NO_x og NH₃ som er aktuelle komponenter med tanke på forsurening, selv om SO₂-utslippene er redusert svært mye siden 2005. Etter LEVE-prosjektet har det vært økt oppmerksomhet om overgjødning (NO_x) av vann og vegetasjon (inkludert betydning for biologisk mangfold) og ozonskader på avlinger, skog og annen vegetasjon (inkludert betydning for biologisk mangfold).

1. Forsuring og overgjødning (U/F)

For forsurening og overgjødning er det gjennom mange år målt og kartlagt overskridelser av tålegrenser for vann og vegetasjon, og dette arbeidet skjer regelmessig og som ledd i internasjonalt samarbeid. Dette arbeidet inkluderer både forskning, utredning og overvåking, og det er fortsatt behov for oppfølging av alle deler av dette arbeidet. Dette skjer imidlertid uavhengig av vårt forslag til verdsetting av virkningene, og vi har derfor ikke vurdert dette spesifikt her, eller inkludert slikt arbeid i vårt forslag til oppgaver og kostnader.

Viktig med tanke på verdsetting av luftforurensning, er imidlertid at det er behov for oppdatert kunnskap om *effekter* av overskridelser av tålegrensene på virkninger som kan verdsettes i samfunnsøkonomiske analyser. Dette gjelder virkninger på blant annet fritidsfiske (som følge av forsurening), eventuelt andre rekreasjonsaktiviteter (som følge av overgjødning), og påvirkning på biologisk mangfold.

Det er særlig i overgangen fra kunnskap om eksponering-respons/tålegrenser til virkninger som kan verdsettes, at det er behov for videre utrednings- og utviklingsarbeid. Det er her behov både for forskning og utredning, men for å komme fram til nye og bedre verdsettingsfaktorer, mener vi man vil komme langt med å ta i bruk den kunnskapen som finnes.

I tillegg trengs det flere nye verdsettingsstudier for norske forhold for å verdsette de virkningene luftforurensning har. I tråd med dagens tilnærming for å vurdere sammenhengen mellom miljøpåvirkning og påvirkning på menneskers velferd, vil det være naturlig å gjennomføre verdsettingen ved å studere hvilke økosystemtjenester som påvirkes når tålegrensene for de aktuelle luftforurensningskomponentene overskrides, og så verdsette endringene i disse økosystemtjenestene. Det vil da være behov for verdsetting av økosystemtjenester som fritidsfiske, andre rekreasjonstjenester og biologisk mangfold (som er en såkalt ikke-bruksverdi i økonomisk terminologi, det vil si at verdien av tjenesten ikke er knyttet til egen bruk, men til å bevare naturmangfoldet).

Hvilke metoder som bør brukes for verdsetting, vil avhenge av ambisjonsnivået og dermed omfanget av utredningsbudsjettet, samt hvor store verdier en på forhånd kan anta er knyttet til hver enkelt økosystemtjeneste. Prinsipper og metoder for verdsetting av økosystemtjenester (miljøvirkninger) er kort beskrevet i kapittel 2.5. Verdsettingsestimater kan utledes ved å gjennomføre nye verdsettingsstudier der man innhenter verdien for de godene og den sammenhengen som er aktuell, ved at det gjennomføres en betinget verdsettingsstudie eller valgekspérimentstudie. Slike studier er relativt ressurskrevende, men gir de sikreste estimatene. Alternativet er å basere verdsettingen på studier som allerede finnes av «lignende» goder, og så overføre til den aktuelle sammenhengen (verdi-overføring). Dette er mindre kostnadskrevende, men gir mer usikre estimater, særlig hvis det er få studier av lignende goder å overføre fra.

Det er flere økosystemtjenester som påvirkes av luftforurensning og som det trengs nye, primære verdsettingsestimater for: fritidsfiske, eventuell annen rekreasjon, og påvirkning på biologisk mangfold som følge av eutrofiering. Vi foreslår i utgangspunktet at mest mulig informasjon innhentes i form av overføring av verdsettingsestimater for å holde kostnadene nede, og mener at for fritidsfiske og eventuell annen rekreasjon kan verdier overføres. Vi foreslår imidlertid at det gjennomføres ny, primær verdsettingsstudie med bruk av oppgitte preferanser (betinget verdsetting og/eller valgekspesimenter) for å finne verdien av påvirkning på biologisk mangfold som følge av luftforurensning. Dette skyldes at dette potensielt er en viktig virkning - også økonomisk - og at vi har svært få, om noen, relevante norske studier å overføre slike verdsettingsestimater fra. Det er også ønskelig å gjennomføre nye studier for å frembringe verdsettingsestimater for flere økosystemtjenester som påvirkes av luftforurensning, men vi mener dette er mindre påkrevet i sammenheng med dette prosjektet, og vi foreslår at dette gjennomføres som egne forskningsprosjekter, og inkluderer ikke (flere) slike studier i våre anbefalinger.

2.Ozon

For ozon er arbeidet med tålegrenser kommet kortere, og det er fortsatt behov for utvikling og kartlegging av tålegrenser for ulike avlinger/skogbestander og overskridelser av disse i Norge. Gjennomføring av ny verdsetting er likevel trolig mulig basert på dagens kunnskap om effekter av ozon i form av reduserte avlinger i jord- og skogbruk. Her er det også gjort mye arbeid internasjonalt, og som vi så har EU-forskningsprosjektet ECLAIRE verdsatt slike ozonskader for en rekke europeiske land, inkludert Norge, basert på internasjonale modeller. Det vil kreves noe videre naturvitenskapelig arbeid for å få gode anslag for virkningene av ozon for hele landet, som så kan brukes som grunnlag for å verdsette reduserte avlinger i jordbruket og redusert tilvekst i skogbruket ved hjelp av priser på henholdsvis påvirkede jordbruksvekster og tømmer. Ozon er likevel ikke foreslått blant komponenter det bør utarbeides verdsettingsfaktorer for, selv om kunnskapsgrunnlaget for effekter av ozon på helse og miljø er vurdert som tilstrekkelig godt for verdsetting. Årsaken er at det ikke finnes utslippsdata for ozon, siden det dannes i atmosfæren, og dermed kan det heller ikke utarbeides verdsettingsfaktorer (enhetspriser) for ozon. Hovedkilden til bakkenær ozon i Norge er langtransportert luftforurensning fra andre land. Verdsettingen måtte i tilfelle knyttes til utslipp av NO_x og/eller VOC som bidrar til dannelsen av bakkenær ozon.

Det ser ut til å være noe lenger fram og større usikkerhet knyttet til å inkludere verdien av tapt biologisk mangfold ved ozonpåvirkning på vegetasjon utenfor jord- og skogbruk. Den samfunnsøkonomiske verdien av skader på øvrig vegetasjon og biologisk mangfold ved ozonpåvirkning kan også søkes verdsatt, i første omgang gjennom verdioverføring fra tidligere studier for å anslå størrelsesorden av verdien av ulike skadescenarioer basert på naturfaglige ekspertanslag. Siden det er større usikkerhet både knyttet til påvirkning på biologisk mangfold og verdsetting av biologisk mangfold, vil vi anbefale at man prioriterer verdsetting av ozonskader på jord- og skogbruksproduksjon.

Vi foreslår at det legges opp til gjennomføring av forenklet skadefunksjonstilnærming for ozonpåvirkning på jord- og skogbruksproduksjon- og eventuelt biologisk mangfold hvis budsjetttrammene tillater det. Den informasjonen vi har samlet inn, tyder på at det kan la seg gjennomføre ved bruk av dagens kunnskap om tålegrenser og deres overskridelser i Norge, og noe utviklingsarbeid for ozon med tanke på utbredelsen av ulike vekster. Det vil også kreve et arbeid å vurdere forekomst av foreliggende verdiestimater som kan overføres for å kunne verdsette effektene. Det vil være en viss usikkerhet knyttet til om man kan komme fram til gode nok verdsettingsestimater på denne måten, uten å gjennomføre større forsknings- og utredningsprosjekter. Vi foreslår derfor at man starter med et forprosjekt for å vurdere dette nærmere for ozon. Avhengig av konklusjonene på forprosjektet, kan en så gjennomføre disse forenklete analysene. Hvis man konkluderer med at dette ikke vil føre fram innenfor

akseptable tid- og kostnadsressurser, kan man gjøre som i LEVE og benytte tiltakskostnader eller bruke andre former for implisitt verdsetting for noen av faktorene. Selv om slike implisitte metoder ikke er å anbefale hvis man kan verdsette effektene mer direkte, vil det uansett være behov for oppdatering av de faktorene som foreligger fra LEVE-prosjektet. Som vi beskriver i kapittel 4, har slike oppdateringer også vært gjort, men med noe varierende grunnlag og resultater.

Vi foreslår derfor følgende oppgaver knyttet til verdsetting av luftforurensningens effekter på miljø, der hvilken oppgave som gjennomføres for ozon i trinn 2, avhenger av konklusjoner fra forprosjektet i trinn 1.

- 1: Gjennomføre verdsetting av påvirkning på biologisk mangfold ved ny, primær verdsettingsstudie
- 2: Gjennomføre verdsetting ved forenklet skadefunksjonsmetode ved bruk av metoder for verdioverføring, eventuelt implisitt verdsetting ved bruk av tiltakskostnader e.l. for øvrige virkninger av overgjødning og forsuring.
- 3: Vurdere grunnlag for gjennomføring av verdsetting ved bruk av forenklet skadefunksjonsmetoden (med bruk av tålegrenser og overføring av verdiestimer) for ozonskader på jord- og skogbruksproduksjon. Videre arbeid med ozoneffekter vil avhenge av konklusjoner på dette forprosjektet, og vi har ikke lagt inn estimer for ressursbruk eller kostnader for videre oppfølging.

9.2.4. Materialer

Kostnadene knyttet til luftforurensningens effekter på materialer utgjør ifølge tidligere studier bare noen prosent av kostnadene knyttet til helsevirkninger av luftforurensning. Det bør likevel jobbes videre også med kostnader knyttet til materialer, blant annet fordi det foreligger såpass mye kunnskap at det ikke skal så stor ekstra innsats (kostnader) til for å få mye bedre og oppdaterte kostnadstall.

Selv om det er gjennomført få studier i Norge siden SFTs prosjekt ble oppsummert i 2005, viser en ny norsk studie at mye av grunnlaget for videre verdsetting ser ut til å være på plass. De komponentene som bør verdsettes med tanke på kostnader på materialer er som i LEVE-studien NO_x, SO₂ og PM₁₀.

Det foreligger eksponeringsresponsfunksjoner for de mest relevante forurensningskomponentene og materialene, men det mangler oversikt over forekomsten av disse materialene i ulike byer og tettsteder, og derfor er det ikke mulig å utarbeide eksponeringsfordelinger (se kapittel 5.4.3 og 9.2.1). Det er også grunn til å jobbe videre med kostnadsestimer. Man bør vurdere nærmere hvilke kostnadskomponenter som skal inkluderes og bringe inn i en samfunnsøkonomisk vurdering av kostnadene i stedet for eller i tillegg til den bedriftsøkonomiske vurderingen som nå preger disse kostnadsberegningene.

Estetiske effekter av nedsmussing er ikke verdsatt i Norge; kun vedlikeholdskostnader. Det bør vurderes om det også bør fremskaffes verdsettingsfaktorer for de estetiske effektene av nedsmussede fasader i Norge, spesielt knyttet til særskilte bygningsmiljøer som kulturminner og – miljøer, eller om det er mulig å overføre slike verdier. I en nylig gjennomført svensk studie inkluderte man også kostnadene ved de estetiske negative effektene av nedsmussede historiske bygninger og monumenter, ved å overføre verdier fra tidligere studier ved hjelp av verdioverføringsteknikker (Navrud & Ready 2002, 2007). Dette bør også vurderes gjort for Norge, med samme verdioverføringsmetodikk som i den svenske studien.

Basert på gjennomgangen av kunnskapsgrunnlaget vurderer vi at det er mulig å gi et grovt overslag over kostnaden for vedlikehold av fasader på grunn av luftforurensninger, med samme enheter som for helse (kroner/per kg utslipp). Dette kan først og fremst gjøres for byer (innenfor en viss grense for tettbygdhet). Vi foreslår at det utvikles en enkel modell for beregning av vedlikeholdskostnader knyttet til luftforurensningsnivåer, da det ser ut til å være tilstrekkelig kunnskapsgrunnlag for dette. Se beskrivelse under

oppsummering i punkt 8.3. Som del av modellarbeidet bør det arbeides videre med hvilke kostnadsestimater som bør inngå, med vekt på å inkludere samfunnsøkonomiske kostnader. I tillegg bør muligheten for verdsetting av estetiske effekter av luftforurensning på materialer i Norge utredes.

Vi foreslår derfor følgende oppgaver knyttet til verdsetting av materialer:

- 1: Utvikle en enkel modell for å beregne kostnader til vedlikehold av fasader på grunn av luftforurensninger (se beskrivelse i kapittel 8.3)
- 2: Som en deloppgave knyttet til modellutvikling: videreutvikle kostnadsberegningene som skal inngå i modellen, slik at ikke bare bedriftsøkonomiske, men også samfunnsøkonomiske kostnader inngår, for å sikre konsistens med øvrige verdsettingsestimater for luftforurensning
- 3: Vurdere muligheter for, og eventuelt gjennomføre, verdsetting av kostnader ved de estetiske effektene knyttet til nedsmussing av bygningsmiljøer ved bruk av overføring av verdiestimater. Disse kostnadene vil komme i tillegg til vedlikeholdskostnadene, og være aktuelle der estetiske effekter på bygningsmiljøene er (spesielt) viktige, som ved kulturminner og -miljøer.

9.2.5. Sammenligninger på tvers av effektområdene

Under LEVE-prosjektet ble det gjort en sammenligning av kostnadene forbundet med effekter av forurensningskomponenter på helse, miljø og materialer. Det ble konkludert med at ca. 90 prosent av kostnadene kunne knyttes til effekter på helse, mens anslagsvis 10 prosent kunne knyttes til effekter på miljø og materialer.

Nasjonale verdsettinger for miljø og materialer kan være vanskelig å gjennomføre. Vi foreslår istedenfor parvis sammenligning av effektområder for mindre geografiske områder. Mer spesifikt verdsetting av effekter på helse og materialer i samme geografiske område (f.eks. i Oslo), og verdsetting av effekter på helse og miljø i samme geografiske områder (dvs. finne et område med moderat befolkningsstørrelse som også har miljøskader f.eks. forsurening eller skader fra ozon). Det vil ikke nødvendigvis være mulig å ekstrapolere disse resultatene til hele landet, men det vil danne utgangspunkt for å sammenligne omtrentlig størrelsesforhold for skadestandarder for helse i forhold til miljø og materialer.

9.3. Oppdatering av verdsettingsfaktorer

Det er nødvendig at utredningsarbeidet foreslått i kapittel 9.2 for oppdatering av kunnskapsgrunnlaget gjennomføres i forkant av arbeidet med å utarbeide oppdaterte verdsettingsfaktorer. Videre er det viktig at verdsettingsfaktorene kvalitetssikres på tvers av ulike metodikk og ulike inngangsbetingelser (f.eks. flere scenarioer for endringer i utslipp og tilhørende eksponeringsmodelleringer). Vi anbefaler i utgangspunktet ikke at andre metoder enn skadefunksjonsmetoden (eller sykdomsbyrdeberegninger for helse) benyttes for å utarbeide verdsettingsfaktorer, både fordi det er større usikkerhet knyttet til disse metodene og fordi det vil være vanskeligere å oppdatere verdsettingsfaktorer basert på annen metodikk.

Basert på kunnskapsoppsummeringen i kapittel 5-8 foreslår vi at det utarbeides nye verdsettingsfaktorer for et utvalg av forurensningskomponenter for helse, miljø og materialer (se tabell 9.1). Valget av forurensningskomponenter er basert på status for kunnskapsgrunnlaget, nivået for forurensningskomponenter i Norge, samt alvorlighetsgraden og omfanget av effekter på helse, miljø og materialer. Sammenlignet med LEVE er det flere endringer i utvalget av forurensningskomponenter der vi mener det er behov for nye verdsettingsfaktorer (tabell 9.1). For svevestøvfraksjonene er det nå $PM_{2,5}$ og $PM_{10-2,5}$ som anbefales for videre verdsetting av effekter på helse, mens PM_{10} anbefales for materialer. I motsetning ble kun PM_{10} inkludert under LEVE-studien. Det er grunnlag og behov for ny verdsetting av effekter av NO_x/NO_2 , SO_2 og NH_3 , som alle ble

inkludert i LEVE. Ozon er ikke inkludert i tabell 9.1 selv om kunnskapsgrunnlaget for effekter av ozon på helse og miljø er vurdert som tilstrekkelig godt for verdsetting. Som nevnt i kapittel 9.2.3 skyldes dette at det ikke finnes utslippsdata for ozon, siden det dannes i atmosfæren, og dermed kan det heller ikke utarbeides verdsettingsfaktorer (enhetspriser) for ozon. Støy ble som nevnt ikke inkludert i LEVE-prosjektet, men verdsettingsfaktorer har vært utviklet i andre prosjekter. Her er det også grunnlag og behov for ny verdsetting når det gjelder effekter på helse (både sykdom og velværetap/plage), og også en harmonisering mellom metodikken som benyttes for å vurdere effekter av luftforurensningskomponenter og støy.

Tabell 9.1 Oversikt over forurensningskomponenter og støykilder det eksisterer verdsettingsfaktorer for, og de det bør utvikles nye verdsettingsfaktorer/enhetspriser for.

	Eksisterende verdsettingsfaktorer	Behov for nye verdsettingsfaktorer		
	Helse, miljø og materialer	Helse	Miljø	Materialer
$PM_{2.5}$		X		
$PM_{10-2.5}$		X		
PM_{10}	X ^a			X
NO_2/NO_x	X	X	X	X
Ozon ^b		X	X	
SO_2	X		X	X
NH_3	X		X	
nmVOC	X ^c			
Veitrafikkstøy	X ^d	X		
Banestøy	X ^d	X		
Flystøy	X ^d	X		

^a Svevestøvfraksjonen PM_{10} overlapper med $PM_{2.5}$ fraksjonen. Det anbefales derfor at PM_{10} erstattes med $PM_{2.5}$ og $PM_{10-2.5}$ for helse i fremtidig arbeid.

^b Siden ozon dannes i atmosfæren finnes det ikke utslippsdata for ozon. Det kan altså ikke utarbeides verdsettingsfaktor for ozon (kr/kg utslipp), men det er likevel svært relevant å verdsette effektene av ozon på helse og miljø.

^c Skadekostnader knyttet til utslipp av nmVOC er i de fleste analyser som er gjennomført som oppfølging av LEVE-studien (jf. kapittel 3) anslått til å være null eller svært lave, selv om målene i Göteborg-protokollen enda ikke var oppfylt per 1. januar 2020. Vi foreslår derfor ikke større studier knyttet til nmVOC, men man kan eventuelt gjøre oppdaterte vurderinger ved hjelp av implisitt verdsetting ved tiltakskostnader.^d Transportstøykildene var ikke inkludert i LEVE-prosjektet, men verdsettingsfaktorer er utviklet i andre prosjekter (se kapittel 3).

For verdsettingsfaktorene utarbeidet under LEVE, benyttes vanligvis tallene som ble utarbeidet for *samlende* effekter på helse, miljø og materialer, selv om det foreligger separate verdsettingsfaktorer for hver av disse komponentene. Her foreslår vi at det tas sikte på så langt som mulig å utarbeide separate verdsettingsfaktorer/enhetspriser for helse, miljø og materialer for de foreslåtte forurensningskomponentene. Deretter gjøres en vurdering av om disse kan summeres på tvers av forurensningskomponenter og/eller effektområder (helse, miljø og materialer) fordi det ofte vil være ønske om en samlefaktor når man gjør nasjonale analyser. I utgangspunktet bør verdsettingsfaktorer basert på skadefunksjonsmetoden kunne summeres, mens det samme ikke vil gjelde verdsettingsfaktorer basert på tiltakskostnader. Merk også at det kan være behov for å beregne verdsettingsfaktorer for summen av to eller flere forurensningsfaktorer. For eksempel for forsurening kan det være aktuelt å vurdere samlet avsetning av NO_x , SO_2 og NH_3 . En fordel med separate verdsettingsfaktorer for de tre effektområdene, er at det vil være lettere å oppdatere disse hvis nye studier publiseres om effekter på henholdsvis helse, miljø og materialer.

9.4. Innspill til planlegging av videre arbeid

Her beskrives forslag til videre arbeid, inkludert anslag for tidsrammer og kostnadsestimater, separat for helse, miljø og materialer. Det er ikke gjort separate vurderinger for organisering av det videre arbeidet for eksponering, men et forslag er inkludert for helse i Vedlegg 2. Tidsrammene strekker seg over hele kalenderår og kan starte i 2020. I tillegg angis estimert arbeidstid i hele årsverk. Anslag for kostnader knyttet til arbeidet er inkludert i den samlede vurderingen (kapittel 9.4.4). Merk at det ikke er et en-til-en-forhold mellom anslått antall årsverk og anslått kostnadsestimat i kroner. Det skyldes både at et årsverk kan ha ulik kostnad avhengig av hvor og av hvem det utføres og at noen kostnader ikke er direkte knyttet til årsverk, men består i kostnader til innsamling av data mv.

9.4.1. Helse

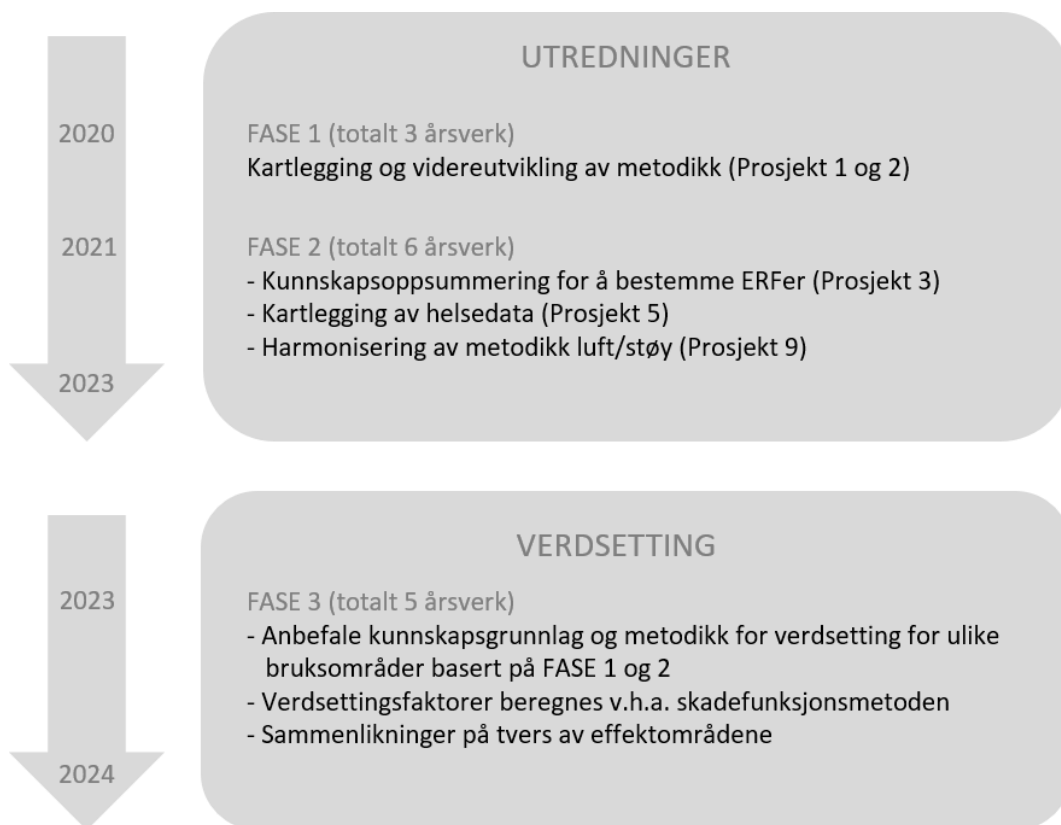
Vi anbefaler gjennomføring av et videre arbeid med en tidsramme på 4 år fordelt på 13-14 årsverk, der et utvalg av delprosjektene foreslått i 9.2.2 inkluderes (se tabell 9.2). Det skisserte arbeidet innebærer kun utredninger, altså kartlegging av nåværende kunnskap og anvendelse av denne. Forskningsprosjektene inkluderes i et utvidet forslag som har vesentlig høyere tids- og kostnadsrammer; 28 årsverk fordelt på 6 år (se Vedlegg 2 for detaljer). Selv om gjennomføring av forskningsprosjektene ville føre til en ytterligere heving av kvaliteten på kunnskapsgrunnlaget og dermed også verdsettingen, er prosjektene som er foreslått i Tabell 9.2 etter vår vurdering tilstrekkelige for en solid oppdatering av det faglige grunnlaget for verdsetting. Hvis gjennomføring av forskningsprosjekter skal prioriteres, vil disse i noen grad kunne støttes gjennom eksisterende forskningsrådsprogrammer (f.eks. BEDREHELSE og FRIPRO). Det ville imidlertid være mer effektivt å opprette et eget tverrgående program med spesifikke mål basert på behovene identifisert i denne rapporten, for å sikre at nødvendig informasjon blir tilgjengelig raskt nok.

Tabell 9.2: Oversikt over anslått arbeidstid som er nødvendig for gjennomføring av de ulike delprosjektene for helse innenfor en tidsramme på 4 år. Arbeidstiden er anslått som hele årsverk, og er delt inn i arbeid betegnet som utredning (U) eller forskning (F). Se kapittel 9.2.2 for en detaljert beskrivelse av delprosjektene. Dersom støy ikke inkluderes, blir antall årsverk noe lavere. Årsaken til at flere rader/kolonner ikke indikerer antall årsverk er at disse ikke er inkludert i det skisserte arbeidet med tidsramme 4 år. Se Vedlegg 2 for utvidet tabell med tidsramme 6 år og 28 årsverk. Der inkluderes alle delprosjektene, også forskningsprosjekter innen helse og videreutvikling av eksponeringsmodeller.

	Tidsramme 4 år	
	Utredning	Forskning
Eksponering		
Videreutvikling av eksponeringsmodeller		
Helse		
1. Sammenligning og anbefaling av metodikk (U)	2	
2. Metodeutvikling for korttidseksponering (U/F)	1	
3. Kunnskapsoppsummeringer for å anbefale ERFer (U)	4	
4. Befolkningsstudier for å bestemme nye ERFer (F)		
5. Bruk av GBD-data i nasjonale beregninger (U)	1	
6. Nasjonale helsetapsvekter/verdsetting av sykdommer (F)		
7. Alternativer til verdsettingsfaktorer (U)		
8. Usikkerhetsberegninger (U)		
9. Harmonisering luft/støy (U)	1	
Generell del		
Anbefale kunnskapsgrunnlag og metodikk	2	
Gjennomføre og sammenligne beregninger	3	
Antall årsverk innen utredning (U)/forskning (F)	14	0
Totalt antall årsverk	14	

Gjennomføring av delprosjekt 1 og 2 gir gjennomgang og anbefaling av metodikk, mens delprosjekt 3 vil anbefale ERFer for bruk for norske forhold for alle forurensningskomponenter for aktuelle helseutfall. I delprosjekt 5 kartlegges hvordan GBDs helsedata kan benyttes i beregningene. Dette er særlig viktig for data som sykkelighet, da disse kan være svært krevende å innhente uavhengig av GBD. I tillegg foreslås utredninger om harmonisering av metodikken som benyttes for luftforurensningskomponenter og støy i delprosjekt 9. I tillegg til de foreslåtte delprosjektene inngår et overordnet arbeid, som inkluderer oppsummering og anbefaling av kunnskapsgrunnlag og metodikk for helse, og gjennomføring av verdsetting og beregning av verdsettingsfaktorer for helse. Her inngår også beregninger og sammenligninger på tvers av effektområdene, helse, miljø og materialer. Støy var ikke en del av det opprinnelige mandatet for vårt prosjekt, og hvis man ikke ønsker å inkludere støy i arbeidet vil omfanget av arbeidet reduseres noe (delprosjekt 9 vil falle bort og arbeidsmengden med gjennomføring av verdsetting og beregninger vil reduseres noe). Som diskutert tidligere i rapporten, er det imidlertid store fordeler ved å se disse effektene i sammenheng.

Tidsrammene for de ulike delprosjektene vil til en viss grad overlappe, som skissert i figur 9.1 der arbeidet er delt inn i tre ulike faser. Fordelingen av de 13-14 årsverkene i prosjektperioden er relativt jevn, men med noe større innsats det siste året. Det er tenkt at flere personer i ulike fagmiljøer vil være involvert i gjennomføringen av de ulike delprosjektene. Det er naturlig at et arbeid forankres i aktuelle fagmiljøer og forvaltningsorganer i Norge. I tillegg vil det være viktig å støtte seg på internasjonal kompetanse, både i form av fagmiljøer og internasjonale helseorganisasjoner. Dette kan i stor grad foregå gjennom eksisterende internasjonale samarbeid eller programmer. Eksempler på dette er en nylig startet COST-action for sykdomsbyrde i Europa, samt NordForsk-prosjektet NordicWellFair (<https://projects.au.dk/nordicwelfair/>).



Figur 9.1. Oversikt over tidsflyt for delprosjekter inkludert i tabell 9.2 med en tidsramme på 4 år, fordelt på 3 ulike faser. Antall årsverk inkludert i de ulike fasene er indikert i parenteser i figuren. Dersom støy ikke inkluderes, blir antall årsverk noe lavere. Fordelingen av årsverk over prosjektperioden er relativt jevn, med henholdsvis 3, 3, 3, 5 årsverk for de fire påfølgende årene (fase 2 er da antatt fordelt jevnt over år to og tre), men med noe større arbeidsbelastning det siste året.

9.4.2. Miljø

Vi foreslår at man med utgangspunkt i foreliggende kunnskap gjennomfører følgende delprosjekter, som er nærmere beskrevet i kapittel 9.2.3, med røffe anslag for ressursinnsats i form av årsverk. Dette arbeidet kan gjennomføres i løpet av 3-4 år, og bør koordineres med arbeidet med helse- og materialdelen for å sikre konsistens.

I tillegg er det behov for forskning på alle trinn av skadefunksjonsmetoden for miljøeffekter av luftforurensning, men dette er ikke inkludert i våre anbefalinger og ressursanslag. Vi vil blant annet trekke fram at det er et stort behov for flere studier som gir empiriske resultater for verdsetting av flere miljøeffekter, fordi slike studier ikke er del av det pågående arbeidet med tålegrenser for luftforurensning i Norge. Vi har likevel valgt ikke å foreslå egne verdsettingsstudier som del av dette arbeidet, men det bør gjennom andre forsknings- og utredningsprogrammer stimuleres til flere slike studier.

Tabell 9.3. Anbefalte oppgaver og anslått årsverk nødvendig for gjennomføring. Se kapittel 9.2.3 for en mer detaljert beskrivelse av delprosjektene.

Delprosjekt	Anslått årsverk
1) Verdsetting av endringer i biologisk mangfold som følge av luftforurensning (overgjødsling)	2-3
2) Gjennomføre forenklet skadefunksjonsmetode med verdioverføring for øvrige effekter av forurensning og overgjødsling	1,0
3) Forprosjekt for vurdering av ozon	0,5
Totalt	3,5-4,5

9.4.3. Materialer

Vi foreslår at man legger hovedvekt på å utarbeide en enkel modell for å få kostnadstall for faktiske bygg og steder, slik som skissert i avsnitt 9.2.4. og 8.3. Som del av arbeidet, anbefaler vi at det jobbes mer med å fremskaffe gode kostnadstall, inkludert samfunnsøkonomiske kostnader. Det er også interessant å vurdere kostnader ved estetiske negative effekter, og vi foreslår at man i første omgang baserer seg på verdioverføring fra andre studier.

Vi foreslår derfor følgende oppgaver for verdsetting av materialer, som vist i Tabell 9.4. Dette arbeidet kan gjennomføres i løpet av 1-2 år, men bør koordineres med arbeidet med helse- og miljødelen for å sikre konsistens.

I tillegg er det behov for forskning på alle trinn i skadefunksjonsmetoden, også for materialer, blant annet for å få bedre kunnskap om ERFer for faktiske fasader og bygningsmiljøer, anslag for faktiske flater av ulike materialer

på nasjonalt nivå, og for verdsetting av kostnader ved økt vedlikehold og nedsmussing, og for primære verdsettingsstudier knyttet til estetiske effekter av nedsmussing.

Tabell 9.4. Anbefalte oppgaver og anslått årsverk nødvendig for gjennomføring disse oppgavene. Se kapittel 9.2.3 for en mer detaljert beskrivelse av delprosjektene.

Delprosjekt	Anslått årsverk
1. Utvikle modell for anslag av luftforurensningens kostnader på fasader i norske byer og tettsteder	0,7
2. Utvikle bedre kostnadsanslag til bruk i modellen, inkludert samfunnsøkonomiske kostnader i tillegg til bedriftsøkonomiske kostnader	0,5-1
3) Verdioverføring for verdsetting av estetiske kostnader ved nedsmussing	0,5
Totalt	1,5-2,5

9.4.4. Samlet vurdering

Som i LEVE-studien, foreslår vi at det utarbeides separate verdsettingsfaktorer/enhetspriser for helse, miljø og materialer for de enkelte forurensningskomponentene. Det må imidlertid gjøres en grundigere vurdering enn i LEVE av om disse kan summeres på tvers av forurensningskomponenter når flere komponenter nå inkluderes. Det samme gjelder aggregering over effektområdene (helse, miljø og materialer). Merk også at det kan være behov for å beregne verdsettingsfaktorer for summen av to eller flere forurensningsfaktorer, for eksempel for forsurening kan det være aktuelt å vurdere samlet avsetning av NO_x, SO₂ og NH₃.

Vi anbefaler gjennomføring av et videre arbeid med en tidsramme på ca. 4 år, og en kostnadsramme på ca. 20-25 millioner kroner. Denne kostnadsrammen gjenspeiler det arbeidet som etter vår vurdering er nødvendig for en faglig forsvarlig oppdatering av kunnskapsgrunnlaget for å beregne og verdsette effekter av luftforurensning for helse, miljø og materialer; samt effekter av støy på helse. En eventuell nedskalering av kostnadsrammen kan vurderes, men det vil etter vår vurdering gå på bekostning av den faglige kvaliteten. Vi foreslår at størstedelen av beløpet øremerkes til helse, da de største samfunnskostnadene er knyttet til helseeffekter av luftforurensning. Det anbefalte arbeidet for helse er i størrelsesorden 13-14 årsverk, avhengig av om verdsetting av støy inkluderes. For miljø er arbeid som tilsvarer 3,5-4,5 årsverk foreslått og for materialer arbeid tilsvarende 1,5-2,5 årsverk. Totalt estimert arbeidstid er altså i størrelsesorden 18-21 årsverk for å i) gjennomføre en oppdatering av kunnskapsgrunnlaget for verdsetting av effekter av luftforurensning og støy og ii) utføre nye verdsettinger inkludert utvikling av nye verdsettingsfaktorer. Det anbefales at årsverkene fordeles relativt jevnt utover prosjektperioden på 4 år, med noe større arbeidsbelastning det siste året på grunn av sammenlikninger på tvers av effektområdene.

Det skisserte arbeidet innebærer primært utredninger, altså kartlegging av nåværende kunnskap og anvendelse av denne, men også noe innhenting av ny kunnskap. For helse inkluderer forslaget gjennomgang og anbefaling av metodikk for verdsetting, innhenting av ERFer for bruk for norske forhold, vurdering av bruk av helsedata fra det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet, harmonisering av metodikken som benyttes for luftforurensningskomponenter og støy, samt beregning av nye verdsettingsfaktorer for de aktuelle forurensningskomponentene. For miljø og materialer inkluderes gjennomføring av verdsetting for de aktuelle forurensningskomponentene hovedsakelig basert på overføring av eksisterende verdsettingsdata, men det er

foreslått ny, primær verdsettingsstudier knyttet til påvirkning på biologisk mangfold. Det er stort behov for slike nye verdsettingsstudier, men for å begrense omfanget av arbeidet, har vi bare inkludert en slik ny studie som del av dette arbeidet. For de øvrige effekter på miljø mener vi at verdioverføring og forenklet skadefunksjonsmodell vil gi estimater som er «gode nok» og bedre enn dagens som er basert på LEVE-studien. Gjennomføring av nye primære verdsettingsstudier ved hjelp av betinget verdsetting/valgekspesimenter bør imidlertid være del av et større forsknings- og utredningsarbeid for å fremskaffe nye verdsettingsestimater for miljøpåvirkninger.

Både for helse, miljø og materialer er det behov for mer forskning. Rammer for et mer omfattende videre arbeid som inkluderer forskning er skissert i størst detalj for helse (Vedlegg 2). Innhenting av ny kunnskap vil heve kvaliteten på grunnlagsdata for verdsetting betydelig og føre til bedre og mer nøyaktig verdsetting. For finansiering av forskningsprosjektene i dette alternativet, og gjennomføring av studier for forbedret verdsetting innen miljø og materialer, anbefales oppretting av et eget tverrfaglig forskningsprogram i Forskningsrådet.

Referanser

- Aasvang, G. M. (2012). Helsebelastning som skyldes veitrafikkstøy i Norge. Tilgjengelig fra: <https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/rapporter/2012/helsebelastning-som-skyldes-veitrafikkstoy-i-norge-pdf.pdf>
- Aasvang, G. M., Låg, M., & Schwarze, P. (2016). Sykdomsbyrde som følge av luftforurensing i Oslo: Nasjonalt folkehelseinstitutt.
- AEA Technology. (2005). Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFE: Volume 2: Health Impact Assessment. Tilgjengelig fra: http://ec.europa.eu/environment/archives/cafepdf/cba_methodology_vol2.pdf
- Anenberg, S. C., Belova, A., Brandt, J., Fann, N., Greco, S., Guttikunda, S., . . . Van Dingenen, R. (2016). Survey of Ambient Air Pollution Health Risk Assessment Tools. *Risk Anal*, 36(9), 1718-1736. doi: 10.1111/risa.12540
- Beelen, R., Raaschou-Nielsen, O., Stafoggia, M., Andersen, Z. J., Weinmayr, G., Hoffmann, B.,... Hoek, G. (2014a). Effects of long-term exposure to air pollution on natural-cause mortality: an analysis of 22 European cohorts within the multicentre ESCAPE project. *Lancet*, 383(9919), 785-795. doi: 10.1016/s0140-6736(13)62158-3
- Benestad, H. B., & Laake, P. (2004). *Forskningsmetode i medisin og biofag*. Oslo, Norge: Gyldendal Akademisk.
- Bergmann E, Bender J, Weigel HJ, 2017. Impact of tropospheric ozone on terrestrial biodiversity: A literature analysis to identify ozone sensitive taxa. *Journal of Applied Botany and Food Quality* 90: 83-105.
- Brandt J, Silver JD, Christensen JH, Andersen MS, Bønløkke JH, Sigsgaard T, Geels C, Gross G, Hansen AB, Hansen KM, Hedegaard GB, Kaas E, Frohn LM 2013. Contribution from the ten major emission sectors in Europe and Denmark to the health-cost externalities of air pollution using the EVA model system – an integrated modelling approach. *Atmos. Chem. Phys.*, 13, 7725–7746, 2013. www.atmos-chem-phys.net/13/7725/2013/doi:10.5194/acp-13-7725-2013
- Braun S, Schindler C, Rihm B, 2013. Growth losses in Swiss forests caused by ozone: Epidemiological data analysis of stem increment of *Fagus sylvatica* L. and *Picea abies* Karst. *Environmental Pollution* 192: 129-138.
- Breton, C. V., Salam, M. T., Vora, H., Gauderman, W. J., & Gilliland, F. D. (2011). Genetic variation in the glutathione synthesis pathway, air pollution, and children's lung function growth. *Am J Respir Crit Care Med*, 183(2), 243-248. doi: 10.1164/rccm.201006-0849OC
- Brouwer, R. and S. Navrud 2015: The use of benefit transfer in Europe. Chapter 4 (pp. 71-83) in R. Johnston, J. Rolfe, R. Rosenberger and R. Brouwer (eds.) 2015 : *Benefit Transfer of Environmental and Resource Values: A Handbook for Researchers and Practitioners*. Springer Science+Business Media, Dordrecht, The Netherlands.
- ECLAIRE Project (2015). Effects of Climate Change on Air Pollution Impacts and Response Strategies for European Ecosystems. Tilgjengelig fra: https://www.researchgate.net/publication/306292430_ECLAIRE_Effects_of_Climate_Change_on_Air_Pollution_Impacts_and_Response_Strategies_for_European_Ecosystems_Seventh_Framework_Programme_Theme_Environment_Project_Final_Report
- de Hoogh K, Chen J, Gulliver J, Hoffmann B, Hertel O, Ketzel M, Bauwelinck M, van Donkelaar A, Hvidtfeldt UA, Katsouyanni K, Klompmaker J, Martin RV, Samoli E, Schwartz PE, Stafoggia M, Bellander T, Strak M, Wolf K, Vienneau D, Brunekreef B, Hoek G. (2018). Spatial PM2.5, NO2, O3 and BC models for Western Europe - Evaluation of spatiotemporal stability. *Environ Int.* 120:81-92. doi: 10.1016/j.envint.2018.07.036. Epub 2018 Jul 31
- DFØ (2018). Veileder i samfunnsøkonomiske analyser. Direktoratet for økonomistyring, DFØ.
- EU (2018). FUTURE BRIEF: What are the health Costs of environmental pollution? Tilgjengelig fra: https://ec.europa.eu/environment/integration/research/newsalert/pdf/health_costs_environmental_pollution_FB21_en.pdf

Fann, N., Gilmore, E. A., & Walker, K. (2016). Characterizing the Long-Term PM2.5 Concentration-Response Function: Comparing the Strengths and Weaknesses of Research Synthesis Approaches. *Risk Anal*, 36(9), 1693-1707. doi: 10.1111/risa.12435

Finansdepartementet (2014). Retningslinjer for gjennomføring av samfunnsøkonomiske analyser, R-109/2014. Finansdepartementet.

Folkehelseinstituttet (2016). Sykdomsbyrde i Norge 1990-2013. Resultater fra Global Burden of Diseases, Injuries, and Risk Factors Study 2013 (GBD 2013). Rapport 2016:1. Tilgjengelig fra: <https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/rapporter/2016/rapport-20161-pdf.pdf>

FHI (2017). Sykdomsbyrde i Norge 2015. Resultater fra Global Burden of Diseases, Injuries, and Risk Factors Study 2015 (GBD 2015). Tilgjengelig fra: <https://www.fhi.no/publ/2017/sykdomsbyrde-i-norge-2015/>

FHI (2018a). Kunnskapsoppsummering: Konsentrasjons-responskurver for lave konsentrasjoner av fint svevestøv. Tilgjengelig fra: <https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/rapporter/2018/konsentrasjons-responskurver-for-lave-konsentrasjoner-av-fint-svevestov-rapport-2018.pdf>

FHI (2018b). Folkehelse rapporten: Støy, helseplager og hørseltap i Norge. Tilgjengelig fra: <https://www.fhi.no/nettpub/hin/miljo/stoy/>

FHI (2018c). Sykdomsbyrden i Norge 2016. Resultater fra Global Burden of Diseases, Injuries, and Risk Factors Study 2016 (GBD 2016). Tilgjengelig fra: <https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/rapporter/2018/sykdomsbyrden-i-norge-i-2016.pdf>

FHI (2019). Håndbok for uteluft – luftkvalitetskriterier: Svoveldioksid. Tilgjengelig fra: <https://www.fhi.no/nettpub/luftkvalitet/svoveldioksid/svoveldioksid/>

Grøntoft, T. (2019). Recent Trends in Maintenance Costs for Façades Due to Air Pollution in the Oslo Quadrature, Norway. *Atmosphere* 2019, 10(9), 529; <https://doi.org/10.3390/atmos10090529>

Hamer PD, Walker SE, Sousa-Santos G, Vogt M, Vo-Thanh D, Lopez-Aparicio S, Ramacher MOP, Karl M (2019). The urban dispersion model EPISODE. Part 1: A Eulerian and subgrid-scale air quality model and its application in Nordic winter conditions. *Geoscientific model development discussions: winter* <https://doi.org/10.5194/gmd-2019-199>

Helsedirektoratet (2017). Verdi på et kvalitetsjustert leveår (QALY) for sektorovergripende anvendelse i nytte-kostnadsanalyser. Eksempler på anvendelse for ulike skadegrader ved ulykker, luftforurensning, støy og fysisk aktivitet. *Bakgrunnsdokument utarbeidet i forbindelse med revisjon av Helsedirektoratets veileder «Helseeffekter i samfunnsøkonomiske analyser»*. Notat 04.05.2017. Helsedirektoratet, Avdeling finansiering og DRG ved Kjartan Sælensminde og Kristine Dahle Bryde-Erichsen.

Helsedirektoratet (2019). Helseeffekter i samfunnsøkonomiske analyser. Veileder. Høringsutgave. Helsedirektoratet, Oslo.

Héroux, M. E., Anderson, H. R., Atkinson, R., Brunekreef, B., Cohen, A., Forastiere, F., . . . Walton, H. (2015). Quantifying the health impacts of ambient air pollutants: recommendations of a WHO/Europe project. *Int J Public Health*, 60(5), 619-627. doi: 10.1007/s00038-015-0690-y

Holland, M, A. Hunt, F. Hurley, S. Navrud, and P. Watkiss (2005). Methodology for Cost-Benefit Analysis of CAFE (Clean Air for Europe). Volume 1: Overview and methodology. Report to DG Environment. European Commission, 112 pp.

Hurley, F. A. Hunt, H. Cowie, M. Holland, B. Miller, S. Pye and P. Watkiss (2005). Methodology for the Cost-Benefit analysis for CAFÉ (Clean Air for Europe). Volume 2: Health Impact Assessment. DG Environment. European Commission, 133 pp.

Ibenholt, K., K. Magnussen, S. Navrud, J.M. Skjelvik (2015). Marginale eksterne kostnader ved enkelte miljøpåvirkninger. Vista-rapport 2015/19.

IHME (2017). Global, regional, and national comparative risk assessment of 84 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks, 1990-2016: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2016. *Lancet*, 390(10100), 1345-1422. doi: 10.1016/s0140-6736(17)32366-8

Im U, Christensen JH, Nielsen OK, Sand M, Makkonen R, Geels C, Anderson C, Kukkonen J, Lopez-Aparicio S, Brandt J (2019). Contributions of Nordic anthropogenic emissions on air pollution and premature mortality over the Nordic region and the Arctic. *Atmos. Chem. Phys.*, 19, 12975–12992, 2019. <https://doi.org/10.5194/acp-19-12975-2019>

Karlsson PE, Örlander G, Langvall O, Uddling J, Hjort U, Wiklander K, Areskoug B, Grennfelt P, 2006. Negative impact of ozone on the stem basal area increment of mature Norway spruce in south Sweden. *Forest ecology and management* 232: 146-151.

Karlsson PE, Pleijel H, Belhaj M, Danielsson H, Dahlin B, Andersson M, Hansson M, Munthe J, Grennfelt P, 2005. Economic assessment of the negative impacts of ozone on crop yields and forest production. A case study of the estate Östads Säteri in Southwestern Sweden. *AMBIO* 34: 32-40.

Katsouyanni, K., Samet, J. M., Anderson, H. R., Atkinson, R., Le Tertre, A., Medina, S., . . . Zanobetti, A. (2009). Air pollution and health: a European and North American approach (APHENA). *Res Rep Health Eff Inst*(142), 5-90.

Kirrane, E. F., Luben, T. J., Benson, A., Owens, E. O., Sacks, J. D., Dutton, S. J., . . . Nichols, J. L. (2019). A systematic review of cardiovascular responses associated with ambient black carbon and fine particulate matter. *Environ Int*, 127, 305-316. doi: 10.1016/j.envint.2019.02.027

Landrigan, P. J., Fuller, R., Acosta, N. J. R., Adeyi, O., Arnold, R., Basu, N. N., . . . Zhong, M. (2018). The Lancet Commission on pollution and health. *Lancet*, 391(10119), 462-512. doi: 10.1016/s0140-6736(17)32345-0

Luben, T. J., Nichols, J. L., Dutton, S. J., Kirrane, E., Owens, E. O., Datko-Williams, L., . . . Sacks, J. D. (2017). A systematic review of cardiovascular emergency department visits, hospital admissions and mortality associated with ambient black carbon. *Environ Int*, 107, 154-162. doi: 10.1016/j.envint.2017.07.005

Låg, M., Refsnes, M., Schwarze, P., Landvik, N., & Maass, C. (2013). Luftkvalitetskriterier - Virkninger av luftforurensning på helse [Rapport]. ISBN (elektronisk): 978-82-8082-588-9. Tilgjengelig fra: <https://www.fhi.no/globalassets/dokumenterfiler/rapporter/2013/luftkvalitetskriterier---virkninger-av-luftforurensning-pa-helse-pdf.pdf>

Magnussen, K., S. Navrud og O. SanMartin (2010). Verdien av tid, sikkerhet og miljø i transportsektoren: Luftforurensning. Sweco-rapport 1053D: Luftforurensning.

Magnussen, K., K. Veisten og S. Navrud (2014). Forprosjekt for vurdering av videre arbeid med verdsetting av lokal og regional luftforurensning i Statens vegvesens håndbok V712. Vista-rapport 2014/47.

Miljødirektoratet 2014. Veileder til retningslinje for behandling av støy i arealplanlegging (T-1442/2016). Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/M128/M128.pdf>.

Miljødirektoratet (2019a). Model development for high-resolution emissions from residential wood combustion. Tilgjengelig fra: <https://tema.miljodirektoratet.no/no/Publikasjoner/2019/Januar/Model-development-for-high-resolution-emissions-from-residential-wood-combustion/>

Miljødirektoratet (2019b). Informative Inventory Report (IIR) 2019. Norway. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/publikasjoner/2019/mars-2019/informative-inventory-report-iir-2019.-norway/>

Mills G, Hayes F, Simpson D, Emberson L, Norris D, Harmens H, Büker P, 2011b. Evidence of widespread effects of ozone on crops and (semi-)natural vegetation in Europe (1990-2006) in relation to AOT40- and flux-based risk maps. *Global change biology* 17: 592-613.

Mills G, Sharps K, Simpson D, Pleijel H, Frei M, Burkey K, Emberson L, Uddling J, Broberg M, Feng Z, Kobayashi K, Agrawal M, 2018. Closing the global ozone yield gap: Quantification and cobenefits for multistress tolerance. *Global change biology* 24: 5869-5893.

Myhre, O., Lag, M., Villanger, G. D., Oftedal, B., Ovrevik, J., Holme, J. A., . . . Dirven, H. (2018). Early life exposure to air pollution particulate matter (PM) as risk factor for attention deficit/hyperactivity disorder (ADHD): Need for novel strategies for mechanisms and causalities. *Toxicol Appl Pharmacol*. doi: 10.1016/j.taap.2018.03.015

Nasari, M. M., Szyszkowicz, M., Chen, H., Crouse, D., Turner, M. C., Jerrett, M., . . . Burnett, R. T. (2016). A class of non-linear exposure-response models suitable for health impact assessment applicable to large cohort studies of ambient air pollution. *Air Qual Atmos Health*, 9(8), 961-972. doi: 10.1007/s11869-016-0398-z

Navrud, S. (2001). Valuing Health Impacts from Air Pollution in Europe. New Empirical Evidence on Morbidity. *Environmental and Resource Economics*, 20 (4):305-329, December 2001.

Navrud, S. (2007). Practical tools for value transfer in Denmark – guidelines and an example. Working Report No. 28, 2007, Miljøstyrelsen, København, Danmark.

Navrud, S. (2010). Economic Valuation of Transportation Noise in Europe. *Rivista italiana di acustica* 34 (3); 15-25.

Navrud, S. (2017). Possibilities and challenges in transfer and generalisation of monetary estimates for environmental and health benefits of regulating chemicals. OECD Environment Working Papers No. 119, OECD Publishing, Paris. https://www.oecd-ilibrary.org/environment/possibilities-and-challenges-in-transfer-and-generalisation-of-monetary-estimates-for-environmental-and-health-benefits-of-regulating-chemicals_95c2b371-en

Navrud, S. (2018). Assessing the economic valuation of the benefits of regulating chemicals: Lessons learned from five case studies. Environment Working Papers No. 136, OECD Publishing, Paris. [http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=ENV/WKP\(2018\)10&docLanguage=En](http://www.oecd.org/officialdocuments/publicdisplaydocumentpdf/?cote=ENV/WKP(2018)10&docLanguage=En)

Navrud, S. and R. Ready (eds.) (2002). *Valuing Cultural Heritage. Applying environmental valuation techniques to historical buildings, monuments and artifacts*. Edward Elgar Publishing, Cheltenham, UK.

Navrud, S and R. Ready (eds.) (2007). *Environmental Value Transfer: Issues and Methods*. Springer, Dordrecht, The Netherlands.

Nieuwenhuijsen, M., & Brunekreef, B. (2008). Environmental exposure assessment In D. Baker & M. Nieuwenhuijsen (Eds.), *Environmental epidemiology - Study methods and application*. Oxford, England: Oxford University Press.

NIVA (2008). ICP Waters 20 year with monitoring effects of long-range transboundary air pollution on surface waters in Europe and North-America (ICP Waters report 94/2008). Tilgjengelig fra: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/214262?locale-attribute=no>

NIVA (2018). Overskridelser av tålegrenser for forsuring og nitrogen for Norge. Oppdatering med perioden 2012–2016. Tilgjengelig fra: <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/2584043>

Norman, R. E., Carpenter, D. O., Scott, J., Brune, M. N., & Sly, P. D. (2013). Environmental exposures: an underrecognized contribution to noncommunicable diseases. *Rev Environ Health*, 28(1), 59-65. doi: 10.1515/reveh-2012-0033

NOU (2013:10). Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester, Norges offentlige utredninger.

Næss, O., Nafstad, P., Aamodt, G., Claussen, B., & Rosland, P. (2007). Relation between concentration of air pollution and cause-specific mortality: four-year exposures to nitrogen dioxide and particulate matter pollutants in 470 neighborhoods in Oslo, Norway. *Am J Epidemiol*, 165(4), 435-443. doi: 10.1093/aje/kwk016

Ostro, B. (2004). Outdoor air pollution - Assessing the environmental burden of disease at national and local levels Environmental Burden of Disease, No. 5.

Ostro, B., Lipsett, M., Reynolds, P., Goldberg, D., Hertz, A., Garcia, C., . . . Bernstein, L. (2010). Long-term exposure to constituents of fine particulate air pollution and mortality: results from the California Teachers Study. *Environmental health perspectives*, 118(3), 363-369. doi: 10.1289/ehp.0901181

Peters, A., Breitner, S., Cyrus, J., Stolzel, M., Pitz, M., Wolke, G., . . . Wichmann, H. E. (2009). The influence of improved air quality on mortality risks in Erfurt, Germany. *Res Rep Health Eff Inst* (137), 5-77; discussion 79-90.

Piikki K, Selldén G, Pleijel H, (2004). The impact of tropospheric O₃ on leaf number duration and tuber yield of the potato (*Solanum tuberosum* L.) cultivars Bintje and Karda. *Agriculture, ecosystems and environment* 104: 483-492.

Pisso I, Sollum E, Grythe H, Kristiansen NI, Cassiani M, Eckhardt S, Arnold D, Morton D, Thompson RL, Zwaafink CDG, Evangeliou N, Sodemann H, Haimberger L, Henne S, Brunner D, Burkhardt JF, Fouilloux A, Brioude J, Philipp A, Seibert P, Stohl A (2019). The Lagrangian particle dispersion model FLEXPART version 10.3 Geoscientific model development discussions: <https://doi.org/10.5194/gmd-2018-333>

Pleijel, H.; Danielsson, H.; Emberson, L.; Ashmore, M. & Mills, G., (2007). Ozone risk assessment for agricultural crops in Europe: Further development of stomatal flux and flux-response relationships for European wheat and potato *Atmos. Environ.*: 41, 3022-3040.

Pope, C. A., 3rd, Cropper, M., Coggins, J., & Cohen, A. (2015). Health benefits of air pollution abatement policy: Role of the shape of the concentration-response function. *J Air Waste Manag Assoc*, 65(5), 516-522. doi: 10.1080/10962247.2014.993004

Proietti, E., Roosli, M., Frey, U., & Latzin, P. (2013). Air pollution during pregnancy and neonatal outcome: a review. *J Aerosol Med Pulm Drug Deliv*, 26(1), 9-23. doi: 10.1089/jamp.2011.0932

Prüss-Üstün A, Mathers C, Corvalán C, Woodward A (2003). Assessing the environmental burden of disease at national and local levels. In *Environmental Burden of Disease Series*; No. 1. World Health Organization. ISBN 92 4 154620 4

Ready, R. og S. Navrud (2006). International Benefits Transfer: Methods and Validity Tests. *Ecological Economics* 60(2), 429-434.

Ready, R.C. S. Navrud, B. Day, R. Dubourg, F. Machado, S. Mourato, F. Spanninks and M.X.V. Rodriguez (2004). Benefit Transfer in Europe. How Reliable Are Transfers Between Countries? *Environmental and Resource Economics* 29; 67-82.

Samet, J. M., Zeger, S. L., Dominici, F., Currier, F., Coursac, I., Dockery, D. W., . . . Zanobetti, A. (2000). The National Morbidity, Mortality, and Air Pollution Study. Part II: Morbidity and mortality from air pollution in the United States. *Res Rep Health Eff Inst*, 94(Pt 2), 5-70; discussion 71-79

Schwartz, J. (2000). Harvesting and long term exposure effects in the relation between air pollution and mortality. *Am J Epidemiol*, 151(5), 440-448.

Schwartz, J. (2001). Is there harvesting in the association of airborne particles with daily deaths and hospital admissions? *Epidemiology*, 12(1), 55-61.

Schwartz, J., Coull, B., Laden, F., & Ryan, L. (2008). The effect of dose and timing of dose on the association between airborne particles and survival. *Environ Health Perspect*, 116(1), 64-69. doi: 10.1289/ehp.9955

SFT (2005). Marginale miljøkostnader ved luftforurensning: Skadekostnader og tiltakskostnader. Tilgjengelig fra: <https://www.miljodirektoratet.no/globalassets/publikasjoner/klif2/publikasjoner/luft/2100/ta2100.pdf> Skjelkvå

le, B.L. and de Wit, H. (2008): ICP Waters 20 year with monitoring effects of long-range transboundary air pollution on surface waters in Europe and North-America. ICP Waters report 94/2008. <https://niva.brage.unit.no/niva-xmlui/handle/11250/214262?locale-attribute=no>

SINTEF (2013). Particle emission factors for wood stove firing in Norway. Tilgjengelig fra: [http://tema.miljodirektoratet.no/old/klif/nyheter/dokumenter/25042013\(PM%20emission%20factors%20wood%20stoves%20Rapport%20Final%2064-65\).pdf](http://tema.miljodirektoratet.no/old/klif/nyheter/dokumenter/25042013(PM%20emission%20factors%20wood%20stoves%20Rapport%20Final%2064-65).pdf)

SSB (2018). Støyplass i Norge: Oppdatert dokumentasjon av metode. Tilgjengelig fra: https://www.ssb.no/natur-og-miljo/artikler-og-publikasjoner/_attachment/344738?_ts=162af20f720

Söderquist, T. m.fl. (2019). Underlag för reviderade ASEK-värden för luftföroreningar. Slutrapport från projektet REVSEK. Tilgjengelig fra: https://envecto.se/wp-content/uploads/2019/10/revsek-rapport_slutversion_2019-07-03.pdf

Tainio, M. Burden of disease caused by local transport in Warsaw, Poland. *Journal of Transport & Health* 2015; 2(3), 423-433. <https://doi.org/10.1016/j.jth.2015.06.005>.

Trafikverket (2017). Effektkedjor och skadestnader som underlag för revidering av ASEK-värden för luftföroreningar. Tilgjengelig fra: <https://www.trafikverket.se/contentassets/773857bcf506430a880a79f76195a080/forskningsresultat/effektkedjor3.pdf>

TØI (2016). Kampflybase Ørland - støyisolering av bolig. TØI rapport 1486/2016. Tilgjengelig fra: <http://www.orlandstoy.no/wp-content/uploads/2016/08/T%C3%98I-rapport-%C3%98rland.pdf>

US EPA (2009). Integrated Science Assessment for Particulate Matter. Tilgjengelig fra: <https://cfpub.epa.gov/ncea/risk/recordisplay.cfm?deid=216546>

US EPA (2013). Integrated Science Assessment for Ozone and Related Photochemical Oxidants. Tilgjengelig fra: <https://www.epa.gov/isa/integrated-science-assessment-isa-ozone-and-related-photochemical-oxidants>

US EPA (2016). Integrated Science Assessment for Oxides of Nitrogen –Health Criteria. Tilgjengelig fra: <https://www.epa.gov/isa/integrated-science-assessment-isa-nitrogen-dioxide-health-criteria>

US EPA (2017). Integrated Science Assessment for Sulfur Oxides –Health Criteria. Tilgjengelig fra: <https://www.epa.gov/isa/integrated-science-assessment-isa-sulfur-oxides-health-criteria>

Vollsnes AV, Eriksen AB, Otterholt E, Kvaal K, Oxaal U, Futsaether CM, (2009). Visible foliar injury and infrared imaging show that daylength affects short-term recovery after ozone stress in *Trifolium subterraneum*. *Journal of experimental botany* 60: 3677-3686.

Watt, J., Navrud, S., Slizkova, Z., Yates, T. (2009). Economic evaluation. Chapter 7 in Watt, J., Tidblad, J., Kucera, V., Hamilton, R., (Eds.) 2009: The effects of air pollution on cultural heritage, ISBN 978-0-387-84892-1, Springer.

Wei Y, Wang Y, Di Q, Choirat C, Wand Y, Koutrakis P, Zanobetti A, Dominici F, Schwartz JD (2019). Short term exposure to fine particulate matter and hospital admission risks and costs in the Medicare population: time stratified, case crossover study. *BMJ* 2019; 367. doi: <https://doi.org/10.1136/bmj.l6258>

WHO (2000). Air Quality Guidelines for Europe - Second Edition. Tilgjengelig fra <http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/air-quality/publications/pre2009/air-quality-guidelines-for-europe>

WHO (2005). Air Quality Guidelines - Global Update 2005. Tilgjengelig fra: http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0005/78638/E90038.pdf

WHO (2010). WHO guidelines for indoor air quality: selected pollutants. Tilgjengelig fra: http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0009/128169/e94535.pdf

WHO (2011). Burden of disease from environmental noise. Quantification of healthy life years lost in Europe. ISBN 978 92 890 0229 5

WHO (2013a). Health risks of air pollution in Europe - HRAPIE project - Recommendations for concentration-response functions for cost-benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide [Rapport]. Tilgjengelig fra: http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0006/238956/Health_risks_air_pollution_HRAPIE_project.pdf?ua=1

WHO (2013b). Review of evidence on health aspects of air pollution - REVIHAAP Project - Technical Report [Rapport]. Tilgjengelig fra: http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0004/193108/REVIHAAP-Final-technical-report.pdf

WHO (2016). Health risk assessment of air pollution - General Principles [Rapport]. ISBN: 978 92 890 51316. Tilgjengelig fra: http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0006/298482/Health-risk-assessment-air-pollution-General-principles-en.pdf?ua=1

WHO (2018a). Burden of disease from environmental noise: Quantification of healthy life years lost in Europe. Tilgjengelig fra: http://www.euro.who.int/__data/assets/pdf_file/0008/136466/e94888.pdf

WHO (2018b). Environmental Noise Guidelines for the European Region 2018. Tilgjengelig fra: <http://www.euro.who.int/en/health-topics/environment-and-health/noise/publications/2018/environmental-noise-guidelines-for-the-european-region-2018>

Zanobetti, A., Schwartz, J., Samoli, E., Gryparis, A., Touloumi, G., Peacock, J., . . . Katsouyanni, K. (2003). The temporal pattern of respiratory and heart disease mortality in response to air pollution. *Environ Health Perspect*, 111(9), 1188-1193. doi: 10.1289/ehp.5712

Zeger, S. L., Dominici, F., & Samet, J. (1999). Harvesting-resistant estimates of air pollution effects on mortality. *Epidemiology*, 10(2), 171-175.

Vedlegg 1: Utfyllende informasjon om eksponeringsmodeller

Tabell V1.1 viser en oversikt over hvilke forurensningskomponenter som dekkes av de ulike modellene som benyttes av NILU, Meteorologisk institutt og ulike forskningsprosjekter. Tabellen angir også om modellen gjør punktregninger eller eksponeringsberegninger for et rutenett, og størrelsen til rutenettet. I tillegg er en kort beskrivelse av modellene gitt i teksten nedenfor.

For noen modeller er det mulig å generere eksponeringsberegninger for ulike scenarier, f.eks. miljøfartsgrenser eller utskifting av vedovner fra gammel til ny forbrenningsteknologi. Muligheten for å gjøre slike scenario beregninger for de ulike modellene er også angitt i tabell V1.1.

Tabell V1.1: Oversikt over tilgjengelige modeller for beregning av luftforurensningskomponenter fra MET, NILU og pågående forskningsprosjekter. Tabellen angir hvilke forurensningskomponenter som kan beregnes ved hjelp av de ulike modellene (X), samt rutestørrelsen til modellen og hvorvidt kan benyttes til å se på ulike scenarier, som f.eks. se på ulike tiltak som påvirker nivåene av luftforurensing. Modeller som er vanskelig tilgjengelig for bruk er angitt i kursiv.

	Område modeller	Nasjonale modeller	Prosjektmodeller				
	EPISODE	FLEX- PART	uEMEP	EMEP	ELAPSE	NWA	GBD
<i>Rutestr.</i>	punkt / fordeling	Punkt	50- 250 m ²	2,5 km ²	100 m ²	1 km ²	11 km ²
<i>Scenario</i>	JA	JA	JA	-	-	-	-
<i>PM_{2,5}</i>	X	X	X	X	X	X	X
<i>PM_{10-2.5}</i>	X	X	X	X			
<i>PM₁₀</i>	X	X	X	X		X	
<i>BC</i>	X*	X		X	X	X	
<i>OC</i>	X*	X		X		X	
<i>BaP/PAH</i>	X*			X [#]			
<i>Gasser</i>							
<i>NO₂/NO_x</i>	X		X	X	X	X	
<i>Ozon</i>	X		X	X	X	X	X
<i>SO₂</i>	X*	X		X			
<i>NH₃</i>	X*			X			
<i>VOC</i>				X			

* Hvis utslippsdata er tilgjengelige

Kan bestilles ved behov

Punkt- og områdemodeller

EPISODE er en spredningsmodell for bymiljø utviklet av NILU (Hamer m. fl. 2019). Den beregner atmosfæriske konsentrasjoner basert på spredning av utslipp, og kan modellere konsentrasjoner basert på utslipp fra punkt-, areal- og linjekilder (f.eks. veier), samt vind og spredningsforhold og bakgrunnskonsentrasjoner. EPISODE modellen er spesielt egnet for raffinerte beregninger i områder nær viktige kilder. Den kan beregne punktkonsentrasjoner (f.eks ved boligpunkter) som et mål på eksponering, men kan også benyttes til eksponeringsberegninger for en befolkning. Modellen er foreløpig ikke satt opp for VOCer, men konsentrasjoner av PM₁₀, PM_{2.5}, PM_{10-2.5}, BC, OC, BaP, NO₂/NO_x, O₃, SO₂ og NH₃ kan beregnes ved hjelp av EPISODE.

FLEXPART er spredningsmodell som i hovedsak blir brukt for å beregne lang-transportert forurensning, utviklet og eid av NILU (Pisso m. fl. 2019). Modellen er en lagrangsk spredningsmodell og beregner konsentrasjoner av luftforurensningskomponenter i atmosfæren basert på utslippsdata, informasjon om meteorologiske forhold og kjemiske reaksjoner. FLEXPART kan beregne nivåer av PM₁₀, PM_{2.5}, PM_{10-2.5}, BC, OC og SO₂.

Nasjonale og internasjonale modeller

uEMEP er en fysisk modell utviklet av Meteorologisk Institutt. Den er basert på nylig oppdaterte utslippsdata (2019) og meteorologiske data, og kan beregne eksponeringsfordelinger i et rutenett med rutestørrelse mellom 50 x 50m og 250 x 250m. Modellen inkluderer forurensningskomponentene PM_{2.5}, PM_{10-2.5}, PM₁₀, NO_x, NO₂ og O₃. Noen flere forurensningskomponenter, blant annet SO₂ og NH₃ vil antagelig inkluderes i løpet av de neste årene. For eksponeringsberegninger baserer modellen seg på antall personer registrert på de ulike bostedsadressene per rute i Folkeregisteret. uEMEP er brukt som spredningsmodell til Varslingstjenesten og Fagbrukertjenesten i Luftsamarbeidet. Utslippstjenesten til Luftsamarbeidet (se kapittel 5.3) har en viktig kobling til uEMEP.

EMEP er en europeisk modell for langtransportert forurensning.²⁸ Modellen kan benyttes til å generere eksponeringsberegninger for Norge for de fleste forurensningskomponentene som dekkes av dette prosjektet i en rutestørrelse på 2,5 x 2,5 km (for høyere oppløsning er uEMEP modellen en statistisk nedskalering av EMEP). Komponenter som er inkludert i EMEP er PM_{2.5}, PM_{10-2.5}, PM₁₀, BC, OC, NO_x, NO₂, O₃, SO₂, NH₃ og VOC. Beregninger for PAH/BaP kan gjøres ved spesielle behov. I tillegg inkluderes en rekke andre forurensningskomponenter i modellen.

Prosjektmodeller

ELAPSE prosjektet («Effects of Low-Level Air Pollution: A Study in Europe») har utviklet en statistisk modell som beregner eksponering for deltagerne i de ulike kohortene i vesteuropeiske land som deltar i ELAPSE. Beregningene er basert på data fra målestasjoner, samt arealdata og satellittdata, og resulterer i årsmidlet eksponering for PM_{2.5}, NO₂, ozon og 'svart karbon' (BC) i et rutenett på 100 x 100m for hele Vest-Europa (de Hoogh m. fl. 2018). Hvis man innhenter befolkningstetthet per rute og kombinerer denne informasjonen med den beregnede konsentrasjonen av forurensningskomponenten per rute, kan en eksponeringsfordeling for Norge eller en del av Norge beregnes. Dette vil antagelig kreve innhenting av ulike tillatelser fra f.eks. grunnleggerne av studien og Statistisk sentralbyrå. En slik eksponeringsberegning er altså vanskelig tilgjengelig.

NordicWelfAir prosjektet (Understanding the link between Air pollution and Distribution of related Health Impacts and Welfare in the Nordic countries – NordicWelfAir) benytter en fysisk modell til å beregne eksponeringen for 17 luftforurensningsmål i et 1x1 km² rutenett. For Norge er modellen basert på oppdaterte utslippsdata fra NILU i kombinasjon med Århus Universitets spredningsmodell. Av luftforurensningskomponentene som vurderes i dette prosjektet, inkluderes PM_{2.5}, PM₁₀, EC, OC, NO₂, NO_x, O₃ og SO₂ i modellen. I de epidemiologiske studiene under NordicWelfAir prosjektet beregnes eksponering per individ basert på historiske hjemmeadresser. Hvis en eksponeringsberegning for hele Norge skal genereres vil imidlertid statistiske data benyttes istedenfor folkeregistrerte adresser, altså en fordeling av innbyggerne i et område basert på statistiske data (EUROSTAT). I likhet med eksponeringsberegninger basert på ELAPSE sin modell, ser data fra NordicWelfAir sin modell foreløpig ut til å være vanskelig tilgjengelig for de som ikke er involvert i prosjektet, men data kan genereres hvis et forskningssamarbeid inngås.

²⁸ <https://emep.int/>

Det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet (GBD) benytter en statistisk modell basert på data fra målestasjoner, satellittdata, arealdata og kjemiske transport modeller til å beregne årsmidlet eksponering for PM_{2,5} og O₃ for alle land i verden, inkludert Norge, i et 11 x 11 km rutenett. Informasjon om befolkningsvektet middelvei kan hentes fra nettsiden «State of Global Air».

Vedlegg 2: Forslag til videre arbeid for verdsetting av helsevirkninger – alternativ med høy tids- og kostnadsramme

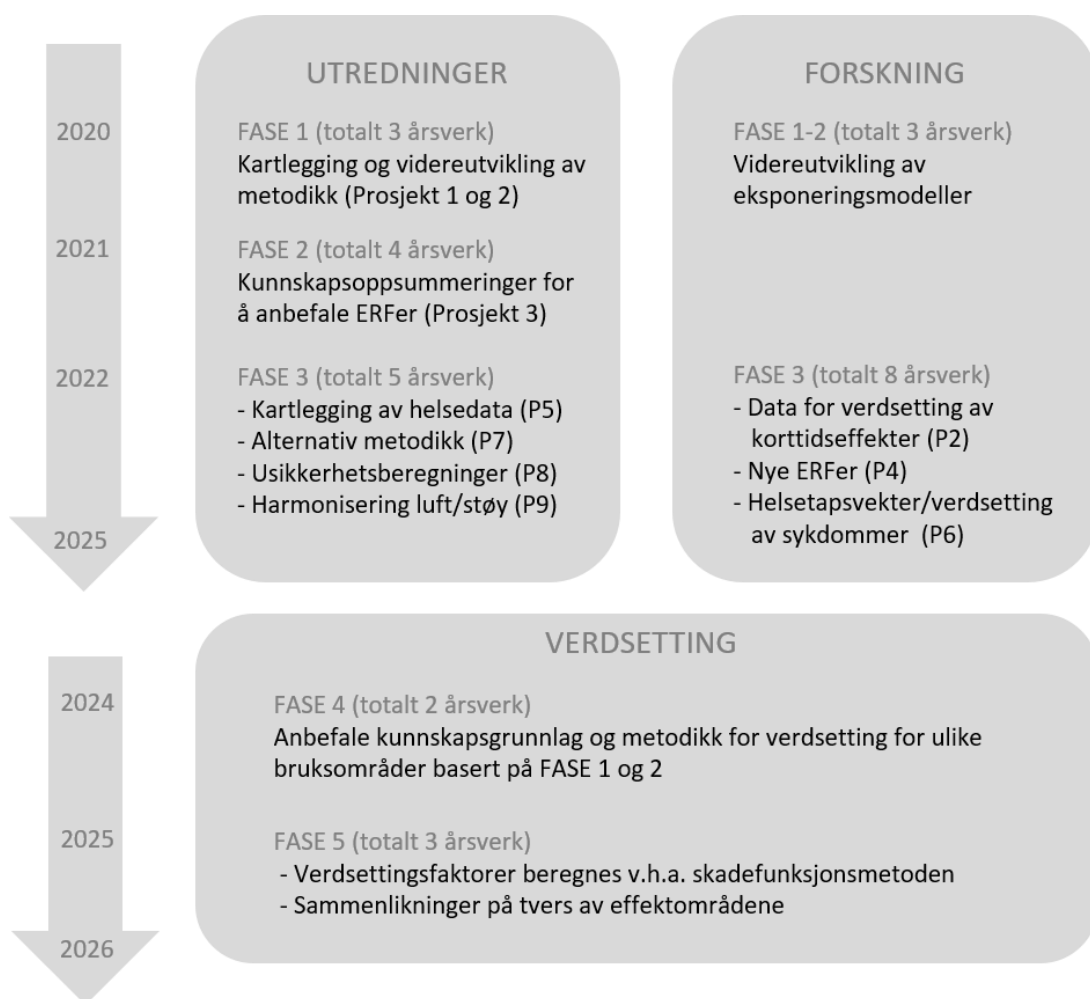
Dette alternativet omfatter det samme utredningsarbeidet som alternativ 1 for helse (jf. kapittel 9), men inkluderer også utredninger om alternative metoder til verdsettingsfaktorer og usikkerhetsberegninger (se tabell V2.1 for en oversikt over begge alternativene). I tillegg inkluderes arbeid som betegnes som forskning, totalt 11 årsverk. Dette inkluderer forbedring av eksponeringskarakterisering, innhenting av data for verdsetting av korttidseksponeringer, nye befolkningsstudier for å bestemme ERFer og nasjonale studier for kartlegging av helsetapsvekter. Gjennomføring av slike forskningsprosjekter vil heve kvaliteten på grunnlagsdata for verdsetting betydelig.

Forskningsprosjekter vil kunne støttes gjennom eksisterende NFR-programmer (f.eks. BEDREHELSE og FRIPRO). Eventuelt, kunne et eget tverrgående program opprettes med spesifikke mål basert på behovene identifisert i denne rapporten for å forsikre oss om at nødvendig informasjon kommer raskt nok. Dette ville være mer effektivt for å sikre gjennomføringen av slike prosjekter.

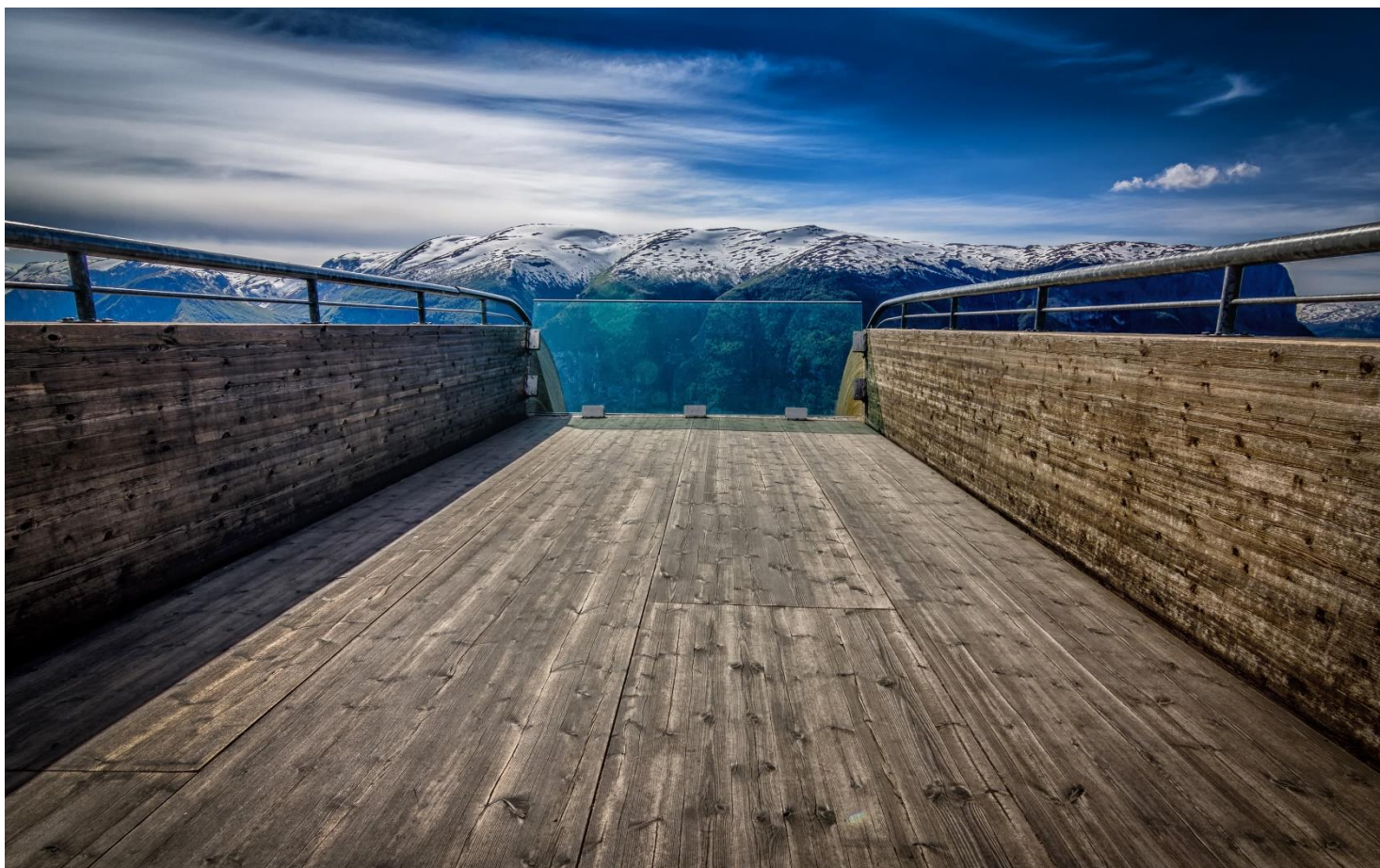
Totalt anslått arbeidstid er 28 årsverk. Tidsrammene for de ulike delprosjektene vil til en viss grad overlappe, som skissert i figur V2.1, der arbeidet er delt inn i 5 ulike faser. Fordelingen av årsverkene over de seks årene er relativt jevn, med noe mindre arbeidsbelastning det siste året. Det er tenkt at flere personer i ulike fagmiljøer vil være involvert i gjennomføring av de ulike delprosjektene.

Tabell V2.1: Oversikt over anslått arbeidstid som er nødvendig for gjennomføring av de ulike delprosjektene for helse innenfor de to tidsrammene på henholdsvis 4 og 6 år. Arbeidstiden er anslått som hele årsverk, og er delt inn i arbeid betegnes som utredning (U) eller forskning (F). Se kapittel 9.2.2 for en mer detaljert beskrivelse av delprosjektene.

	Tidsramme 4 år		Tidsramme 6 år	
	Utredning	Forskning	Utredning	Forskning
Eksponering				
Videreutvikling av eksponeringsmodeller				3
Helse				
1. Sammenligning og anbefaling av metodikk (U)	2		2	
2. Metodeutvikling for korttidseksponering (U/F)	1		1	2
3. Kunnskapsoppsummeringer for å anbefale ERFer (U)	4		4	
4. Befolkningsstudier for å bestemme nye ERFer (F)				3
5. Bruk av GBD-data i nasjonale beregninger (U)	1		1	
6. Nasjonale helsetapsvekter/verdsetting av sykdommer (F)				3
7. Alternativer til verdsettingsfaktorer (U)			2	
8. Usikkerhetsberegninger (U)			1	
9. Harmonisering luft/støy (U)	1		1	
Generell del				
Anbefale kunnskapsgrunnlag og metodikk	2		2	
Gjennomføre og sammenligne beregninger	3		3	
Antall årsverk innen utredning eller forskning	14	0	17	11
Totalt antall årsverk	14		28	



Figur V2.1. Oversikt over tidsflyt for delprosjekter inkludert i alternativet med en tidsramme på 6 år, fordelt på 5 ulike faser. Antall årsverk inkludert i de ulike fasene er indikert i parenteser i figuren. Fordelingen av de 28 årsverkene over prosjektperioden er relativt jevn.



Menon Economics analyserer økonomiske problemstillinger og gir råd til bedrifter, organisasjoner og myndigheter. Vi er et medarbeidereiet konsultentselskap som opererer i grenseflatene mellom økonomi, politikk og marked. Menon kombinerer samfunns- og bedriftsøkonomisk kompetanse innenfor fagfelt som samfunnsøkonomisk lønnsomhet, verdsetting, nærings- og konkurranseøkonomi, strategi, finans og organisasjonsdesign. Vi benytter forskningsbaserte metoder i våre analyser og jobber tett med ledende akademiske miljøer innenfor de fleste fagfelt. Alle offentlige rapporter fra Menon er tilgjengelige på vår hjemmeside www.menon.no.

+47 909 90 102 | post@menon.no | Sørkedalsveien 10 B, 0369 Oslo | menon.no