

2017

RAPPORT

FLYSTØY, LUFTFORURENSNING OG HELSE

Flystøy og luftforurensning ved flyplasser: Mulige helsekonsekvenser ved Oslo lufthavn

Flystøy, luftforurensning og helse

Flystøy og luftforurensning ved flyplasser: Mulige helsekonsekvenser ved Oslo lufthavn

Norun Hjertager Krog
Magne Refsnes
Gunn Marit Aasvang
Marit Låg
Johan Øvrevik

Utgitt av Folkehelseinstituttet
Avdeling for luft og støy
Oktober 2017

Tittel:

Flystøy og luftforurensning ved flyplasser: Mulige helsekonsekvenser ved Oslo lufthavn

Forfattere:

Norun Hjertager Krog
Magne Refsnes
Gunn Marit Aasvang
Marit Låg
Johan Øvrevik

Bestilling:

Rapporten kan lastes ned som pdf
på Folkehelseinstituttets nettsider: www.fhi.no

Grafisk designmal:

Fete typer

ISBN elektronisk utgave 978-82-8082-874-3

Forord

Denne rapporten er skrevet på oppdrag fra Ullensaker kommune. Som vertskap for Norges hovedflyplass Oslo lufthavn (OSL) ønsket kommunen oppdatert vitenskapelig kunnskap om mulige virkninger på befolkningens helse og trivsel av de støynivåene man har i nærområdet til flyplassen. Kommunen ønsket også en vurdering av mulig luftforurensning ved flyplassen, og hva som kan være helsemessige konsekvenser av denne. Folkehelseinstituttet (FHI) oppsummerer i denne rapporten kunnskapsstatus når det gjelder flystøy, luftforurensning rundt flyplasser og helse. Ulike studier har funnet sammenhenger mellom støyeksponering, luftforurensning og en rekke ulike helseutfall. I denne rapporten har vi valgt å avgrense oss til de best dokumenterte/hyppigst studerte virkningene av flystøy, som er støyplage, søvnforstyrrelser og hjerte- og karsykdom, samt virkninger av flystøy på barn og deres læring. I rapporten går vi også inn på kunnskapen om luftforurensning fra flytrafikken og tilknyttede aktiviteter på flyplassen. På grunnlag av beregninger av flystøy og luftforurensning i områdene rundt OSL gjøres en risikovurdering av hvilke helseeffekter som kan forventes for befolkningen i nærområdene. I litteraturgjennomgangen har vi også identifisert kunnskapshull, og gir anbefalinger for videre forskning. Marita Heintz, spesialbibliotekar ved FHIs bibliotek, har stått for de systematiske litteratursøkene. Rapporten har vært gjennom en høringsprosess der vi har innhentet innspill fra SINTEF og Ullensaker kommune, i tillegg til relevante fagpersoner internt ved FHI. Vi retter en stor takk til alle som har bidratt på denne måten. Rapporten representerer FHIs vurderinger, og ansvaret for sluttproduktet er forfatterens alene.

Folkehelseinstituttet, oktober 2017

Innhold

Forord	3
Innhold	4
Sammendrag	6
Forkortelser	9
Bakgrunn og avgrensning	11
Litteratursøk og faglig grunnlag for rapporten	12
Flystøy ved Oslo lufthavn – vurdering av mulige helseskadelige effekter	13
Generell bakgrunn	13
Flystøy og støyplage	14
Støyplage	14
Forhold som påvirker støyplage	15
Oppdaterte norske eksponerings-responskurver	17
Flystøy og søvn	17
Søvn	17
Virkninger på fysiologiske søvnparametere	18
Virkninger på selvrapportert søvn	20
Langtidsvirkninger av nattstøy	21
Flystøy, hypertensjon og hjerte- og karsykdom	22
Hypertensjon	22
Ischemisk hjertesykdom	23
Metabolske forstyrrelser	24
Flystøy, barns kognisjon og læring	24
Hva er den reelle eksponering av flystøy på befolkningen ved/rundt OSL i dag, og hvilke helseproblemer kan vi relatere til dette? Kan helseplagene kvantifiseres?	26
Kvantitativ helserisikovurdering for en befolkning med tilsvarende flystøynivåer som OSL	26
Resultater	29
Luftforurensning ved Oslo lufthavn – vurdering av mulige helseskadelige effekter	30
Generell bakgrunn	30
Kilder for utslipp av luftforurensning ved flyplasser	30
Utslipp fra flydrivstoff	31
Partikkelutslipp fra slitasje av bremses, dekk og asfalt	31
Utslipp fra andre flyplassrelaterte aktiviteter	32
Spredning og nivåer av luftforurensning i nærheten av flyplasser	32
Luftforurensning ved flyplasser og helse	32
Utslipp av ultrafine partikler fra flyaktivitet: potensielle helseeffekter?	34
NILU-rapport om luftforurensningsnivåer ved OSL	34
Beregninger av luftforurensningsnivåer ved flyplassen	34
Andre luftforurensningskomponenter ved flyplassen	35
Vurdering av potensielle uønskede helseeffekter hos befolkningen rundt OSL	35

	5
Utvikling fra 2015 til 2030	38
Forekomst av lukt ved flyplassen	38
Samlet vurdering - luftforurensning og helse ved Oslo lufthavn (OSL)	38
Konklusjon – helseeffekter av flystøy og luftforurensning	40
Referanser	41
Vedlegg 1 Kvantitativ helserisikovurdering for en befolkning med tilsvarende flystøynivåer som OSL	i
Vedlegg 2 Tabell fra «Night Noise Guidelines» (WHO, 2009)	vi
Vedlegg 3 Litteratursøk – flystøy – oversiktsartikler	vii
Vedlegg 4 Litteratursøk – flystøy - primærartikler	xi
Vedlegg 5 Litteratursøk- luftforurensning - primærartikler	xv

Sammendrag

I denne rapporten oppsummeres internasjonal kunnskapsstatus når det gjelder mulige helsevirkninger av flystøy for flyplassnaboer. Kunnskap om luftforurensning som kan knyttes til driften av flyplasser gjennomgås, og det gis en risikovurdering av forventede helseeffekter av den eksponering for støy og luftforurensning som har vært beregnet av andre for Oslo lufthavn (OSL).

En rekke helseeffekter av flystøy er identifisert i litteraturen, og vi har i denne rapporten konsentrert oss om de sammenhengene som har vært hyppigst studert, som er støyplage, søvnforstyrrelse, hjerte- og karsykdom, og kognitive effekter hos barn.

Støyplage er den virkningen av flystøy som har vært mest undersøkt, og støyregelverket bygger på eksponerings-responsammenhenger for støyplage basert på en rekke internasjonale studier. Å være sterkt støyplaget der man bor kan regnes som en form for kronisk stressrespons, som ikke er ønskelig fordi den kan redusere trivsel og livskvalitet, og potensielt bidra til stressrelatert sykdom, på linje med andre former for stress. De faktiske helsekonsekvensene av støyplage har vært lite studert, men støyplage har vært akseptert som en alvorlig nok konsekvens i seg selv, med basis i WHO's utvidede helsebegrep: «Helse er ikke bare fravær av sykdom og svakhet, men en tilstand av fullstendig fysisk, psykisk og sosialt velvære».

Eksponerings-responskurvene viser at flystøy oppleves som noe mer plagsomt ved tilsvarende støynivåer enn vegtrafikkstøy og togstøy. Flere faktorer er vist å kunne påvirke plagegraden, som stadige, markerte endringer i støybildet ved trafikkomlegginger eller utvidelser. En relativt fersk undersøkelse gjennomført av SINTEF viser at befolkningen rundt OSL er noe mer plaget enn forventet ut ifra de etablerte eksponeringsresponskurvene. Dette er i tråd med hva man har funnet internasjonalt for såkalte «high rate of change» (HRC) flyplasser, som er flyplasser med stadig endring, eller forventning om endring, medieomtale, og usikkerhet knyttet til fremtidig situasjon. Forventning om en tredje rullebane vil antagelig kunne være en faktor som kan bidra til fortsatt høynet støyplage ved OSL over tid, selv om det må flere studier til for å kunne verifisere eller avkrefte dette.

Søvnforstyrrelser anses for å være blant de alvorligste virkningene av støy i bomiljø. Det er særlig maksimalt støynivå for enkelthendelser (LA,max) som er vist å predikere oppvåkning eller endring i søvnstadium. Man har funnet økt sannsynlighet for oppvåkninger når maksimalt flystøynivå overstiger 33-35 dB i soverommet. På samme måte som man har målt støyplage i større befolkningsundersøkelser, har man også spurt om grad av opplevde søvnforstyrrelser på grunn av støy fra ulike kilder. Eksponeringsresponsammenhenger for støy og selvrapporterte søvnforstyrrelser danner grunnlaget for helserisikoanalyse og helseanalyser. Som for støyplage, er det store individuelle variasjoner i selvrapporterte søvnforstyrrelser. Det vil komme nye retningslinjer fra WHO i 2017/2018 som bygger på oppdaterte eksponerings-responsammenhenger.

Det er indikasjoner i litteraturen på at tilvenning til støy er begrenset. Man har holdepunkter for at støy på natt er av særlig betydning for de sammenhengene man finner mellom støy og helse. For lite søvn over lengre tid er forbundet med økt risiko for bl.a. diabetes, overvekt, og hjerte- og karsykdom. Sammenhenger er også funnet mellom flystøy og hjerte- og karsykdom, og flystøy og økt livvidde. Effektestimatene viser en beskjeden effekt, og man har funnet indikasjoner på at støy først og fremst er en risiko for menn, eldre og dem med lang botid på samme adresse når det gjelder hjerte- og karsykdom.

Barn har mindre erfaring og kontroll over sine omgivelser enn voksne. En nyere gjennomgang av litteraturen fant at det er tilstrekkelig grunnlag for å konkludere med at flystøy er forbundet med dårligere leseferdigheter og minne hos barn. Sammenhenger er funnet både med eksponering på skolen og hjemme. I tillegg er det økende grad av vitenskapelig underlag for at barn som er kronisk eksponert for flystøy på skolen gjør det dårligere på standardiserte prestasjonstester enn dem som ikke er eksponert. Hvordan støy påvirker barn i førskolealder har vært lite studert, men det er ingen grunn til å tro at førskolebarn er mindre sårbare for påvirkning av kognitiv utvikling enn de litt større barna. Til dels gir dagens litteratur indikasjoner på at effekter på kognisjon kan påregnes i intervallet for gul støysone, til dels er effektene først identifisert ved høyere støynivåer. Så lenge man mangler kunnskap om en terskeffekt, og det er indikasjoner i litteraturen på at effekten kan være lineær, er det FHIs holdning at det er grunn til å anvende et føre-var prinsipp når det gjelder mulige negative virkninger på barns læring innenfor gul støysone.

FHI har i denne rapporten gjort en begrenset helserisikovurdering for befolkningen ved Gardermoen når det gjelder de helsevirkningene man har mest kunnskap om. Beregninger basert på prognose for 2020 viser at mellom 500 og 1880 personer kan antas å være sterkt plaget av flystøy rundt Gardermoen. Om lag 40 til 120 personer vil kunne oppleve sterk grad av søvnforstyrrelser som følge av flystøy. Dette tilsvarer en andel på mellom 5 og 15 % av befolkningen som er inkludert i beregningene. År med helsetap (YLD) er beregnet til henholdsvis mellom 10 og 40 for sterk støyplage, og mellom 3 og 8 for søvnforstyrrelser. Andelen av hjerte- og karsykdom/dødelighet som kan tilskrives flystøy ved en eksponeringssituasjon som den ved OSL, vurderes som svært lav, i størrelsesorden 0,2-0,7 %. Det understrekes at det er stor usikkerhet knyttet til estimatene, noe som er nærmere beskrevet i avsnittet om helserisikovurdering. Ingen barnehager eller skoler ligger innenfor rød støysone ($L_{den} > 62$ dB), mens fire barnehager og én skole ligger innenfor gul støysone ($L_{den} > 52$ dB).

Det er behov for mer forskning som kan identifisere ved hvilke støynivåer negative virkninger av flystøy på hjerte-karhelse og barns kognisjon og læring begynner; det vil si hvorvidt en sammenheng er lineær, eller om det kan identifiseres en terskelverdi for en effekt. Studier som gjelder barnehagebarn mangler, og det er derfor spesielt behov for studier av virkninger på barn i førskolealder.

Utendørs luftforurensning er et svært aktuelt helseproblem som bidrar betydelig til sykkelighet og for tidlig død. Det er beregnet at mellom 300 og 1900 årlig dør for tidlig pga luftforurensning i Norge. Disse beregningene er hovedsakelig relatert til effekter av fint svevestøv ($PM_{2,5}$) på hjerte-/kar- og luftveissystemet. Luftforurensning har blitt knyttet til astma, lungekreft, infeksjoner i luftveissystemet, høyt blodtrykk og hjerteinfarkt, men også til overvekt, diabetes og effekter på sentralnervesystemet. Kunnskapsgrunnlaget om helseeffekter av luftforurensning er i all hovedsak basert på studier av forurenset byluft, der utslipp fra vegtrafikk, oppvarming (ved- og kullfyring) og industri utgjør de viktigste kildene. Luftforurensningen fra flytrafikk skiller seg imidlertid noe fra disse tradisjonelle kildene, og inneholder blant annet en relativt større andel av det aller minste svevestøvet, såkalte ultrafine partikler (UFP). Det foreligger en del internasjonale studier som har beregnet at flyaktiviteten fører til tilfeller av for tidlig død i områdene rundt flyplasser både i USA og Europa, men samlet sett er kunnskapsgrunnlaget om helseeffekter av luftforurensning fra flytrafikk begrenset. Disse studiene er heller ikke direkte overførbare til områdene rundt OSL, blant annet på grunn av variasjon i flyplassenes størrelse og plassering. FHIs risikovurdering av luftforurensningen ved OSL er derfor basert på generell kunnskap om effekter av luftforurensning på helse, og ikke spesifikke effekter av forurensning fra flyplasser. Med utgangspunkt i nylige beregninger utført av NILU, er luftforurensningssituasjonen rundt OSL vurdert opp mot lovbestemte grenseverdier for luftforurensning og FHIs helsefaglige luftkvalitetskriterier.

Beregningene utført av NILU viser at nivåene av nitrogendioksid (NO₂) og svevestøv (PM_{2,5} og PM₁₀) ved OSL ligger godt under dagens grenseverdier/luftkvalitetskriterier. Luftforurensningen ved OSL og nærliggende boligområder synes lav sammenlignet med mange andre flyplasser, som Københavns lufthavn og Schiphol, Amsterdam. Mesteparten av NO₂, PM_{2,5} og PM₁₀ konsentrasjonene i boligområdene rundt OSL synes å skyldes langtransportert forurensning (fra kontinentet og andre deler av Norge) og til dels biltrafikken i området, mens relativt lite stammer fra selve flyaktiviteten. Boligoppvarmingen bidrar også noe i de nærliggende boligområdene.

Samlet sett vurderer FHI at nivåene av NO₂, PM_{2,5} og PM₁₀ ved OSL er så lave at dette antagelig vil ha liten betydning for befolkningens helse i nærområdene. Videre synes utslippene fra flyene eller flyplassrelatert aktivitet å bety lite for de beregnede nivåene i nærområdene. Et forbehold tas imidlertid. Ultra-fine partikler har ikke vært målt ved OSL, men høye nivåer av disse aller minste partiklene har vært rapportert fra andre flyplasser rundt om i verden, på grunn av utslipp fra flyeksos. Per i dag foreligger det ikke tilstrekkelig kunnskapsgrunnlag for å risikovurdere ultra-fine partikler i uteluft, men de antas å bidra til en betydelig del av helseeffektene assosiert med PM_{2,5}. Mer forskning trengs derfor for å avklare om eventuelle høye nivåer av ultra-fine partikler nær flyplasser, og da også OSL, kan ha noen helsemessig betydning.

Helserisikovurdering basert på kunnskapsstatus i den internasjonale forskningslitteraturen og beregnede støynivåer ved OSL viser at mellom 500 og 1880 personer kan forventes å være sterkt plaget av flystøy ifølge prognoser for år 2020. Om lag 40 til 120 personer vil kunne oppleve sterk grad av søvnforstyrrelser som følge av flystøy. Dette tilsvarer en andel på mellom 5 og 15 % av befolkningen som er inkludert i beregningene. Betydelig flere vil kunne oppleve moderate støy- og søvnplager som følge av flystøyen. Estimert sykdomsbyrde knyttet til hjerte- og karsykdom som følge av flystøy er lav. Det understrekes at disse tallene er estimater bygget på en rekke antagelser og forutsetninger, og derfor beheftet med usikkerhet. Når det gjelder virkninger på barns kognisjon og læring, indikerer noen studier at effekter kan påregnes i gul støysone, mens det i andre studier først er identifisert kognitive virkninger ved høyere støynivåer. Så lenge det er indikasjoner på en lineær effekt, og man mangler kunnskap om en terskeeffekt, er det FHIs holdning at det er grunn til å anvende et føre-var prinsipp når det gjelder mulige negative virkninger av flystøy på barns læring ved de nivåer man har i gul støysone. Ingen skoler eller barnehager i Ullensaker kommune ligger innenfor rød støysone, mens fire barnehager og en skole ligger innenfor gul flystøysone, noe som til sammen per juni 2017 er 400 barn. Risikovurdering basert på kunnskapsstatus i den internasjonale forskningslitteraturen og beregnede luftforurensningsnivåer ved OSL viser at luftforurensningsnivåene ved OSL ligger godt under grenseverdier og luftkvalitetskriterier. Samlet sett vurderer FHI at luftforurensning knyttet til flyplassen vil ha liten betydning for befolkningens helse. Mulige helseeffekter kan likevel ikke helt utelukkes, da man vet lite om hvordan eksponeringsresponsammenhengene ser ut ved lave nivåer av luftforurensning.

Forkortelser

Ba – Barium

CO – karbonmonoksid

Cu - Kobber

DALY (Disability adjusted lif years) – helsetapsjusterte leveår

dB – desibel; måleenhet for lydtrykk. En økning på 10 dB tilsvarer en tidobling av lydtrykket, mens 3 dB er en fordobling

dBA - desibel-A: dB-skala som vektlegger de frekvensene ørene våre oppfatter best, og som er mest brukt i støyregelverket

FHI - Folkehelseinstituttet

GBD (Global Burden of Disease study) – det internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet

KI – Konfidensintervall

L_{Aeq} - gjennomsnittsstøy i dBA i en nærmere angitt tidsperiode (f.eks. L_{Aeq16t})

L_{A,max} – maksimalt støynivå for enkelthendelser

L_{dn} - Tidsveid ekvivalentnivå (gjennomsnittsstøy) med 10 dB tillegg for natt (23-07).

L_{den} – Tidsveid ekvivalentnivå (gjennomsnittsstøy) midlet over et gjennomsnittlig årsdøgn, med 5 dB tillegg for kveld (19-23) og 10 dB tillegg for natt (23-07) («den» står for Day Evening Night)

L_{night} – gjennomsnittsstøy om natten

Mn – Mangan

Mo – Molybden

Ni – Nikkel

NO₂ – nitrogendioksid

NO_x - nitrogenoksider

OR – odds ratio: forholdet mellom to odds, benyttes som en tilnærming til relativ risiko

OSL – Oslo lufthavn Gardermoen

PAH – polisykliske aromatiske hydrokarboner: kjemiske stoffer som gjerne dannes ved ufullstendig forbrening av organisk materiale, flere er kreftfremkallende

PCN – partikkelantallkonsentrasjon

PM – partikulært materiale/svevestøv

PM_{2,5} – partikulært materiale mindre enn 2,5 µm («fint svevestøv»)

PM₁₀ – partikulært materiale mindre enn 10 µm («svevestøv»)

PM_{10-2,5} – partikulært materiale mellom 10 µm og 2,5 µm («grovt svevestøv»)

PSG – Polysomnografi: fysiologisk metode for å måle søvn direkte ved å måle hjerneaktivitet under søvn. PSG regnes som gullstandarden for måling av søvn og er den eneste metoden som kan skille mellom ulike søvnstadier.

Sb - Antimon

SO₂ – svoveldioksid

SO_x - svoveloksider

UFP – ultrafine partikler, partikulært materiale mindre enn 0,1 µm (100 nm)

Va – Vanadium

VOC – flyktige organiske forbindelser

WHO (the World Health Organization) - Verdens helseorganisasjon

YLD (Years Lived with Disease or Disability) – år med helsetap

YLL (Years of Life Lost) – tapte leveår

Zn - Sink

Bakgrunn og avgrensning

Folkehelseinstituttet (FHI) er bedt om å utrede støy- og luftforurensningssituasjonen i nærområdene til Oslo lufthavn (OSL). Kommunen sier i sitt oppdrag til FHI at det er viktig at videre diskusjoner er kunnskapsbaserte. I tillegg til å oppsummere vitenskapelig kunnskapsstatus når det gjelder helsevirkninger av flystøy og luftforurensning knyttet til driften av flyplassen, er Folkehelseinstituttet bedt om å foreta en risikovurdering av mulige helsekonsekvenser for dem som bor i nærområdet til OSL. Til sist inngår det i oppdraget å identifisere kunnskapsmangler og forskningsbehov.

FHI har oppsummert kunnskapen som finnes internasjonalt om sammenhengen mellom eksponering for flystøy og luftforurensning, og helseeffekter som skyldes flyrelaterte aktiviteter. For flystøy finnes det en god del litteratur som har undersøkt sammenheng mellom eksponering og ulike konsekvenser som støyplage, søvnforstyrrelser, hjerte- og karsykdom og kognitive virkninger hos barn, som er de virkningene vi konsentrerer oss om i denne rapporten.

Generelt finnes det også en god del litteratur som gjelder luftforurensning, men mesteparten omhandler nivåer av luftforurensning på flyplasser. Det finnes relativt få studier som spesifikt tar opp hvilke helsekonsekvenser denne luftforurensningen vil ha for befolkningen i nærområdene av en flyplass. Hvilke potensielle helseeffekter en kan forvente ved eksponering for luftforurensning av lokalbefolkningen i nærliggende områder til OSL, kan heller ikke direkte sluttes fra studier som gjelder flyplasser andre steder i verden. En risikovurdering for mulige helseeffekter vil avhenge av hvilken eksponering som foreligger, dvs av avstand fra flyplassen, vindretning og andre meteorologiske forhold. Det er derfor helt sentralt at det foreligger gode måle- og/ eller beregningsdata for eksponering av befolkningen.

Litteratursøk og faglig grunnlag for rapporten

Denne rapporten gir en narrativ kunnskapsoppsummering av mulige helsekonsekvenser av flystøy og luftforurensning for befolkningen nær Norges hovedflyplass. En narrativ kunnskapsoppsummering vil si at vi ikke har foretatt en systematisk og eksplisitt vurdering og rangering av kvaliteten i studiene vi omtaler, og vi har heller ikke gjort egne metaanalyser (BUFDIR 2016). Kunnskapsoppsummeringen bygger på gjennomgang av systematiske litteratursøk i databaser, samt litteratur fra referanselister og andre kilder som rapporter, som ikke er kommet med i de systematiske litteratursøkene. Vi har i denne rapporten i hovedsak valgt å ta utgangspunkt i de nyeste oversiktsartiklene (litteraturgjennomganger og metaanalyser) for hver av underproblemstillingene, supplert med kunnskap fra primærartikler som ikke er inkludert i oversiktsartiklene.

Kunnskapsgjennomgangen er til sist forankret i vår kjennskap til forskningsfeltet gjennom årelangt virke innen forskning og rådgivning på støy og luftforurensning. I tillegg til internasjonal forskningslitteratur, er rapporter på norsk om støyeksponering og støyplage samt luftforurensning ved OSL lagt til grunn.

Systematiske litteratursøk ble gjort av bibliotekar ved FHI. Det ble gjort separate søk for flystøy og luftforurensning i følgende databaser: Epub Ahead of Print, In-Process & Other Non-Indexed Citations, Ovid MEDLINE(R) Daily og Ovid MEDLINE(R) 1946 to Present, EMBASE; PsycINFO, Web of Science, Scopus, og Science direct. Søkord er spesifisert i vedlegg. Alle søk ble gjort i titler, sammendrag og nøkkelord. Søket ble begrenset til engelskspråklige publikasjoner.

For flystøy ble det søkt separat etter oversiktsartikler og primærartikler (artikler som beskriver enkeltstudier). Søk etter oversiktsartikler ble gjort for tidsrommet 2000 til dato for søk, 20. februar 2017. Søk etter primærartikler ble begrenset til år 2010 og frem til dato for søk, 20. februar 2017, fordi dette for alle tematikker var tilstrekkelig til å fange opp tidspunkt for siste oversiktsartikkel og etterfølgende primærartikler.

Kunnskapsoppsummeringen om luftforurensning ved flyplasser tar utgangspunkt i en utfyllende oversiktsartikkel fra 2014, og søk ble begrenset til primærartikler publisert fra 2014 og til dato for søk, 23. februar 2017. De systematiske litteratursøkene er nærmere beskrevet i vedlegg 3, 4 og 5 til rapporten.

Søkene var definert svært vidt av biblioteket, og var avgrenset etter eksponering, men ikke etter helseutfall. Denne søkestrategien var valgt for å være sikker på å favne «alt». Dette gjorde imidlertid at søket også gav mange treff på siden av temaet, slik som rene akustikkartikler. De ansvarlige forskerne for hvert fagfelt har gått gjennom søkene og sortert treffene etter aktualitet og tematikk. Den aktuelle litteraturen som rapporten bygger på er nærmere beskrevet i de tematiske avsnittene.

Flystøy ved Oslo lufthavn – vurdering av mulige helseskadelige effekter

Generell bakgrunn

Støy rammer mange mennesker i Norge, og er den miljøfaktoren som flest mennesker er plaget av (Miljødirektoratet 2017). Utviklingen går klart i negativ retning, og beregninger utført av Statistisk sentralbyrå (SSB) viser at andelen som er utsatt for støynivå over anbefalte nivåer øker (SSB 2016). Dette skyldes i stor grad urbanisering, trafikk- og befolkningsvekst.

Umiddelbare virkninger av støy som forstyrrelse av kommunikasjon, konsentrasjon, søvn og hvile er godt dokumentert. Dette bidrar til støyplage og mistrivsel for dem som er støyutsatt. Hvorvidt det å være utsatt for støy over flere år er forbundet med sykdomsrisiko er vanskeligere å påvise. De senere år har det vært fokusert på å undersøke mulige langtidsvirkninger av støy, blant annet risiko for hjerte- og karsykdom, og kunnskapsgrunnlaget er økende. Mekanismene som er foreslått for mulig sykdomsutvikling som følge av støy er basert på eksperimentelle funn, hvor høye støynivåer er påvist å utløse fysiologiske responser som er typisk for stress, som økt hjertefrekvens, økt blodtrykk samt utskillelse av stresshormoner (Basner et al. 2014). Selv om kroppen reagerer umiddelbart med en kortvarig fysiologisk aktivering når den blir utsatt for spesielt brå, høye lyder, er dette en normal respons som hos ellers friske individer ikke har noen skadelig effekt. Det er først når denne fysiologiske aktiveringen gjentas eller vedvarer over tid, at sykdom kan utvikles. Det er også store individuelle forskjeller i hvordan man reagerer på, og takler støy, noe som også vil kunne ha betydning for sykdomsutvikling.

Mistrivsel og mangel på gode miljøforhold på grunn av støy utgjør en risikofaktor for sykdomsutvikling som man nasjonalt og internasjonalt ønsker å redusere. Norske myndigheter har satt et nasjonalt mål om at støyplagen skal reduseres med 10 prosent innen 2020 i forhold til 1999. Det er bedre å forebygge støyproblemer på planstadiet enn å gjennomføre avbøtende tiltak i ettertid. I Norge er retningslinje for behandling av støy i arealplanlegging (T-1442/2016) (Klima- og miljødepartementet 2016) et viktig verktøy for å forebygge støyproblemer som FHI anbefaler kommunene å ta aktivt i bruk sammen med veileder til retningslinjen (M-128) (Miljødirektoratet 2014). De anbefalte grensene for fly-, bane- og vegtrafikkstøy er basert på internasjonalt etablerte eksponeringsresponsammenhenger for transportstøy. Støyplage er den virkningen av støy man har best kunnskap om, ved siden av virkninger på søvn. Kunnskap om andre typer helsevirkninger enn støyplage og søvnforstyrrelser er ikke direkte underlag for anbefalingene, men det er rimelig å anta at dersom man forebygger støyplage og søvnforstyrrelser, vil man også forebygge andre mulige helsevirkninger. Gjennom utarbeidelse av støysonekart kan man synliggjøre hvor støy er et problem som bør tas hensyn til i arealbruken. Retningslinjen T-1442/2016 angir støygrenser for to støysoner, med ulike anbefalinger for arealbruk og tiltak. Gul sone er en vurderingssone, hvor støyfølsom bebyggelse (boliger, sykehus, pleieinstitusjoner, fritidsboliger, skoler og barnehager) kan oppføres dersom avbøtende tiltak gir tilfredsstillende støyforhold. Rød sone er ikke egnet til støyfølsomme bruksformål. De anbefalte støygrensene i retningslinjen gjelder både for ny bebyggelse og ved etablering av ny støyende virksomhet, eller utvidelse av slik virksomhet. For flystøy er nedre grense for gul sone L_{den} 52 dB utendørs støynivå, mens rød sone begynner ved L_{den} 62 dB. Det er også gitt krav til maksimalt støynivå i nattperioden (kl. 23-07), som gjelder der det er mer enn 10 hendelser per natt. Men retningslinjen sier videre at maksimalstøynivåer kan utelates

dersom ekvivalent støynivå åpenbart er bestemmende for støysonenes utbredelse (Klima- og miljødepartementet 2016).

Gjennomgangen i denne rapporten søker å vise ved hvilke støynivåer man har funnet ulike helseeffekter. Det må imidlertid anføres at der det er brukt andre støyparametere enn i retningslinjens anbefalinger, kan ikke støynivåene direkte sammenlignes med grenseverdiene.

Internasjonalt nærmer det seg 20 år siden de første retningslinjene for støy og helse i regi av WHO ble publisert (WHO 1999). I 2009 publiserte WHO nye retningslinjer, men disse fokuserte kun på nattstøy, Night Noise Guidelines for Europe (WHO 2009). Kunnskapen om helsevirkninger av støy har økt betydelig siden dette og siden de første retningslinjene kom. WHO arbeider nå med nye retningslinjer for miljøstøy (WHO Environmental Noise Guidelines for the European Region), som er en oppdatering av de første anbefalingene (WHO Community Noise Guidelines, 1999). En grundig og systematisk gjennomgang av nyere kunnskap om støy og helse ligger til grunn for dette arbeidet. Helsevirkninger som er inkludert i vurderingen er søvnforstyrrelser, støyplage, kognitiv svekkelse, hjerte- og karsykdom, psykisk helse og trivsel/velvære, hørselssvekkelse og tinnitus, samt virkninger på foster og fødselsutfall. Dette arbeidet er nå i sin avsluttende fase, og det er forventet at WHO vil ferdigstille rapporten i løpet av 2017. Siden WHO-rapporten ennå ikke foreligger, har vi dessverre ikke hatt mulighet til å innlemme WHO's reviderte anbefalinger i grunnlaget for denne rapporten, vi kan bare peke på at de kommer.

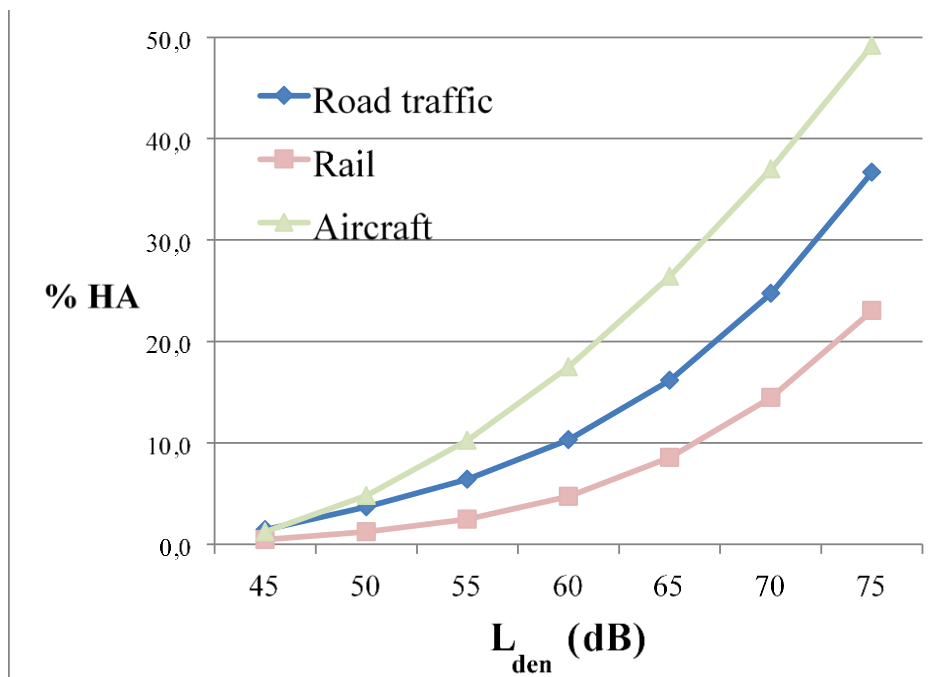
Selv om det også er andre støykilder knyttet til driften av en flyplass, er flystøy den dominerende kilden som også flystøysonene er beregnet på grunnlag av, og gjennomgangen i denne delen av rapporten er derfor avgrenset til å gjelde sammenhenger mellom flystøy og helse. Vi har tatt utgangspunkt i de helsevirkningene som er best dokumentert, og disse vil vi gå gjennom i det følgende.

Flystøy og støyplage

Støyplage

Støyplage er den virkningen av flystøy som har vært hyppigst studert. Sterk støyplage over tid kan regnes som en form for kronisk stressrespons, som ikke er ønskelig fordi den kan redusere trivsel og livskvalitet, men også potensielt bidra til annen helseskade, på linje med andre former for stress. De faktiske helsekonsekvensene av støyplage har vært lite studert, men støyplage har vært akseptert som en alvorlig nok konsekvens i seg selv, med basis i WHO's utvidede helsebegrep: «Helse er ikke bare fravær av sykdom og svakhet, men en tilstand av fullstendig fysisk, psykisk og sosialt velvære» (WHO 2002).

Basert på sammenstilt analyse av en rekke studier fra ulike land, der man har sett på forholdet mellom støyeksponering og støyplage, er det etablert eksponeringsresponskurver for flystøy og støyplage (Miedema and Oudshoorn 2001). Anbefalinger i støyretningslinjer og regelverk er basert på denne analysen av andel av befolkningen som kan forventes å være sterkt plaget ved ulike støynivåer. «Sterk støyplage» er definert som øverste 28 % av plageskalaen. Miedema og medarbeidere (Miedema and Vos 1998; Miedema and Oudshoorn 2001) fant at flystøy er noe mer plagsom ved tilsvarende støynivåer enn vegtrafikkstøy og togstøy. Figur 1 gir en forenklet fremstilling av forholdet mellom eksponering og andel sterkt støyplaget for de ulike transportkilder.



Figur 1. Eksponerings–responsammenhenger for fly-, veg- og togstøy og støyplage (Miedema og Oudshoorn, 2001). % HA = Prosentandel som er sterkt støyplaget.

Det må understrekes at eksponerings–responskurvene bare er egnet til å si noe om forventet plagegrad i store befolkningsgrupper, mens responsen for enkeltindividet og for lokalsamfunn kan være vesentlig forskjellig fra disse gjennomsnittsverdiene.

Eksponerings–responskurvene sier kun noe om en tendens i befolkningen, mens det i virkeligheten er stor individuell variasjon i støyplage ved samme støynivå. Om lag syv prosent av befolkningen vil fortsatt kunne være sterkt støyplaget ved grensen for gul sone for flystøy, L_{den} 52 dB. Støynivået alene gir slik sett ingen «fasit» på hva som kan være helseskadelig støy for enkeltindivider. For dem som er sterkt plaget av støynivåer under retningslinjenes grenseverdier, kan plagene være like reelle, og bør tas på alvor på lik linje med den støyplagen som rapporteres der grenseverdiene overskrides. Samtidig har helsetjenesten og lokale myndigheter få virkemidler til å hjelpe dem som er støyplaget ved lavere nivåer enn de som kan utløse krav om tiltak ifølge regelverket, og det er ikke klart hvordan man kan hjelpe de mest sårbare og utsatte gruppene, utover råd om egentiltak for å redusere støyulempene (Folkehelseinstituttet 2015).

Forhold som påvirker støyplage

Selv om støyplagen øker med økende støynivåer, viser metaanalyser at støyen alene bare forklarer en begrenset andel av variasjonen i støyplage, og at personlige og situasjonsbetingede faktorer kan ha en vel så stor betydning (Basner et al. 2017; Fields 1993; Guski 1999; Job 1988; Miedema and Vos 1999). Personlige forhold som er vist å ha stor betydning for støyplage, er frykt for ulykker og støysensitivitet (Fields 1993; Gelderblom et al. 2016; Miedema and Vos 1999). De personlige faktorene som påvirker støyplage er det vanskelig å gjøre noe med, men ved å ta hensyn til kontekstuelle faktorer, kan man muligens bedre situasjonen for flystøyboene noe.

Ikke-akustiske kontekstuelle faktorer som er vist å kunne gi reduksjon i flystøyplage er forutsigbarhet og pauser i støyen. En analyse på områdenivå av data fra 26 ulike områder nær flyplasser i Storbritannia viste at de som opplevde forutsigbart stillere perioder på grunn av alternerende rullebanebruk var noe mindre plaget ved tilsvarende støynivåer enn dem som opplevde andre driftsmønstre. Selv om forskjellen i plage kunne gitt signifikante endringer i støykonturene rundt flyplassen dersom slike ikke-akustiske

forhold ble tatt med i betraktningen, var effekten relativt marginal, tilsvarende om lag 2 dB i eksponering for områder med L_{eq16t} (1 uke) over 55 dB(A) (Brooker 2010). Andre har imidlertid også funnet indikasjoner på at opplevd kontroll, forutsigbarhet og «pusterom» i flytrafikken kan ha en viss betydning for opplevelse og virkninger av støyen (Elias 1998; Gelderblom et al. 2016; Hatfield et al. 2002).

En annen situasjonsfaktor som er vist å kunne påvirke støyplagen, er relativ stabilitet eller endring i støyforholdene ved en flyplass over tid (Janssen et al. 2011). Eksponerings-responskurvene brukes blant annet til å predikere fremtidig støyplage ved planlagte trafikkomlegginger. En rekke studier indikerer imidlertid at eksponerings-responsammenhengene ikke nødvendigvis predikerer støyplage godt ved markerte, ikke gradvise, endringer i støyforholdene, som ved åpningen av en ny rullebane (Basner et al. 2017; Brown and van Kamp 2009, 2009b). Man har funnet at økningen i støyplage ved en slik type markert økning i støyeksponeringen er større enn den man ville forvente ut i fra de etablerte eksponerings-responskurvene fra stabile støysituasjoner, og motsatt at også reduksjonen i plage ved markert og umiddelbar nedgang i støyeksponeringen har gitt en enda større reduksjon i støyplage enn forventet (Brown and van Kamp 2009; Krog and Engdahl 2004). Dette gjelder endringer ved kilden, mens effekt av tiltak hos mottaker (fasadeisolering/skjerming) synes å kunne beregnes ved hjelp av eksponerings-responsammenhenger fra førsituasjonen (Amundsen et al. 2011; Nilsson and Berglund 2006). Siden denne endringseffekten vil avhenge av en rekke forhold, er det ikke mulig å gi et enkelt anslag på størrelsesorden på effekten som vil være gyldig i alle sammenhenger. Man har også begrenset kunnskap om hvorvidt dette er en midlertidig effekt, eller om man får en varig forskyvning i eksponerings-responsforholdet. De få studiene som har undersøkt støyplage over lengre tid etter en endring, har ikke funnet at effekten svekkes over tid (Brown and van Kamp 2009; Griffiths and Raw 1986, 1987, 1989).

Varigheten av endringseffekten vil formodentlig kunne henge sammen med hvorvidt situasjonen stabiliserer seg over tid, eller om uro rundt støysituasjonen holdes vedlike gjennom nye varslede eller faktiske endringer i trafikken. Janssen og medarbeidere (Janssen et al. 2011) innførte begrepene «low-rate-of-change airport» (LRC) og «high-rate-of change airport» (HRC) for å skille mellom flyplasser som har en relativt stabil støysituasjon over tid (LRC), og flyplasser som har opplevd brå endringer i trafikksituasjonen eller måten flyplassen opereres på, eller hvor planer om slike endringer er lansert, eller det har vært offentlig uro og debatt om støy- og andre miljøforhold ved flyplassen (HRC) (Gelderblom et al. 2016; Janssen et al. 2011; Janssen and Guski 2015). Resultater fra enkelte studier indikerer at ikke bare en endring i støyforholdene, men forventningen om endring uten at endringen har skjedd, kan føre til en forsterket plagerespons (Gelderblom et al. 2016; Hatfield and Job 1998; Job and Hatfield 2003; Schreckenberget al. 2010). Janssen og medarbeidere fant at befolkningen ved HRC-flyplasser gjennomsnittlig var mer plaget ved samme støynivå enn befolkningen ved LRC-flyplasser (Janssen et al. 2011), men gjorde likevel en samlet analyse av de ulike flyplassstudiene under ett, og fant at støyplagen hadde økt fra 1960-tallet og frem til i dag (Janssen and Guski 2015). Andre analyser av utviklingen i støyplage internasjonalt indikerer på samme måte at støyplagen i befolkningen har økt sammenlignet med resultatene fra de eldre eksponerings-responsstudiene som ligger til grunn for anbefalingene i støyretningslinjer i Europa (Babisch et al. 2009), det vil si at de samme støynivåene tolereres dårligere enn tidligere. Denne trenden i støyplage er funnet for flystøy, men ikke for vegtrafikkstøy (Babisch et al. 2009). Gelderblom, Gjestland og medarbeidere (Gelderblom et al. 2017; Gjestland et al. 2015) fant imidlertid at tidstrenden forsvant når LRC og HRC flyplasser ble analysert separat. Det såkalte toleransenivået CTL («community tolerance level») (Fidell et al. 2011; International Standards Organisation 2015) angir eksponeringsnivået hvor 50 % er svært plaget. Mens resultatene for LRC-flyplassene ($75 \text{ dB} \pm 7 \text{ dB}$) lå et par desibel høyere enn normkurven for EU (73,3 dB) og

stemte relativt godt overens med grunnlaget for regelverket, var støytoleransen ved HRC-flyplassene $9 \text{ dB} \pm 4 \text{ dB}$ lavere enn for LRC-flyplassene (Gelderblom et al. 2017). Det anføres som årsak til den tilsynelatende tidstrenden når alle studier ble analysert under ett, at flesteparten av de tidlige studiene var gjort ved LRC-flyplasser, mens en større andel av de nyere studiene var gjort ved HRC-flyplasser (Gelderblom et al. 2017; Gjestland et al. 2015).

Ulik trafikkmengde eller antall flybevegelser kan ligge til grunn for det samme gjennomsnittlige støynivået over døgnet; men man har begrenset kunnskap om hvilken betydning disse forskjellene har for støyplagen. Gjestland og Gelderblom har undersøkt hvordan antall flybevegelser påvirker støyplagen ved et gitt støynivå (Gjestland and Gelderblom 2017). For LRC-flyplasser fant de at befolkningen ved flyplasser med høy trafikk var mer plaget ved samme støynivå enn befolkningen ved flyplasser med lite trafikk. Den samme betydningen av antall flybevegelser fant de imidlertid ikke ved HRC-flyplasser, noe som de mener kan tyde på at andre forhold har betydning for støyplagen ved HRC-flyplasser enn ved LRC-flyplasser.

Oppdaterte norske eksponerings-responskurver

SINTEF gjennomførte på oppdrag fra Forsvarsbygg nylig en undersøkelse av sammenheng mellom eksponering og støyplage ved fem norske flyplasser, inkludert OSL (Gelderblom et al. 2016). Spørreundersøkelsen som gjaldt støyplage hos flyplassnaboene ved Gardermoen ble gjennomført i mai 2015 (n=300). De øvrige flyplassene som var inkludert i undersøkelsen var Stavanger – Sola (n=302), Tromsø Langnes (n=300), Trondheim – Værnes (n=300) og Bodø (n=302). Betydningen for støyplagen av den generelle situasjonen ved flyplassen når det gjelder stabilitet eller stadige endringer i støysituasjonen og uro for varslede endringer ble blant annet testet i undersøkelsen. OSL ble i SINTEF's studie karakterisert som en HRC-flyplass, mens de andre flyplassene ble karakterisert som LRC-flyplasser. Toleransenivået CTL ble beregnet separat for flyplassene, med referanseverdi $73,3 \text{ dB}$ hentet fra Fidell og medarbeideres analyse av 43 studier fra tidsrommet 1961 til 2007. (Fidell et al. 2011; Gelderblom et al. 2016). Gelderblom og medarbeidere (2016) viser til at denne kurven og toleransenivået er omtrent identisk med Miedema-kurven som danner grunnlaget for støyregelverket, hvor toleransenivået er $73,6 \text{ dB}$ (nivået hvor 50 prosent er svært plaget). Resultatene for OSL skilte seg tydelig fra resultatene for de andre norske flyplassene. Mens toleransenivået ved de øvrige norske flyplassene lå $7 - 10 \text{ dB}$ høyere enn det internasjonale gjennomsnittet, som vil si at befolkningen her var mindre plaget, var toleransenivået for OSL 5 dB lavere enn referanseverdien, som vil si at de var mer plaget (Gelderblom et al. 2016). For både den norske HRC-flyplassen og de norske LRC-flyplassene gjaldt imidlertid at befolkningen her var mindre plaget enn ved tilsvarende kategori flyplass internasjonalt.

Plasseringen av en tredje rullebane ved OSL er vedtatt. Om og når en tredje rullebane faktisk kommer, er fortsatt usikkert. Men ifølge studiene Gelderblom viser til (Hatfield and Job 1998; Job and Hatfield 2003; Schreckenbergh and Meis 2006), vil forventningen om en mulig endring som denne og uvissheten som fortsatt er knyttet til den, kunne bidra til å opprettholde et lavere toleransenivå for flystøy ved OSL.

Flystøy og søvn

Søvn

Søvn er en naturlig hviletilstand, og tilstrekkelig søvn er avgjørende for at vi skal fungere godt både fysisk og psykisk. For lite søvn fører til søvnighet, nedsatt sinnsstemning, redusert yteevne og økt reaksjonstid, noe som igjen øker risiko for ulykker (Drummond

and Brown 2001; Horne and Reyner 2001). Søvnangel over en lengre periode er videre forbundet med økt risiko for angst og depresjoner (Neckelmann et al. 2007).

Selv om sanseinntrykk er sterkt nedsatt under søvn, er det påvist at hjernen oppfatter lyder også når vi sover, og lyder over et visst nivå vil kunne føre til oppvåkninger. I tillegg kan støy forsinke innsovning og føre til mer fragmentert og lettere søvn. Søvnforstyrrelser anses for å være blant de alvorligste virkningene av støy i bomiljø (WHO 2011).

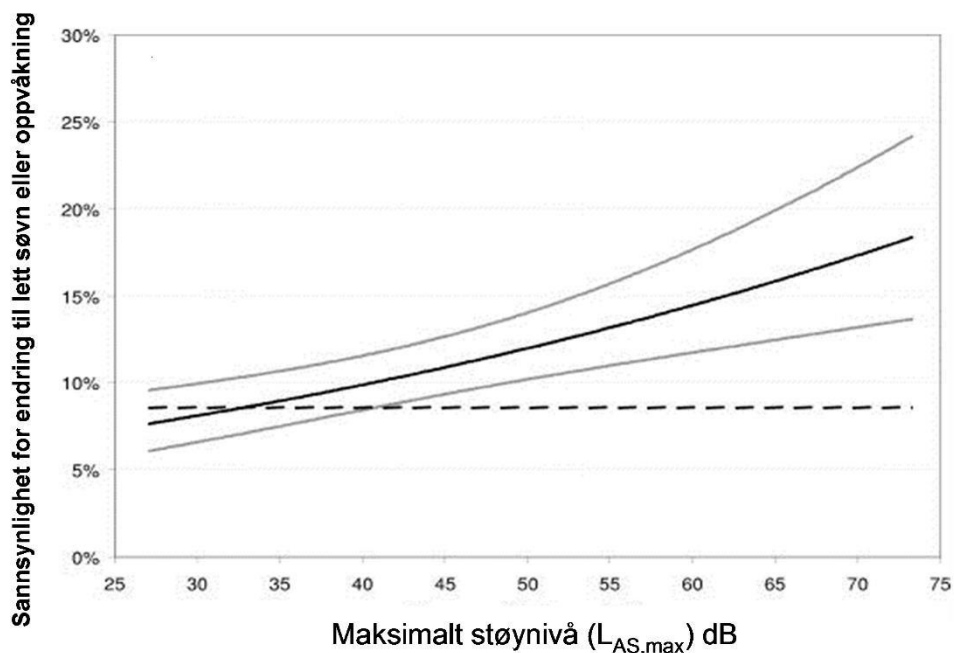
En rekke studier med ulike metoder, både for søvn- og støymåling, har vist at støy på natten kan forstyrre søvn (Muzet 2007).

Siden denne rapporten omhandler helsevirkninger av flystøy, er det gjennomgått spesielt den delen av forskningslitteraturen som har undersøkt hvordan flystøy kan virke inn på søvn. Forskning på umiddelbare fysiologiske virkninger av støy på søvn samt forskning som ser på langtidsvirkninger av flystøy på natten er gjennomgått. Det har vært fokusert på oversiktsartikler som oppsummerer resultater eller systematiske gjennomganger av forskning på støy og søvn. Der det er relevant og overførbart til helsevirkninger av flystøy har vi også referert til funn fra andre støykilder, men da er dette spesielt nevnt.

Virkninger på fysiologiske søvnparametere

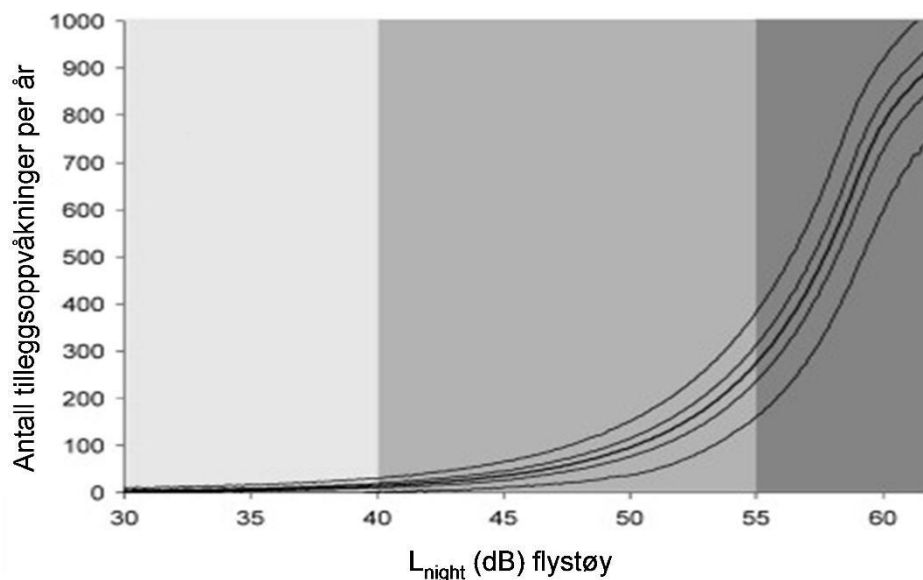
Fysiologiske målinger av søvn ved hjelp av såkalt polysomnografi (PSG) innebærer at elektroder festes til standardiserte punkter på hodet og hjerneaktiviteten måles under søvn. Denne metoden er den eneste objektive metoden som kan skille mellom de ulike søvnstadiene, og regnes som "gullstandard" for måling av søvn. De fleste slike studier er gjennomført i en laboratoriesituasjon, men det er også gjort slike undersøkelser hjemme hos folk som bor i nærheten av flyplass, såkalte feltstudier. Fordelen med slike studier er at man har relativt god kontroll med både akustiske og andre forhold av betydning, samt at søvnen kan måles direkte. Ulempen med slike studier er at de er svært kostnads- og ressurskrevende, og derfor er det ofte små grupper (10-40 personer) som blir gjenstand for undersøkelse. I tillegg har resultater fra laboratoriet vist sterkere effekter av støy enn dem man finner når man undersøker personer i sitt vante hjemmemiljø (Pearsons et al. 1995).

I vurderingen av flystøy og virkninger på søvn har vi derfor i denne sammenhengen ikke inkludert studier som er gjennomført i laboratoriet, men kun de studiene som er gjennomført i felt. Slike studier har funnet at flystøy kan føre til søvnstadiumendringer og oppvåkninger (Basner et al. 2008; Basner et al. 2011). Det er først og fremst maksimalt støynivå for enkelthendelser ($L_{A,max}$) som kan predikere sannsynligheten for en endring i søvnstadium eller en oppvåkning. Figur 2 viser sammenheng mellom maksimalt støynivå fra flystøyhendelser målt innendørs i soverom og sannsynlighet for umiddelbar innvirkning på søvn.



Figur 2. Sannsynlighet for søvnstadiumendring til lett søvn (Stadium 1) eller oppvåkning som funksjon av maksimalt lydtryknivå av flystøyhendelse målt innendørs i soverom (sort linje) med 95 % konfidensintervall (grå linjer). Stiplet linje viser sannsynlighet for spontane endringer i søvnstadium, inkludert oppvåkning ved fravær av støy (Basner et al. 2006).

Spontane oppvåkninger av kort varighet er helt normalt og skjer med en viss hyppighet også ved fravær av støy eller andre forstyrrelser. Derfor er det forsøkt å estimere ved hvilke nivåer støy øker sannsynligheten for oppvåkninger utover de spontane oppvåkningene. Sannsynligheten for akutte innvirkninger på søvn i form av endringer til lettere søvn og oppvåkninger, er funnet å øke når maksimalt flystøynivå overstiger 3-35 dB i soverommet (figur 2). I tillegg vil antall hendelser ha betydning for totalomfanget av søvnforstyrrelser i løpet av natten og over tid. Data fra en større tysk undersøkelse er blitt benyttet til å predikere sammenhenger mellom L_{night} og sannsynlighet for oppvåkninger som følge av flystøy. Disse kurvene er basert på eksponerings-responssammenhenger for enkelthendelser. Figur 3 viser estimert antall ekstra oppvåkninger (utover de spontane) som funksjon av L_{night} utenfor soverom. Dette er resultater basert på de mest omfattende målinger av søvn og måling av flystøynivå både utenfor og i soverom (Basner et al. 2006; European Environment Agency 2010).



Figur 3. Gjennomsnittlig antall predikerte flystøyinduserte oppvåkninger per år som funksjon av L_{night} for flystøy. De sorte linjene representerer (fra nederst til øverst) 2.5, 25, 50, 75 og 97,5 percentiler. Nedre og øvre grense for det grå området i midten representerer henholdsvis L_{night} 40 dB som er anbefalt nattestøygrense og L_{night} 55 dB som er interimsgrensen i WHO's *Night Noise Guidelines* (European Environment Agency 2010).

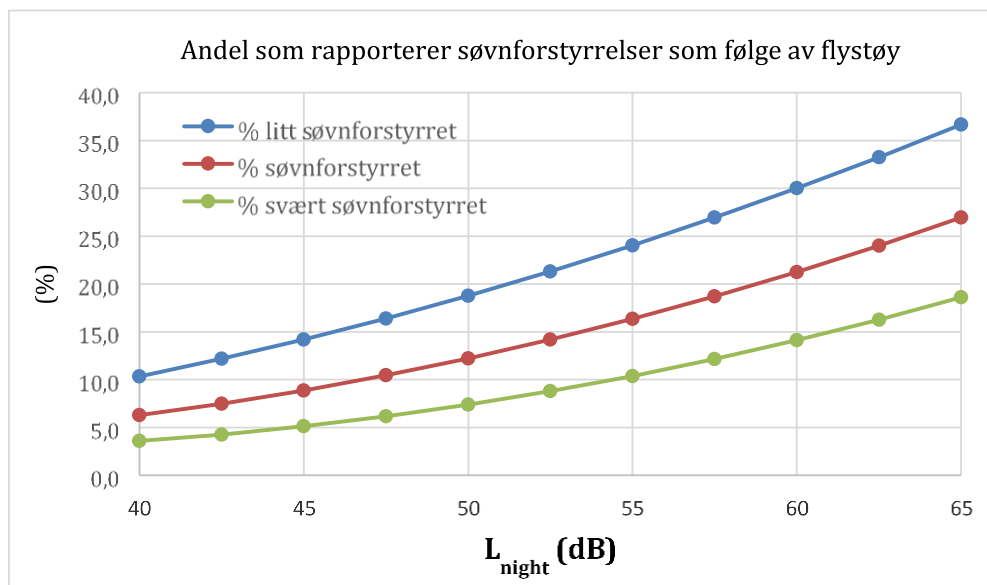
Virkninger på selvrapportert søvn

En rekke studier har sett på sammenheng mellom støynivå på natten og selvrapporterte søvnproblemer. Fordelen ved å undersøke selvrapporterte søvnforstyrrelser er at man kan undersøke større populasjoner, og at slike studier er langt mindre kostnads- og ressurskrevende enn fysiologiske søvnmålinger. Ulempen er at man ikke kan måle ubevisste responser på støy; det være seg kortere oppvåkninger, søvnstadiumendringer og andre fysiologiske responser, som kan være av betydning med tanke på utvikling av negative helsevirkninger av støy.

På samme måte som man har målt støyplage i større befolkningsundersøkelser har man spurt om grad av opplevde søvnforstyrrelser som følge av støy fra ulike kilder. Det er ofte 5 svaralternativer på en gradert skala fra 1 til 5, hvor 1 er "ikke søvnforstyrret" og 5 er "ekstremt søvnforstyrret" av støy. På bakgrunn av flere slike studier er det sammenstilt og utviklet eksponerings-respons-sammenhenger for støynivå på natt (L_{night}) utenfor mest eksponerte fasade og andel søvnforstyrrede (Miedema and Vos 2007; WHO 2009). Figur 4 viser slike kurver for flystøy hvor andelen som rapporterer å være litt søvnforstyrret, (moderat) søvnforstyrret og svært søvnforstyrret er vist. Det er slike eksponeringsrespons-sammenhenger (figur 4) som benyttes til helserisikovurdering og helseanalyse, hvor andelen «svært søvnforstyrret» blant annet er benyttet til sykdomsbyrdeberegninger gjennomført av WHO (WHO 2011). Dersom man vet hvor mange mennesker som er utsatt for nattstøy ved ulike nivåer kan man estimere hvor mange som er/blir søvnforstyrret på grunn av støyen.

Kurvene viser statistiske sammenhenger, mens det i virkeligheten er store individuelle forskjeller i responser på støy. Med hensyn til flystøy må det også bemerkes at variansen i svarene er stor sammenlignet med variansen funnet for jernbane og vegtrafikk, noe som betyr at usikkerheten er høyere. En av grunnene til større usikkerhet for flystøy kan være at det for flyplassene som inngår i datamaterialet er ulike nattrestriksjoner, noe som medfører ulik fordeling av støyhendelser på natt, og at flygemønsteret på natt således kan variere betydelig mellom flyplassene (WHO, 2011). Det er også indikasjoner på en tidsutvikling, hvor nyere studier viser høyere grad av selvrapporterte søvnforstyrrelser på

samme måte, men ikke i like stor grad, som for støyplage (European Environment Agency 2010). Eksponerings-responskurvene som er presentert for flystøy (figur 4) er basert på til dels eldre datasett. I de nye retningslinjene som kommer fra WHO i løpet av 2017/2018 vil disse bli oppdatert.



Figur 4. Andel som rapporterer ulike grader av søvnforstyrrelser som følge av flystøy (kilde: (European Environment Agency 2010; Miedema and Vos 2007).

Langtidsvirkninger av nattstøy

I befolkningsstudier er det vanskelig å skille langtidsvirkninger av støy på dagtid fra støyen vi utsettes for om natten, da støynivåene på dagtid oftest er svært høyt korrelert med nattstøy. Det er imidlertid holdepunkter for at nattstøy er av vesentlig betydning for de observerte sammenhengene mellom flystøy og helse (Schmidt et al. 2013). På den ene siden er det godt dokumentert at støy over gitte nivåer gir fysiologisk påvisbare responser under søvn, inkludert oppvåkninger, samt reduserer den totale søvnkvaliteten. På den andre siden er det observert en rekke negative helsekonsekvenser av utilstrekkelig søvn. For lite søvn over lengre tid er forbundet med økt risiko for bl.a. diabetes, overvekt og hjerte- og karsykdom (Cappuccio et al. 2010; Khan and Aouad 2017; Vgontzas et al. 2009). Dette er helsevirkninger som også er observert i sammenheng med transportstøy (Basner et al. 2014). Mer om flystøy og risiko for forhøyet blodtrykk og hjerte- og karsykdom kan leses i neste kapittel.

Med hensyn til langtidsvirkninger er det også relevant å stille spørsmål om i hvor stor grad man venner seg til støy over tid. Det er resultater som tyder på at det forekommer en viss tilvenning til støy om natten. Blant annet er det holdepunkter for at sannsynlighet for oppvåkninger om natten reduseres noe over tid, mens autonome responser som puls og blodtrykksøkninger ikke endrer seg med gjentagende eksponering (Carter et al. 2002; Griefahn et al. 2008). I store befolkningsundersøkelser ser man få spor av tilvenning. Det synes ikke å være slik at de som har bodd lenge i et område er mindre plaget eller opplever mindre grad av søvnforstyrrelser som følge av støyen enn dem som har bodd der kort tid. Det er bl.a. gjennomført studier som har sett på virkninger av støyreduserende tiltak (fasadetiltak/vegtrafikkstøy) og funnet at søvnkvaliteten hos dem som har bodd på samme sted i flere år er forbedret etter støytiltak (Amundsen et al. 2013; Vallet et al. 1983), noe som i ytterligere grad gir indikasjoner på at tilvenning til støy er begrenset.

I 2009 publiserte Verdens helseorganisasjon (WHO) nye retningslinjer for nattstøy, *Night Noise Guidelines for Europe* (WHO, 2009). Denne rapporten oppsummerer det faglige grunnlaget for sammenhenger mellom trafikkstøy, søvn og helse, og kommer med forslag til anbefalte nivåer for nattstøy. WHO anbefaler to grenser; en retningslinje for nattstøy – Night Noise Guideline (NNG) på $L_{\text{night, outside}} = 40$ dB, og en foreløpig målsetning – Interim Target (IT) på $L_{\text{night, outside}} = 55$ dB. De gitte grenser er valgt for å gi beskyttelse mot de helseeffekter som støy på natt kan medføre (se Vedlegg 2, oversikt over observerte virkninger av ulike nivåer av L_{night}).

Flystøy, hypertensjon og hjerte- og karsykdom

Etter årtusenskiftet er det i økende grad satt søkelys på en mulig sammenheng mellom støyeksponering og hjerte- og karsykdom. I ulike studier internasjonalt har man funnet en sammenheng mellom langvarig eksponering for transportstøy (vegtrafikk, fly og skinnegående trafikk) og forhøyet blodtrykk og bruk av blodtrykksreduserende medisin. Man har også funnet sammenheng mellom støy og økt risiko for ischemisk hjertesykdom (Münzel et al. 2017).

Det er flere mulige mekanismer for en sammenheng mellom støy og hjerte- og karhelse, og vi skal ikke gå inn på patofysiologien her. Helt overordnet er det mulig at både støy på dagtid og på natt kan bidra til kardiovaskulær sykdom via ulike mekanismer; som en kronisk stressor på dagtid og via søvnforstyrrelser på natt. Metabolske forstyrrelser er også en mulig konsekvens, som man så vidt har begynt å utforske (Eriksson et al. 2014; Münzel et al. 2017). Støyeksponering på dag og natt er som oftest høyt korrelert, og det er vanskelig å skille på effekten på sykdomsrisiko av støy til ulike tider av døgnet. Likevel er det indikasjoner på at det særlig er støy på natt som gir økt risiko for hjerte- og karsykdom (Evrard et al. 2017; Jarup et al. 2008; Schmidt et al. 2013). For en utdyping av mekanismene, henviser vi til annen litteratur (Recio et al. 2016; WHO 2009).

Hypertensjon

Hypertensjon, eller høyt blodtrykk, er den viktigste risikofaktoren for hjerneslag og er også en risikofaktor for hjerteinfarkt (Selmer and Graff-Iversen 2015). Hypertensjon er utfallet som har vært mest studert blant de kardiovaskulære utfallene. Hypotesen om en sammenheng mellom flystøy og hypertensjon ble undersøkt allerede for flere tiår siden (Huang et al. 2015; Knipschild 1977a, b; Knipschild and Oudshoorn 1977). Etter år 2000 har det kommet flere studier av sammenhengen mellom vegtrafikkstøy og hypertensjon, mens det fortsatt er relativt få studier som har undersøkt sammenhengen med flystøy (Sørensen 2017). Disse studiene indikerer en viss sammenheng mellom flystøy og økt risiko for hypertensjon, selv om resultatene ikke er helt entydige (Babisch and Kamp 2009; Evrard et al. 2017; Huang et al. 2015; Sørensen 2017). En metaanalyse av trenden i fem studier (Babisch and Kamp 2009) indikerte en signifikant økt risiko for hypertensjon på 13 % per 10 dB økning i støynivået (L_{dn}). Støynivåene i de ulike studiene som var inkludert i metaanalysen varierte i området mellom 45 og 70 dBA. På grunn av metodologiske forskjeller mellom studiene var det imidlertid ikke mulig å etablere en enhetlig, empirisk støttet og generaliserbar eksponerings-responsammenheng mellom flystøy og risiko for hypertensjon på grunnlag av disse studiene. Det var heller ikke mulig å utlede en terskel for støynivå som gir økt risiko, men Babisch og medarbeidere (2009) foreslo å bruke $L_{\text{den}} \leq 50$ eller 55 dB(A) som referansekategori for en eksponerings-responsammenheng, siden enkelte studier indikerte at risikoen kunne øke ved lavere nivåer av støy på natt.

En ny metaanalyse ble gjort av Huang og medarbeidere (Huang et al. 2015), også basert på fem studier. Metaanalysen gav en odds ratio for å få hypertensjon hos personer som var

eksponert for flystøy på 1,63 (95 % KI, 1,14-2,33), sammenlignet med dem som ikke var eksponert for flystøy. Dessverre beskrives eksponeringsvariabelen ikke mer inngående enn dette, slik at det ikke er mulig å knytte effektestimater til spesifikke støynivåer. Også i studiene inkludert i denne metaanalysen var det ulikheter i studiedesign, i tillegg til grov eksponeringskarakterisering, som vanskeliggjorde konklusjoner om eksponeringsresponsammenhenger. I tillegg kan det være skjevheter i resultatene på grunn av manglende eller lite konsistent justering for faktorer som kan tenkes å påvirke sammenhengen mellom flystøy og hypertensjon. Analyse av sammenhengen for menn og kvinner separat viste kun en signifikant sammenheng hos menn.

En fersk studie som undersøkte sammenheng mellom flystøy og hypertensjon etter tidsrom for eksponeringen (bare dagtid ($L_{Aeq, 16 \text{ hours}}$ (dB(A)), bare nattestid (L_{night} (dB(A)), eller gjennom hele døgnet), fant også en sammenheng kun for menn, og kun med støy på natt og gjennom hele døgnet, men ikke for støy på dagtid alene (Evrard et al. 2017). En 10 dB økning i L_{den} (dB(A)) var assosiert med om lag en halv gang økt sannsynlighet for hypertensjon (OR 1,48, KI 1,00 – 1,97), mens en 10 dB økning i nattlig flystøynivå var assosiert med 34 % økt sannsynlighet for hypertensjon (OR 1,34, KI 1,00-1,97). Analysene ble gjort med en kontinuerlig støyvariabel (1 dB oppløsning), og det er ikke mulig å si noe om et eventuelt terskelnivå for en effekt.

Studiene av flystøy og hypertensjon indikerer samlet sett en signifikant sammenheng, men estimert økning i risiko er beskjeden. Mette Sørensen (Sørensen 2017) anfører i en kommentar til Evrards studie (2017) at den sterkere sammenhengen som er indikert blant menn kan tyde på at flystøy først og fremst bidrar til hypertensjon hos dem som fra før allerede har en viss grad av arteriosklerose og økt risiko.

Det er behov for flere store, godt designede studier, helst longitudinelle, hvor det er mulig å undersøke sammenheng for potensielt sårbare undergrupper av befolkningen (Sørensen 2017). Den eneste longitudinelle undersøkelsen til nå fant en sammenheng bare for menn (Eriksson et al. 2010). Det er også behov for mer forskning for å undersøke om sammenhengen er lineær, eller om det kan identifiseres et terskelnivå for klinisk signifikant effekt.

Ischemisk hjertesykdom

En rekke studier har undersøkt sammenheng mellom transportrelatert støy og ischemisk hjertesykdom. Det er flest studier som har undersøkt sammenheng med vegtrafikkstøy, men det finnes også enkelte studier av sammenheng med flystøy (Münzel et al. 2017; Vienneau et al. 2015).

Vienneau og medarbeidere gjorde i 2015 (Vienneau et al. 2015) en metaanalyse av studier som har sett på nye tilfeller av hjerteinfarkt eller uspesifisert ischemisk hjertesykdom som utfall og vegtrafikkstøy og flystøy som eksponering. Deres metaanalyse bygger på et systematisk litteratursøk, hvor de indentifiserte 10 studier som oppfylte kravene til inklusjon. To av disse studiene undersøkte sammenheng mellom flystøy og hjerteinfarkt, og en studie undersøkte sammenheng mellom flystøy og uspesifisert ischemisk hjertesykdom (Correia et al. 2013; Hansell et al. 2013; Huss et al. 2010; Vienneau et al. 2015). Metaanalyse av bare flystøystudiene indikerte en liten statistisk signifikant økning i relativ risiko på seks prosent per 10 dB økning i L_{den} . En lineær sammenheng var modellantagelsen som lå til grunn for analysen, med start på 50 dB. For flystøy indikerte imidlertid grafisk fremstilling av sammenhengen (Figur 1 hos Vienneau, 2015) en lineær økning fra en terskelverdi mellom 55 og 60 dB. Subgruppeanalyser ble ikke gjort spesifikt for flystøystudiene, men for dem av de 10 studiene som inneholdt opplysninger om kjønns- eller aldersspesifikke (< 65 år eller ≥65 år) effekter og botid (> 10 år versus ikke spesifisert/alle). Subgruppeanalysene indikerte noe sterkere sammenhenger for menn,

eldre, og dem med lang botid på samme adresse, men ingen av forskjellene mellom subgrupper var statistisk signifikante.

Det er behov for flere studier for å verifisere både formen på sammenhengen, terskelverdi, og mulige sårbare undergrupper av befolkningen (Münzel et al. 2017; Vienneau et al. 2015). Vienneau og medarbeidere (2015) peker også på behovet for flere regionale og lokale studier fra ulike kulturelle kontekster for å kunne estimere bidraget fra transportstøy til den globale sykdomsbyrden.

Metabolske forstyrrelser

I de senere årene har forskere begynt å undersøke mulig sammenheng mellom støy og metabolske utfall. I likhet med forhøyet blodtrykk kan forstyrrelser i metabolske prosesser være en mulig mellomliggende faktor på veien fra støy til hjerte- og karsykdom. Slike forstyrrelser kan være induisert av både stress og søvnforstyrrelser.

Münzel og medarbeideres ferske oppsummering av kunnskapsstatus (Münzel et al. 2017) viser til at man har funnet indikasjoner på at trafikkstøy kan være forbundet med økt risiko for metabolsk syndrom, fedme og diabetes type 2. Imidlertid kommer evidensen nesten utelukkende fra studier av vegtrafikkstøy, og bare én studie er indentifisert som har undersøkt sammenheng med flystøy (Eriksson et al. 2014). Eriksson og medarbeidere

(2014) undersøkte sammenhengen mellom langtidseksponering for flystøy og kroppsmasseindeks (BMI), livvidde og diabetes type 2. De fant at en 5 dB økning i flystøyeksponering (L_{den}) var forbundet med en økning i livvidde på 1,5 cm.

Støykategoriene som ble brukt i analysen var: Ikke eksponert (referanse), < 50 dB, 50-54 dB, 55-59 dB, 60-64 dB og ≥ 65 . Det er imidlertid verd å merke seg at effekten fremkommer i et utvalg hvor hovedandelen av deltakerne var eksponert for relativt lave støynivåer. Litt over 87 % var eksponert for $L_{den} < 50$ dB, om lag 10 % for L_{den} 50-54 %, og kun i overkant av 2 % for $L_{den} \geq 55$ dB. Forskerne fant ingen klar sammenheng med BMI eller diabetes type 2. Sammenhengen mellom flystøy og livvidde syntes ikke å være modifisert av søvnforstyrrelser.

Det er stort behov for mer forskning på dette området, for å undersøke om sammenhenger man har funnet for vegtrafikkstøy når det gjelder andre metabolske utfall også gjelder flystøy, identifisere eksponerings-responssammenhenger, mest kritiske tid på døgnet for eksponering, og spesielt sårbare grupper.

Flystøy, barns kognisjon og læring

Det blir i dette avsnittet tatt utgangspunkt i en fersk konsensus-artikkel, hvor ledende internasjonale eksperter har gått igjennom kunnskapsstatus for ulike effekter av flystøy (Basner et al. 2017). En rekke studier har funnet en sammenheng mellom eksponering for flystøy på skolen og hjemme og ulike aspekter ved barns læring og kognisjon (Basner et al. 2017). Nyere gjennomgang av litteraturen fant at det er tilstrekkelig grunnlag for å konkludere at flystøy er forbundet med dårligere leseferdigheter og minne hos barn. I tillegg er det også økende grad av underlag for at barn som er kronisk eksponert for flystøy på skolen gjør det dårligere på standardiserte prestasjonstester enn barn som ikke er eksponert (Basner et al. 2017; Clark 2015).

En av de mest omfattende studiene av flystøy og barns kognisjon er RANCH-studien («Road traffic and Aircraft Noise and children's Cognition and Health»), som inkluderte 2844 barn mellom ni og ti år fra 89 skoler i nærheten av flyplasser i flere europeiske land: London Heathrow, Amsterdam Schipol og Madrid Barajas. I denne studien fant Stansfeld

og medarbeidere (Stansfeld et al. 2005) en eksponerings-respons-sammenheng mellom flystøy og dårligere leseforståelse og dårligere gjenkjennelesminne. Sammenhengen var lineær, hvilket vil si at det ikke er grunnlag for å angi et nivå hvor støyen ikke hadde negativ effekt, men ved et ekvivalentnivå på om lag 55 dB $L_{Aeq, 16 \text{ timer}}$ sank leseforståelsen under gjennomsnittet. I sin gjennomgang av litteraturen konkluderer Kaltenbach og medarbeidere (Kaltenbach et al. 2008) med at eksponering for 50 dB(A) utendørsnivåer på dagtid kan gi relevante lærevansker hos barn. Resultater fra RANCH-studien indikerte 1-2 måneders forsinket utvikling av leseferdigheter etter forventning for alderen per 5 dB økning i flystøy ved skolen (Clark et al. 2006). Andre analyser av dataene fra RANCH-studien indikerte at også støy hjemme på natt var assosiert med de samme kognitive utfallene, men gav ingen målbar tilleggseffekt på kognisjon utover effekt av støy på dagtid på skolen (Stansfeld et al. 2010). Imidlertid er det gjort færre studier som har undersøkt hvordan støy hjemme påvirker kognisjon og læring hos barn, og få studier har sett på den totale effekten av støy hjemme og på skolen. Mer forskning er derfor nødvendig for å kunne trekke sikrere konklusjoner om dette.

De fleste av studiene som har undersøkt sammenheng mellom flystøy og barns kognisjon og læring er tverrsnittstudier. Dette gjør det vanskelig å konkludere kausalt, selv om man har justert for sosioøkonomiske og andre faktorer som kan ha betydning for hvordan barna scorer på testene, slik som man gjorde i RANCH-studien (Clark et al. 2006; Stansfeld et al. 2005). Fordi de fleste studier er tverrsnittsstudier, har man også begrenset kunnskap om langtidsvirkningene av flystøy på kognisjon. To kvasiekperimentelle studier indikerer imidlertid både kausalitet i sammenhengene og at effekten av flystøy på kognisjon kan være reversibel, dersom eksponeringen opphører eller støyreducerende tiltak iverksettes (Hygge et al. 2002; Sharp et al. 2014).

Hygge og medarbeidere (Hygge et al. 2002) undersøkte sammenheng mellom flystøy og barns kognisjon i forbindelse med at flyplassen i München ble flyttet. Før den gamle flyplassen stengte, fant de en sammenheng mellom flystøy og redusert langtidsminne og leseforståelse blant 8-12 år gamle barn. To år etter fant de ikke lenger noen slik reduksjon i kognitiv kapasitet hos barna ved den gamle flyplassen, men derimot hos barna ved den nye flyplassen. Støymålinger ble gjort samtidig med testingen av barna. Ved den gamle flyplassen var barna eksponert for henholdsvis 68 dBA ($24\text{hr } L_{eq}$) i førsituasjonen, og 54 dBA i ettersituasjonen. Ved den nye flyplassen var eksponeringen 53 dBA i førsituasjonen, og 62 dBA $L_{eq, 24h}$ i ettersituasjonen.

En senere studie fra USA som inkluderte 6000 skoler ved de 46 største flyplassene, fant en sammenheng mellom flystøy og prestasjoner på standardiserte tester i matematikk og lesing (Sharp et al. 2014). Studien inkluderte barn i alderen 8-11 år. Skolene var eksponert for L_{dn} 55 dB eller høyere. Effekt av tiltak ved 119 av skolene ble undersøkt, og forskerne fant at de kognitive effektene forsvant etter at skolene fikk lydisolasjon mot flystøyen.

Hvordan støy påvirker barn i førskolealder har vært svært lite studert. Det er ingen grunn til å tro at førskolebarn skulle være mindre sårbare for at flystøy kan påvirke deres kognitive utvikling. De er kommet kortere både i sin generelle utvikling og sin språklige utvikling, og har enda mindre erfaring og kontroll over sine omgivelser enn de litt større barna har. Det er spesielt behov for mer forskning når det gjelder virkninger av støy på de minste barna, og på langtidsvirkninger av flystøy gjennom utdanningsløpet. Basner og kollegaer (Basner et al. 2017) peker videre på behov for flere eksponerings-responsstudier fra ulike kontekster, og studier som undersøker sammenheng med ulike andre støyparametere enn man har brukt til nå, som antall støyhendelser. Samtidig er det en utfordring ved bruken av tidligere studiers resultater nettopp at de har benyttet ulike støyparametere, noe som gjør en direkte sammenligning av resultater og av resultater opp mot gjeldende retningslinjer vanskelig. Eksempelvis vil $L_{A, eq, 16h}$ 55 dB tilsvare om lag L_{den}

57 dB. Flere av de tidligere studiene har med en slik omregning undersøkt og funnet kognitive effekter ved støynivåer som ligger over grensen for rød sone. Det er derfor behov for flere studier som benytter samme støyparameter som i støyregelverket, som undersøker sammenhenger med støynivåene man har i gul støysone, og som kan identifisere en eventuell terskelverdi for en effekt. Til dels gir dagens litteratur indikasjoner på at effekter kan påregnes i gul sone, til dels er effekter identifisert først ved høyere nivåer. Så lenge det er indikasjoner på en lineær effekt, og man mangler kunnskap om en terskeffekt, er det FHIs holdning at det er grunn til å anvende et føre-var prinsipp når det gjelder mulige negative virkninger av flystøy på barns læring ved de nivåer man har i gul støysone. I veileder til retningslinje for behandling av støy i arealplanlegging, T-1442/2016 (M-128), s. 40, står det dessuten: «For skoler og barnehager er nattnivået mindre sentralt. Her bør man først og fremst legge vekt på et tilfredsstillende støynivå i brukstiden» (Miljødirektoratet 2014). I fremtidige studier bør man derfor heller ikke baserer seg på L_{den} alene, men også undersøke sammenheng med andre støyparametere som bedre beskriver eksponeringen i brukstiden når det gjelder skoler og barnehager. I tillegg ville det være interessant å undersøke betydningen av henholdsvis støy hjemme på ettermiddag/kveld, og på natt for barns kognitive utvikling.

Hva er den reelle eksponering av flystøy på befolkningen ved/rundt OSL i dag, og hvilke helseproblemer kan vi relatere til dette? Kan helseplagene kvantifiseres?

Kartlegginger av flystøy rundt OSL, for dagens situasjon samt for ulike fremtidsscenarioer, er gjennomført av SINTEF (Randeberg and Granøien 2015). Det foreligger derfor god oversikt over hvor mange mennesker som er utsatt for flystøy fra landets største flyplass. På bakgrunn av denne oversikten er det også mulig å gi en vurdering av risiko for ulike helseutfall.

Kvantitativ helserisikovurdering for en befolkning med tilsvarende flystøynivåer som OSL

FHI har i denne rapporten gjort en begrenset helserisikovurdering hvor vi inkluderer de helsevirkningene som er mest studert, og der hvor forskningen har gitt mest konsistente funn. På bakgrunn av støykartlegging av antall berørte ved ulike nivåer av flystøy har vi beregnet hvor mange som antas å være/bli svært støyplaget og svært søvnforstyrret som følge av flystøy. For disse utfallene har vi også beregnet sykdomsbyrde i form av helsetapsjusterte leveår (DALY, *Disability-Adjusted Life Years*).

DALY som mål på sykdomsbyrde

DALY som mål på sykdomsbyrde inkluderer både *helsetap* (YLD, *Years Lived with Disability*) og *tapte leveår* (YLL, *Years of Life Lost*). *Tapte leveår* er et mål på dødelighet hvor et dødsfall tillegges større vekt jo tidligere det skjer i livet. Vekten som er valgt er antall forventede, gjenstående leveår da dødsfallet inntraff, beregnet etter en referansedødelighetstabell. Sykelighet mens man er i live måles som *helsetap* (YLD), som er produktet av sykdomsforekomst (prevalens) i befolkningen og sykdommens helsetapsvekt. Helsetapsvekten er et tall mellom 0 («helt frisk») og 1 («død») som uttrykker størrelsen på helsetapet som er forbundet med sykdommen eller skaden. Sykdomsbyrde målene beregnes for ett kalenderår. Sykdomsbyrde defineres i form av *helsetap og tapte leveår*, og ikke etter hvorvidt sykdommene påvirker for eksempel inntekt, helsetjenestebruk eller produktivitet (Folkehelseinstituttet 2016).

DALY som mål på sykdomsbyrde har vært benyttet i en rekke år av Verdens helseorganisasjon (WHO) som mål på sykdomsbyrde. Dette er nå videreført i det

internasjonale sykdomsbyrdeprosjektet (*Global Burden of Disease study*, GBD) i regi av Institute for Health Metrics and Evaluation (IHME) ved Universitetet i Washington. FHI benytter DALY i nasjonale sykdomsbyrdeberegninger (Folkehelseinstituttet 2016), samt i tidligere beregninger av sykdomsbyrde for både trafikkstøy (Aasvang 2012) og luftforurensning (Aasvang et al. 2016). Mer om DALYs og metoden kan leses i disse rapportene fra FHI.

Metode og forutsetninger

For å beregne sykdomsbyrde som følge av flystøy har FHI brukt standard metodikk, en såkalt eksponeringsbasert tilnærming («*Pollutant-based approach*»). Mer om denne metodikken kan finnes i rapport fra FHI (Aasvang 2012) og WHO (WHO 2011).

FHI har basert sine estimater på oversikt over antall flystøyeksponeerte presentert i rapporten *Støykartlegging av Oslo Lufthavn* fra SINTEF (Randeberg and Granøien 2015). Vi har tatt utgangspunkt i beregningene av utendørs støynivå som viser antall eksponerte for L_{den} og L_{night} ved ulike nivåer i 5 dB intervaller for 2013 som ved beregningstidspunktet var «dagens situasjon» samt prognose for 2020 for ulike scenarioer (tabell 12-7 til 12-18). Det må presiseres at antall bosatte ikke er beregnet ut fra faktisk antall personer som bor i hver bolig, men ut fra et statistisk gjennomsnitt av antall personer som bor i ulike typer av boliger. Vi har tatt utgangspunkt i totalpopulasjonen som er inkludert i hver tabell, for beregning av andeler, da det ikke er angitt en totalpopulasjon innenfor et spesifikt angitt geografisk område.

Videre har vi i stor grad gjort beregninger av sykdomsbyrde som anbefalt i *Good practice guide on noise exposure and potential health effects* (European Environmental Agency 2010) og på tilsvarende måte som gjort av WHO (2011), med de samme forskningsbaserte funksjonene på sammenheng mellom flystøy og helseutfall.

DALY er summen av helsetap og tapte leveår (DALY = YLD + YLL). Siden vi her har valgt kun å inkludere støyplage og søvnforstyrrelser i sykdomsbyrdeberegningene, vil sykdomsbyrden uttrykt som DALY være ensbetydende med helsetapet (YLD) da bidraget fra tapte leveår (YLL) vil være null. For sterk støyplage og søvnforstyrrelser som følge av støy har vi benyttet tilsvarende helsetapsvekter som benyttet av WHO (WHO 2011), dvs. 0,02 for sterk støyplage og 0,07 for alvorlig søvnforstyrrelse. 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.

I begge rapportene som nevnt over (EEA, 2010 og WHO, 2011) er den store usikkerheten i sammenhengene for flystøy påpekt. Ingen av rapportene inkluderer imidlertid estimater for usikkerhetsintervallet for sammenhengene¹, noe FHI mener er en svakhet. Det er derfor ikke helt åpenbart hvordan usikkerhet i estimatene skal kvantifiseres. I tillegg til usikkerheten i estimatet for risiko mellom flystøy og helseutfall, er det også noe usikkerheter i estimering av antall eksponerte. Videre er det usikkerhet rundt helsetapsvektene som er benyttet til sykdomsbyrdeberegningene for plage og søvnforstyrrelser. For at DALY-beregningene skal gi noe i tillegg til beregningen av antall personer sterkt plaget eller sterk søvnforstyrret, må vektene være meningsfulle. Helsetapsvektene som er benyttet av WHO er 0,02 og 0,07 for henholdsvis det å være svært støyplaget og svært søvnforstyrret på grunn av støy. Andre plager og lidelser som er gitt tilsvarende alvorlighetsvekter, kan nevnes for sammenlignings skyld: mild grad av

¹ I rapporten fra EEA, Annex III (2010) er det oppgitt estimatene for andel svært støyplaget som følge av flystøy samt 95 % konfidensintervall, men kun for resultatene basert på nyere studier (etter 1996).

korsryggsmerter er gitt en helsetapsvekt på 0,020, mild angstlidelse 0,030 samt mildt og moderat hørselstap med øresus er gitt henholdsvis helsetapsvekter på 0,021 og 0,074 (Salomon et al. 2015).

WHO-rapporten baserte seg på eksponerings-responskurvene for støyplage og selvrapporterte søvnforstyrrelser for til dels eldre studier. Dette er de samme kurvene som presentert i figur 1 og 4 for henholdsvis andel svært støyplagede og andel svært søvnforstyrrede. Det påpekes at dette kan gi en underestimert av støyplage og søvnforstyrrelser, og i *Good practice guide on noise exposure and potential health effects* anbefales det å benytte sammenhengene for andel sterkt plagede fra nyere studier (EEA, 2010) som viser en høyere andel svært støyplagede ved samme støynivå. Siden andelen svært støyplagede som er estimert i rapporten fra SINTEF for OSL (Gelderblom et al. 2016) ligger nærmere kurven basert på de eldre studiene, har vi likevel valgt å legge denne til grunn for beregning av antall og andel sterkt støyplagede med tilhørende sykdomsbyrdeestimer i denne rapporten.

På grunn av usikkerhet på flere nivåer har vi derfor valgt å inkludere en usikkerhet på 50 % i beregningene av andel/antall svært støyplaget og svært søvnforstyrret og tilsvarende for sykdomsbyrdeestimatene (DALY).

Videre har vi gjort en enklere vurdering av risiko for hjerte- og karsykdom, hvor vi har estimert andel av hjerte- og karsykkelighet/dødelighet i befolkningen som kan tilskrives flystøyen. Innenfor rammen av dette prosjektet var det ikke mulig å hente ut data på prevalens av hjerte- og karsykdom og -dødsfall for befolkningen rundt Gardermoen. En annen viktig årsak til at vi ikke har inkludert hjerte- og karsykdom i sykdomsbyrdeberegningene er at slike estimer blir ytterligere usikre jo mindre geografisk område man inkluderer i beregningene. For risiko for innvirkning på læring hos skolebarn har vi kun gitt en kvalitativ vurdering (se kapittel om kognitive effekter på barn) og gjengir her kun estimer på antall barn/skoler utsatt for flystøy fra OSL.

Resultater

Oversikt over antall støyeksponerte i ulike 5 dB støyintervaller, beregnet antall og andel svært støyplaget og svært søvnforstyrret samt sykdomsbyrdeestimerer for ulike scenarier er vist i tabeller i Vedlegg 1.

Tar vi utgangspunkt i beregningene basert på prognose for 2020 viser disse at mellom omlag 500 og 1880 personer kan antas å være sterkt plaget av flystøy rundt Gardermoen. Basert på tilsvarende beregninger av antall eksponerte på natt er det estimert at mellom omlag 40 og 120 personer vil kunne oppleve sterk grad av søvnforstyrrelse som følge av flystøy. Dette tilsvarer en andel på mellom 5 % og 15 % av den befolkningen som er inkludert i beregningene. År med helsetap (YLD) er estimert å være mellom 10 og 40 for sterk støyplage og mellom 3 og 8 for søvnforstyrrelser.

Det er kun de som er sterkest plaget og opplever alvorlig grad av søvnforstyrrelser som teller med i disse estimatene. Betydelig flere vil oppleve moderate støy- og søvnplager som følge av flystøyen, men disse er altså ikke regnet med. Som tidligere påpekt er det stor usikkerhet knyttet til eksponerings-respons-sammenhengene for flystøy. Det er viktig at det tas høyde for den store usikkerheten i disse estimatene med hensyn på tolkningen og bruken av disse resultatene.

Andelen av hjerte- og karsykdom/dødelighet som kan tilskrives flystøy tilsvarende eksponeringssituasjon ved OSL vurderes som svært lav. Vi har vist et eksempel i Vedlegg 1 hvor vi har tatt utgangspunkt i prognose for antall støyutsatte i 2020. Det er også gjort beregninger for de andre scenarioene, som ikke viser store variasjoner i beregnet tilskrivbar andel. Våre beregninger viser en tilskrivbar andel på 0,2-0,7 %, dvs. at andelen av hjerte- og karsykdom som skyldes flystøy er i størrelsesorden 0,2-0,7 %. Det er verdt å presisere at denne andelen er beregnet på bakgrunn av den totale befolkningsstørrelsen som er inkludert i støyberegningene, og ikke innenfor et nærmere angitt geografisk område som kommune, fylke eller for hele landet som er vanlig i slike beregninger. Dersom man utvider det geografiske område som inkluderes i beregningene, vil naturlig nok den tilskrivbare andelen bli lavere (flere mennesker totalt og flere som er utsatt for lave flystøynivåer ($L_{den} < 55$ dB)). Tidligere nasjonale beregninger for vegtrafikkstøy med tilsvarende metodikk viste en tilskrivbar andel på 0,5 %, det vil si at om lag en halv prosent av sykdomsbyrde knyttet til hjerte- og karsykdom i Norge kan være forårsaket av vegtrafikkstøy (Aasvang 2012). Det må presiseres at det er store usikkerheter i slike estimer, både med hensyn til eksponeringskarakterisering og risikoestimatene som er benyttet. Videre har vi valgt å benytte risikoestimer som baserer seg på studier av vegtrafikkstøy og risiko for iskemisk hjertesykdom. Det er langt færre studier som har undersøkt dette i befolkninger som hovedsakelig er eksponert for flystøy. Usikkerhetene her er relativt store, men det er biologisk plausibelt at flystøy også kan føre til forhøyet risiko for hjerte- og karsykdom, og det er holdepunkter for at spesielt nattstøy kan øke risiko for forhøyet blodtrykk (Evrard et al. 2017; Vienneau et al. 2015). Det er rimelig å anta at den tilskrivbare andelen av hjerte- og karsykdom og -død som skyldes flystøy for en befolkning med eksponeringsnivåer tilsvarende dem ved OSL, er lav og mest sannsynlig under 0,7 % innenfor beregningsområdet (støysonene).

Videre har vi fått opplyst av Ullensaker kommune at ingen skoler eller barnehager er innenfor rød sone ($L_{den} > 62$ dB), mens fire barnehager og en skole ligger innenfor gul flystøysone ($L_{den} > 52$ dB), noe som til sammen per juni 2017 er 400 barn. Gjennomgangen av litteraturen viser at negative virkninger på kognisjon og læring ikke kan utelukkes ved støynivåer som ligger innenfor eksponeringsintervallet for gul sone.

Luftforurensning ved Oslo lufthavn – vurdering av mulige helseskadelige effekter

Generell bakgrunn

Utendørs luftforurensning er et svært aktuelt helseproblem verden over med rundt 4,2 millioner for tidlige dødsfall. Det er beregnet at mellom 300 og 1900 dør for tidlig pga luftforurensning i Norge per år. Disse beregningene er hovedsakelig relatert til effekter av fint svevestøv (PM_{2,5}) på hjerte-/kar- og luftveissystemet. Andre typer luftforurensning kan imidlertid bidra ytterligere. Luftforurensning har blitt knyttet til astma, lungekreft, infeksjoner i luftveissystemet, høyt blodtrykk og hjerteinfarkt, men også til overvekt, diabetes og effekter på sentralnervesystemet. Mange av disse effektene kan utløses ved episoder med høy forurensning, men mer alvorlig regnes langvarig, vedvarende høye nivåer av luftforurensning som kan bidra til utvikling av sykdom. Vanligvis er friske personer lite mottagelige for helseeffekter utløst av luftforurensninger. Personer med allerede etablert sykdom, som astma og kronisk obstruktive lungesykdommer (KOLS), foruten hjerte- og karsykdom, er mest mottagelige for skadelige stoffer i utelufta (Folkehelseinstituttet 2013).

Det har vært fokusert mye på trafikkrelaterte utslipp av luftforurensnings-komponenter. Dette kan skyldes eksosutslipp (diesel), som gir økte nivåer av fint svevestøv (PM_{2,5}) og NO₂. Grovt svevestøv (PM_{10-2,5}) skyldes hovedsakelig vegslitasje, men slitasje på bremses og dekk kan også være en betydelig bidragsyter. Svoveldioksid (SO₂) er et problem mange steder i verden pga utslipp fra kull- og oljefyring, men i Norge regnes vanligvis ikke dette for et problem utenom på helt spesielle steder (Folkehelseinstituttet 2013).

I Norge har Miljødirektoratet og Folkehelseinstituttet gjennomgått den internasjonale kunnskapen om helseeffekter av luftforurensning og fastsatt «Luftkvalitetskriterier» for ulike komponenter i uteluft. Det angir nivåer hvor de fleste ikke vil få noen helseeffekter ved eksponering som er lavere enn disse. Myndighetene har videre etablert grenseverdier for eksponering av ulike luftforurensningskomponenter, som etter forurensningsloven ikke skal overskrides (https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2004-06-01931/KAPITTEL_3#KAPITTEL_3). Ved fastsettelse av grenseverdiene tas det økonomisk/administrative hensyn i tillegg til helsehensyn.

Kilder for utslipp av luftforurensning ved flyplasser

Utslipp fra flytrafikk- og flyplass-relaterte aktiviteter har fått økt oppmerksomhet i de siste årene, pga den sterkt økende veksten i flytrafikken. Dette ble oppsummert i en omfattende oversiktsartikkel av Masiol og Harrison (2014); «Aircraft engine exhaust emissions and other airport-related contributions to ambient air pollution: A review». Luftforurensningsnivåene rundt flyplasser kan skyldes direkte eksosutslipp fra flybensin, ulike flyplassrelaterte aktiviteter, og trafikk i området rundt og på tilførselsveier. Utslipp fra boligoppvarming i omliggende områder kan også bidra, og sist, men ikke minst kan langtransportert luftforurensning være svært viktig. Langtransportert luftforurensning kommer fra ikke-lokale kilder, og skyldes transport av forurensning fra mer fjerntliggende områder som andre deler av landet og kontinentet.

Utslipp fra flydrivstoff

Brennstoffet som brukes i fly består av kerosen-fraksjonen av tungolje, og utgjør den destillerte fraksjonen mellom bensin og diesel. Det finnes en lang rekke varianter av flybensin, som brukes ulike steder i verden, med noe forskjellige egenskaper. Drivstoffet består av tusenvis av forbindelser, mest ulike hydrokarboner. Forskjellige tilsetningsstoffer er også inkludert, slik som fenoler (anti-oksider) og dietylenglykol (for å hindre ising). Nylig er syntetiske drivstoff og biodrivstoff introdusert for å minske utslippet av klimagasser, og et spørsmål er hvordan dette påvirker lokal forurensning (Masiol and Harrison 2014).

Det meste av utslippene fra fly og flydrivstoff skjer mens flyene oppholder seg i høyden. Dette har imidlertid mindre konsekvenser for lokal luftforurensning. Mesteparten av bidraget til lokal forurensning skjer under start- og landingsfasen, enten fra selve drivstoffet eller fra bremsene på flyet. Slike forhold påvirkes av størrelsen/tyngden på selve flyet, vekt av drivstoff, bagasje og passasjerer. Fra flyene slippes det ut karbonmonoksid (CO) og nitrogenoksider (NO_x), hvorav en stor andel utgjøres av NO₂, mens en mindre andel utgjøres av salpetersyre, HNO₃. Svovelinnholdet i flybensin var tidligere høyt, noe som kunne medføre utslipp av SO₂ og sulfatpartikler. Innholdet av svovel i flybensin er imidlertid redusert de senere år, men det kan fremdeles registreres ved flyplasser og i omgivelsene rundt (Masiol and Harrison 2014). Enkelte steder i verden (Los Angeles, Hong Kong) er det rapportert at SO₂ kan brukes som en god eksponeringsmarkør for utslipp fra flyplasser. Andre steder overskygges disse utslippene av andre markante kilder for SO₂ (kullfyring, oljefyring). I Norge er innholdet av SO₂ i lufta generelt svært lavt, siden innholdet av svovel i bensin og diesel er ubetydelig, og bidrag fra kullfyring og oljefyring er nesten ikke-eksisterende. Det kan bare registreres forhøyede utslipp på enkelte industristeder i Norge. Utslippet av SO₂ kan være høyt fra båter.

Hvorvidt SO₂ og dannelsen av sulfatpartikler er en faktor på flyplasser i Norge er uklart.

Svevestøv («particulate matter», PM) er en viktig komponent i utslipp fra fly/flybensin. Vanligvis måles partikler som masse per kubikkmeter. Det rapporteres om svært varierende PM-utslipp fra flyeksos; fra 10 til 550 mg/kg brennstoff. PM fra flybensin kan foreligge både i damp- og partikkelform. Hvor stor andel disse to formene utgjør varierer, og avhenger av målemetode, avstand fra flymotor, tid etter utslipp, foruten meteorologiske forhold som temperatur, fuktighet, sollys og vind. Disse forholdene har stor betydning for partikkeldannelse og aggregering. Det er rapportert at mellom 40 og 80 % av total PM kan foreligge i dampformen 100-300 meter i vindretningen fra rullebanen på flyplasser. PM fra flyeksos inneholder en stor andel ultrafine partikler, de aller minste partiklene, med aerodynamisk diameter mindre enn 0,1 µm. Slike ultrafine partikler fra flyeksos vil som for andre forbrenningskilder vanligvis utgjøre mesteparten av partikkelantallet (mer enn 90 %) (Delhaye et al. 2017; Masiol and Harrison 2014). For nærmere omtale, se nedenfor.

Utslippet av ulike hydrokarboner som metan, alkaner, alkener, karbonyler og aromatiske forbindelser som benzen, toluene, etylbenzen, xylener og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er også aktuelle ved utslipp fra flydrivstoff (Masiol and Harrison 2014), men omtales bare i liten grad i denne rapporten.

Partikkelutslipp fra slitasje av bremses, dekk og asfalt

Slitasje av bremses på fly, flyhjuldekk og asfaltdekke på rullebanen kan også bidra til svevestøvet forårsaket av flyaktivitet, spesielt under landing. Analyser av støvet (PM₁₀) fra

rullebanen er rapportert å inneholde høye konsentrasjoner av støv fra bremseskivene (Cu (Kobber); Sb (Antimon)) og fra flyhjuldekkene, med organiske stoffer og metaller (Ba (Barium), Zn (Sink), Mo (Molybden)). Partiklene som frigjøres er små, og er vist å ha en bimodal fordeling, med topper på 10 og 50 nm. Ved flyplassen Gatwick i London er det rapportert om årlige utslipp av 4,5 og 22 tonn PM₁₀ fra henholdsvis flybremses og -dekk, som utgjorde henholdsvis 12 og 60 % av det totale flyrelaterte utslippet. Disse utslippene vil nok variere betydelig og avhenge av mange faktorer, slik som fart ved landing, vekt og antall hjul, bremsemateriale av karbon eller stål, og egenskaper ved rullebanen (lengde, værforhold). Svevestøv fra asfalten vil avhenge av steintype som er brukt (som kvarts og feltspat) og vil også inneholde ulike metaller (Mn (Mangan), Ni (Nikkel), V (Vanadium), Zn (sink)) (Masiol and Harrison 2014).

Utslipp fra andre flyplassrelaterte aktiviteter

Det finnes ulike typer kjøretøy på flyplasser, noen fyller på drivstoff, noen transporterer bagasje eller passasjerer; og utslipp fra disse kan bidra relativt mye til den totale luftforurensningen på flyplasser. En oversikt som inkluderer over 300 flyplasser i USA har vist at kjøretøyer som fyller flyene med drivstoff bidro til 10-15 % av det totale flyrelaterte CO-utslippet, og mellom 15 og 30 % av utslippene for NO_x og SO_x. På store flyplasser er det rapportert at kjøretøyer som transporter bagasje og passasjerer kan bidra til opp imot 60 % av det totale utslippet på flyplassen. Andre studier har imidlertid vist adskillig lavere bidrag for slike kjøretøy (Masiol and Harrison 2014).

Spredning og nivåer av luftforurensning i nærheten av flyplasser

Et kritisk punkt er hvilke nivåer av ulike luftforurensningskomponenter som foreligger på flyplasser og i omgivelsene rundt. I en studie av Jung og medarbeidere (Jung et al. 2011) ble konsentrasjonene av benzen, toluen, ethylbenzen og o-, m- og p-xylen (BTEX) målt ved 15 boliger (personbårne målere) i nærheten av (0,8-4,5 km unna) en flyplass i New Jersey, USA, (med 550 landinger/avganger per dag), og sammenlignet med de konsentrasjonene som ble funnet ved enden av rullebanen og i et fjernere kontrollområde (12 km unna, men ved en highway). Gjennomsnittskonsentrasjonene målt over 2 døgn var 0,84; 3,76; 0,39; 1,22; og 0,39 µg/m³ ved boligene, mot 0,84; 3,21; 0,30; 0,99 og 0,34 µg/m³ ved rullebanen, og de var ikke signifikant forskjellige. Nivåene var imidlertid høyere enn i kontrollområdet (0,48; 1,09; 0,15; 0,78 og 0,43 µg/m³).

Svevestøv og NO₂ er målt på ulike flyplasser verden rundt. I en dansk rapport om København lufthavn er eksempelvis luftkvaliteten målt på 3 steder; ved bagasjebåndet, og to steder nær rullebanene, hvorav ett sted nær boligbebyggelse (The Danish Ecocouncil 2012). Dette er sammenlignet med en svært trafikkert gate i København, og et sted ute på landet. For NO₂ lå de årlige gjennomsnittsnivåene ved rullebåndet på 24 µg/m³, ved nærmeste bebyggelse på 16 µg/m³, betydelig under den trafikkerte gata i København (56 µg/m³) og noe over målestasjonene på landet (11 µg/m³). For PM_{2,5} var de respektive nivåene på 17, 16, 17 og 13 µg/m³, og dermed ganske like. Dette at PM_{2,5}-nivåene ved flyplassen ikke var så mye høyere enn nivåene på målestasjonene på landet, understreker betydningen av langtransportert svevestøv, men også at nivåene ved flyplassen og i trafikkerte områder i København var ganske like.

Luftforurensning ved flyplasser og helse

Som beskrevet ovenfor kommer luftforurensningen ved flyplasser fra ulike kilder, og dette har betydning for både nivåer og sammensetningen av luftforurensningen. På selve

flyplassene og i nærheten vil det være ulike flyplassrelaterte kilder som kan bidra i tillegg til selve flyene. Lenger unna vil det være nedfall av svevestøv fra flyeksos som er viktigst. Spørsmålet er hvordan flyaktiviteten bidrar til luftforurensningen i nærliggende boligområder, sammenlignet med bidragene fra vegtrafikk nær flyplassen, lokal boligoppvarming og langtransportert luftforurensning.

Det er vist at eksos fra flydrivstoffet (kerosen) kan gi akutte eller vedvarende neurotoksiske effekter fra akutt, subkronisk eller kronisk eksponering av mennesker og dyr; selv om dette ikke er vist ved de aktuelle konsentrasjonene som foreligger ved flyplasser (Masiol and Harrison 2014; Ritchie et al. 2001). Luftforurensningen er høyest nær selve kildene på flyplassen, og den største faren for skadelige helseeffekter er yrkeseksponering. Dette er vist for personale på flyplasser og mannskap på fly (Cavallo et al. 2006; Masiol and Harrison 2014; Schindler et al. 2013). I en studie av personale på flyplassen ble eksponeringen for polysykliske hydrokarboner (PAH) målt, og ble rapportert å være forbundet med en økning i en markør for genskade (søsterkromatid-utbytte). Betydningen for helseskade (slik som kreft) av dette ble ikke kvantifisert (Cavallo et al. 2006). Passasjerer i ventehallene kan også påvirkes, men da vil eksponeringen være mer kortvarig (Liyasova et al. 2011). I oversiktsartikkelen til Masiol og Harrison 2014 refereres det videre til en studie av Barrett som har beregnet 8000 tilfeller per år av for tidlig død på grunn av utslipp fra fly i store høyder, og at dette utgjør 80 % av den totale effekten av flytrafikken på verdensbasis (Barrett et al. 2010). Videre at dette utgjør 1 % av de totale for tidlige dødsfallene pga luftforurensning fra alle kilder. FHI mener at det er store usikkerheter i disse beregningene. I denne rapporten fokuseres det imidlertid ikke på mulige skadelige helseeffekter for arbeidstakere eller passasjerer på fly og flyplasser, eller skadelige effekter pga flyvning i store høyder, men på mulige helseskader på befolkningen rundt flyplassen.

I oversiktsartikkelen til Masiol og Harrison (2014) diskuteres de potensielle helseeffektene av utslipp fra fly/flyplasser på den generelle befolkningen i de nære omgivelsene. Behovet for mer kunnskap om situasjonsbildet etterlyses. Det refereres imidlertid til ulike beregninger av for tidlige dødsfall pga luftforurensningsutslipp fra flyplasser i USA. En studie beregnet 160 (90 % KI: 64-270) for tidlige dødsfall pga eksponering av befolkningen for svevestøv (PM) som følge av flyaktiviteten

(«landing-take off») nær 325 flyplasser (Rattliff et al. 2009). I en studie av 99 flyplasser ble det beregnet 75 for tidlige dødsfall pga utslipp fra flytrafikken i 2005 (Levy et al. 2012). I en tredje studie ble det beregnet 195 (90 % KI: 80-340) for tidlige dødsfall, og anslått en dobling fram til 2018 pga økende flyaktivitet (Ashok et al. 2014). I en fjerde studie ble det utført beregninger for tre ulike flyplasser i USA, og anslått i størrelsesorden mellom 5 og 15 for tidlige dødsfall ved hver flyplass (Arunachalam et al. 2011). I en femte studie fra USA er den relative risikoen for sykehusinnleggelse beregnet til rundt 1,4 (40 % økning) for innbyggerne som bor mindre enn 8 km fra en flyplass, sammenlignet med innbyggere som bor lenger unna (Lin et al. 2008).

I en undersøkelse fra Storbritannia ble det beregnet 110 (90 % KI: 72-160) for tidlige dødsfall per år pga utslipp fra flyplasser, basert på data fra 2005. Det ble anslått at 65 % av dette kunne forhindres ved overgang til drivstoff med lavt svovelinnhold eller ved å elektrifisere forsynings-/tilbringerkjøretøy samt en del andre tiltak på bakken (Yim et al. 2013). Det er også foretatt beregninger av for tidlig død til 16 000 (90 % KI: 8 300-24 000) per år som skyldes utslipp fra flytransport globalt (Yim et al. 2015).

Utslipp av ultrafine partikler fra flyaktivitet: potensielle helseeffekter?

Helseeffekter og regelverket vedrørende svevestøv er relatert til massen (vekten) av partiklene. Fra eksperimentelle studier er det imidlertid kjent at ultrafine partikler (UFP) kan være ansvarlig for en stor del av effekten av PM_{2,5} og PM₁₀. Massen/vekten av UFP er som oftest neglisjerbar. Derfor måles som oftest ikke UFP som massekonsentrasjon (i µg/m³ slik det gjøres for PM₁₀ og PM_{2,5}), men som antall partikler per m³ luft.

Antallskonsentrasjon i et luftvolum betegnes som PNC (partikkelantallskonsentrasjon). Siden utslippet fra flyeksos synes å bestå av en større andel UFP enn for dieseleksos fra biler, er det sannsynlig at utslipp fra flyplasser kan påvirke PNC i mye større grad enn de påvirker massekonsentrasjonen. Oppholdstiden i luft for en partikkelmasse har stor betydning for PNC, siden partiklene etter hvert agglomererer (slår seg sammen) og dermed øker i diameter og reduseres i antall. Nærheten til utslippskilden har derfor stor betydning for partikkelantallet. For avgass fra forbrenning vil diameter med flest antall partikler endres fra rundt 10 nm til 25 nm på under 60 minutter (Nieminen et al. 2014). En rekke nye studier av total partikkelantallkonsentrasjon og størrelsesfordelt partikkelantall viser til forhøyde konsentrasjoner av PNC rundt flyplasser og kan indikere potensielle uønskete helsemessige konsekvenser (Keuken et al. 2015; Masiol and Harrison 2014).

I den tidligere omtalte rapporten fra København lufthavn (The Danish Ecocouncil 2012), er det også målt UFP. Antallet UFP ved bagasjerullebånd og ved rullebanen nær bebyggelse ble sammenlignet med antall UFP i en trafikkert gate i København og en målestasjon på landet. Antallet UFP ved rullebåndet var 3 ganger så høyt som i København, selv om massen av PM_{2,5} var omtrent lik. Videre var antallet UFP ved nærmeste bebyggelse til flyplassen i samme størrelsesorden som i den trafikerte gata i København. Dette betyr at sammensetningen av svevestøvet er annerledes på flyplassen enn ved boligmiljøet rundt flyplassen og i bymiljø preget av trafikk.

Ved Schiphol flyplass i Amsterdam ble det i 2015 gjennomført en måleserie (med timesmidler) av UFP og gjort beregninger av PM₁₀-konsentrasjonene ut fra meteorologiske data og flyaktivitet. En fordelingsfaktor for PM₁₀ versus UFP ble fastsatt; dvs at 1 µg/m³ PM₁₀ tilsvarte omtrent 400 000 UFP/cm³. Bidraget til total UFP fra flyene varierte mellom 10 og 40 % på årsbasis på forskjellige steder. Ved boligene tettet til Schiphol ble det årlige bidraget beregnet til omtrent 10 000 UFP/cm³, og i 5 % av tiden til 50 000 UFP/cm³ (ERBRINK STACKS CONSULT 2015). For å belyse de helsemessige konsekvensene av dette er det nå satt i gang et større forskningsprosjekt i Nederland ved Flemming Cassee og medarbeidere ved det nederlandske folkehelseinstituttet, RIVM. Dette arbeidet vil FHI følge med på.

NILU-rapport om luftforurensningsnivåer ved OSL

Beregninger av luftforurensningsnivåer ved flyplassen

NILU har på oppdrag fra Oslo lufthavn AS/Avinor utarbeidet en grundig rapport med vurdering av luftkvaliteten rundt OSL (Tønnesen et al. 2016). Det er også beregnet hvordan utviklingen anses å bli i perioden 2015-2030. Luftforurensningen er vektlagt, men eventuelle luktp problemer er også diskutert. I sammendraget av rapporten fra NILU sies følgende:

Luftkvalitetsvurdering ved flyplassen

Beregning av luftforurensninger er foretatt i et modellområde på 9 x 12 km rundt OSL. For NO₂ viser beregningene at de mest belastede områdene inne på flyplassen, er på omtrent samme nivå som beregninger for sentrumsområder i middelstore byområder i Norge. Årsmiddelkonsentrasjonene ligger imidlertid under konsentrasjoner som kan finnes i byer som Oslo og Bergen, og også under grenseverdien for NO₂.

NO₂ er den luftforurensningskomponenten som i størst grad synes å påvirkes av flyaktiviteten, og inne på flyplassen synes flyaktiviteten å være den dominerende kilden. I boligområdene rundt bestemmes NO₂-nivåene imidlertid i større grad av vegtrafikk til og fra flyplassen. Beregningene viser at årsmiddelbelastning av NO₂ fra flyutslipp er litt større på Sessvollmoen enn på Sand, og litt større på Sand enn i Teigebyen. For høye timemiddelkonsentrasjoner av NO₂ er bidraget fra flyutslipp størst på Sand, om lag det dobbelte av bidraget i Teigebyen, og tre ganger så stort som på Sessvollmoen. Forskjellen i belastning for årsmiddelkonsentrasjon og timemiddel-konsentrasjon har sammenheng med hvilke vindretninger som forekommer og spredningsforhold. Bidragene fra vegtrafikk er størst i den nordvestre del av Sand. I Teigebyen og på Sessvollmoen er bidraget fra vegtrafikk større enn bidraget fra fly. Langs E16 inn mot flyplassen er imidlertid 90 % av vegtrafikken knyttet til virksomhet ved lufthavnen, så virksomheten ved flyplassen har stor betydning også for belastningen fra vegtrafikken. I boligområdene med høyest samlet konsentrasjon, på Sand og vest for flyplassen, er relative konsentrasjonsbidrag til årsmiddelverdi fra flyutslipp 9 % og 29 %, fra utslipp av flyplass-relatert bakkeaktivitet 3 % og 1 %, og fra vegtrafikk 24 % og 35 %.

For partikler (PM₁₀ og PM_{2,5}), målt som massekonsentrasjon, er bidragene i boligområdene dominert av kilder utenfor området. Beregningene for PM₁₀ og PM_{2,5} viser at det største bidraget kommer fra bakgrunnsbelastningen. I boligområdene rundt flyplassen er bidrag til årsmiddelkonsentrasjon av PM₁₀ fra vegtrafikk og boligoppvarming samlet 8 % på Sand og vest for flyplassen, 6 % på Sessvollmoen og 3 % i Teigebyen. Bidrag til den 8.de høyeste døgnmiddelkonsentrasjonen er noe større; 15 % på Sand, Sessvollmoen og vest for flyplassen, og 9 % i Teigebyen.

Andre luftforurensningskomponenter ved flyplassen

I NILU-rapporten er det ikke beregnet konsentrasjon av andre aktuelle komponenter, som CO, flyktige organiske forbindelser (VOC), PAHer og sulfat/SO₂. Disse er også aktuelle i forbindelse med utslipp fra flyeksos.

Vurdering av potensielle uønskede helseeffekter hos befolkningen rundt OSL

FHI har vurdert de helsemessige effektene av beregningene som er foretatt i NILU-rapport for 2015, og også de framskrivningene som er foretatt med økt flyaktivitet fram til 2030 (Tønnesen et al. 2016). Vi legger til grunn at forutsetningene for beregningene er foretatt på en forskriftmessig måte og er riktige. I rapporten deles det inn i utslipp fra selve flyaktiviteten, utslipp fra bakkeaktivitet på flyplassen, trafikken på veier rundt og til flyplassen, boligoppvarming og også bakgrunnsnivåer som skyldes langtransportert forurensning. Beregningene er foretatt for NO_x med hensyn til årsmidler og timesmidler, og med omregning til NO₂. Videre er det foretatt beregninger for PM₁₀ og PM_{2,5} for årsmidler og døgnmidler. Disse beregningene, på ulike steder på selve flyplassen og i nærliggende boligområder, ble relatert til grenseverdier og «gamle» nasjonale mål for år, døgn og timer (der det forelå). Vi relaterer også til luftkvalitetskriterier for de ulike komponentene. Disse kriteriene er fastsatt kun på helsefaglige vurderinger, og angir

verdier som skal beskytte også de mest følsomme individer som astmatikere og hjerte- og karpasienter. Nedenfor diskuteres komponent for komponent. Kunnskapsgrunnlaget for fastsettelse av luftkvalitetskriterier vurderes regelmessig for å se om det er fremkommet ny kunnskap som gir grunnlag for endringer av kriteriene. Høsten 2017 vil kunnskapsgrunnlaget for NO₂ gjennomgås på nytt.

Nitrogendioksid (NO₂)

NO_x/NO₂-årsmiddel. For NO_x er årsmidlene ved OSL beregnet til mellom 6 og 10 µg/m³, med litt høyere nivåer ved flyplassen enn i boligområdene. Nivåene av NO₂ regnes å utgjøre ca 80 % av NO_x -nivåene. De beregnede NO₂-nivåene ligger således godt under grenseverdier og luftkvalitetskriteriet for årsmidler av NO₂ som begge er på 40 µg/m³. Dette betyr at ingen forventes å oppleve helseeffekter av langvarig eksponering for NO₂. Til sammenligning lå årsmidlene (2015-verdier) i Oslo fra 27 til 53 µg/m³, adskillig høyere enn ved OSL. Størsteparten av NO₂-konsentrasjone som forekommer i boligområdene ved

OSL skyldes langtransportert forurensning. Relativt mye skyldes trafikken i området (tilførelsesveg til flyplassen) og relativt lite selve flyaktiviteten. Bidraget fra bakkeaktiviteten på flyplassen er beregnet til å være minimalt (Tønnesen et al. 2016).

NO_x/NO₂-timesverdier. Det tillates ikke mer enn 18 overskridelser av en timesverdi på 200 µg/m³ NO₂ for å overholde grenseverdien i Norge. For å beskytte befolkningens helse er luftkvalitetskriteriene satt til 100 µg/m³. I NILU-rapporten er ikke timesmidlet regnet i forhold til grenseverdien eller luftkvalitetskriteriet, men i forhold til den 9. høyeste årlige timesmiddelkonsentrasjon for NO_x (relatert til et tidligere nasjonalt mål). Denne verdien er beregnet til mellom 100 og 210 µg/m³, med de høyeste verdiene på selve flyplassen og de laveste på boligområdet ved Teigebyen og riksveg 120. Ved boligområdet på Sand ligger NO_x-verdien på ca 150 µg/m³. Den beregnede NO₂-konsentrasjonen angis i NILU-rapporten til å være 90 µg/m³ som tilsvarer den høyeste NO_x -verdien på 210 µg/m³. Dette betyr at de beregnede NO_x/NO₂-verdiene i de nærmeste boligområdene overholder grenseverdiforskriften med god margin. Det kan imidlertid ikke utelukkes helseeffekter hos sårbare grupper, siden luftkvalitetskriteriet sannsynligvis blir overskredet. Vedrørende kilden for NO₂-nivåene ved Sand synes flyaktiviteten å bidra relativt mye, og i samme størrelsesorden som trafikken til og fra flyplassen, mens langtransportert forurensning betyr noe mindre. Bidraget fra bakkeaktiviteten er lite (Tønnesen et al. 2016).

Fint svevestøv - PM_{2,5}

PM_{2,5}-årsmiddel: For PM_{2,5} er årsmidlene beregnet til under 5 µg/m³, både på flyplassen og i nærliggende boligområder. Til sammenligning lå årsmidlene (2015-verdier) i Oslo på 7-9 µg/m³. De beregnede PM_{2,5}-nivåene ved OSL ligger således en god del under grenseverdier, og også under luftkvalitetskriteriet/det nye helsebaserte nasjonale mål for årsmidler av PM_{2,5} på henholdsvis 15 µg/m³ og 8 µg/m³.

Dette tilsier at det ikke forventes uønskede helseeffekter ved de konsentrasjoner som forekommer ved OSL. Det er imidlertid noe usikkerhet om hvilke helseeffekter som kan forekomme ved så lave konsentrasjoner, under 8 µg/m³. Dette prøver en å belyse i et større internasjonalt prosjekt, hvor også FHI deltar. I NILU-rapporten er det beregnet at så å si hele PM_{2,5}-forurensningen skyldes bakgrunnsnivåer (dvs langtransportert forurensning). Boligoppvarmingen bidrar noe i de nærliggende boligområdene, trafikken bidrar litt og flytrafikken lite til ingenting.

PM_{2,5}-døgnmidler: For PM_{2,5} er det ikke fastsatt noen grenseverdier for døgnmidler, men luftkvalitetskriteriet er fastsatt til 15 µg/m³. Det 8. høyeste døgnmidlet er litt i overkant av denne verdien. Det høyeste døgnmiddelet vil være høyere, men uansett synes PM_{2,5}-nivåene å være lave og ikke i særlig grad overskride luftkvalitetskriteriet. Ved disse nivåene kan vi ikke helt utelukke helseeffekter hos spesielt sårbare personer. Mesteparten av PM_{2,5} skyldes langtransportert forurensning, noe skyldes boligoppvarming (mest markert ved Sand, Riksveg 120 og Sessvollmoen), litt skyldes trafikken og nesten ingenting flytrafikken. Mønsteret er ikke uventet, men bidraget fra flytrafikken er mindre enn FHI hadde forventet.

Svevestøv - PM₁₀

PM₁₀-årsmiddel: For PM₁₀ ligger de beregnede årsmidlene også lavt både på flyplassen og i nærliggende boligområder; mellom 6 og 7 µg/m³. Til sammenligning lå årsmidlene (2015verdier) i Oslo fra 14 til 24 µg/m³. PM₁₀-verdiene ved OSL ligger også godt under både grenseverdien og luftkvalitetskriteriet/helsebaserte nasjonalt mål for årsmidler av PM₁₀ på henholdsvis 25 µg/m³ og 20 µg/m³. Dette betyr at PM₁₀ ikke forårsaker helseeffekter ved langvarig eksponering. Bakgrunnskonsentrasjonen (langtransportert forurensning) er helt dominerende overalt, mens en liten del skyldes boligoppvarming og trafikk. Dette gjelder spesielt på selve flyplassen, og i boligområdene ved Sand og Sessvollmoen. Flyaktiviteten og bakkeaktiviteten er beregnet å gi helt minimale bidrag og mindre enn FHI hadde forventet (Tønnesen et al. 2016).

PM₁₀-døgnmidler: For PM₁₀ er luftkvalitetskriteriet for døgn på 30 µg/m³, og grenseverdiforskriften tillater ikke mer enn 30 overskridelser av 50 µg/m³. For PM₁₀ er det 8. høyeste døgnmidlet beregnet til å ligge mellom 17 µg/m³ og 20 µg/m³ ved OSL og i områdene rundt. Dette innebærer at de beregnete nivåene overholder grenseverdiforskriften med god margin. Ut fra rapporten kan vi ikke si om luftkvalitetskriteriet kan overskrides på en eller flere dager, men sannsynligvis vil døgnverdiene av PM₁₀ føre til lite eller ingen helseeffekter. Som for årsmidler av PM₁₀ er bakgrunnskonsentrasjonen for døgnmidler dominerende, men boligoppvarmingen kan også bidra noe, og spesielt ved Sessvollmoen og Sand. Bidraget fra trafikk er litt mindre enn boligoppvarmingen, og varierer litt i de ulike boligområdene. Utslippet fra flyaktiviteten og bakkeaktiviteten på flyplassen synes å bidra helt minimalt (Tønnesen et al. 2016).

Modellering versus målestasjoner

NILU-rapporten er basert på modellering ut i fra utslippstall fra de ulike kildene. Slik modellering er nødvendig da en ikke kan ha målestasjoner overalt. I NILU-rapporten har en sammenlignet modelleringen av årsmidler for PM_{2,5} med direkte målinger. Dette er utført i et beregningspunkt på flyplassen. Her måles en observert middelkonsentrasjon på 10,4 µg/m³ PM_{2,5} og en modellert konsentrasjon på 7,5 µg/m³ PM_{2,5} (72 % av observert verdi) over en viss tidsperiode. Dette indikerer en viss underestimering ved modelleringen, antagelig pga underestimering av bakgrunnskonsentrasjonen.

Utslipp av ultra-fine partikler (UFP)

UFP-nivåer er ikke målt i NILU-rapporten om luftforurensning ved OSL (Tønnesen et al. 2016). Per i dag foreligger det heller ikke grenseverdier eller luftkvalitetskriterier for UFP, da kunnskapsgrunnlaget ikke er tilstrekkelig til å kunne tallfeste noe akseptabelt nivå. Behovet for regulering av UFP diskuteres imidlertid kontinuerlig, og det kan ikke utelukkes at det i fremtiden vil komme grenseverdier for UFP i uteluft. Som det fremgår av bakgrunns litteraturen synes eksos ($PM_{2,5}$) fra fly å inneholde langt mer UFP enn ved tilsvarende masse av $PM_{2,5}$ i dieseleksos fra biler. Selv om det i NILU-rapporten fremkommer at nivåene av $PM_{2,5}$ og PM_{10} ved OSL og i de nærliggende områdene er svært lave basert på masse, kan det ikke helt utelukkes at et stort antall UFP likevel kan utgjøre et potensielt helseproblem. FHI følger fagfeltet kontinuerlig, og er kjent med at betydningen av UFP ved flyplasser studeres i et prosjekt ved Schiphol lufthavn i Nederland. Dersom fremtidig ny kunnskap skulle tilsi det, bør den mulige helsemessige betydningen av UFP ved OSL undersøkes nærmere.

Andre luftforurensningskomponenter

Det er ikke beregnet nivåer av andre mulige skadelige luftforurensningskomponenter som sulfater, CO, VOC og PAH ved OSL, og det er derfor ikke mulig å vurdere potensielle helseskadelige effekter av disse.

Utvikling fra 2015 til 2030

I NILU-rapporten er det foretatt framskriving av aktiviteter knyttet til flyplassen til 2030 på bakgrunn av prognoser gitt i OSL Masterplan 2012-2050. Her forutsettes det en økning i flyaktiviteten på 34 % fra 2015 til 2030. Framskrivningene viser likevel at teknologiske forbedringer medfører en reduksjon av NO_2 -konsentrasjonen på mellom 5 og 25 % - og for $PM_{2,5}$ på mellom 2 % og 6 % fram til 2030. For PM_{10} er det derimot beregnet en økning på opptil 4 %. Denne økningen er knyttet til økning i vegtrafikk, og forutsetter at den nåværende bruk av piggdekk i vintersesongen ikke endres. Økningen er størst nær E6 (øst for flyplassen). Reduksjon av NO_x -utslippet er størst fra vegtrafikk (45 %), dernest fra bakkeaktivitet ved flyplassen (33 %) og minst for utslipp fra fly (6 %). FHI tar beregningene til etterretning. Vi vil likevel kommentere at beregninger for slike tekniske forbedringer svært ofte avviker sterkt fra det som skjer i virkeligheten.

Forekomst av lukt ved flyplassen

Spredningsberegninger av utslipp av hydrokarboner fra fly og bakkeaktivitet på flyplassen viser at konsentrasjonsnivåer av hydrokarboner over lukteterskelen kan forekomme på tidsskala minutt og med begrenset romlig utbredelse. Beregningene viser at det største bidraget til hydrokarbonkonsentrasjoner i luft fra virksomheten på flyplassen kommer fra fly i taxi-modus. Andre utslipp av luktende stoffer er ikke kartlagt. For områder utenfor flyplassen indikerer modellresultatene at det er ved boligområder vest for flyplassen og Sand at lukt oftest kan opptre. Dersom lukt rundt flyplassen skyldes komponenter i jetdrivstoff, må luktterskelen overstiges svært mye før komponentene som lukter gir direkte helseskadelige effekter. Lukt utgjør imidlertid en helseplage i seg selv og bør tas på alvor.

Samlet vurdering - luftforurensning og helse ved Oslo lufthavn (OSL)

FHI er bedt om å vurdere risikoen for helseskadelige effekter som kan skyldes luftforurensning rundt OSL. I fokus står først og fremst direkte utslipp fra selve

flyaktiviteten, men også utslipp som skyldes ulike bakkeaktiviteter på flyplassen. I tillegg vil trafikken til og fra flyplassen også være av betydning.

Det foreligger en del internasjonale studier som har rapportert at flyaktivitet viser sammenheng med tilfeller av for tidlig død i områdene rundt flyplasser. Studiene er hovedsakelig fra USA, og én studie er fra Europa. Tallmaterialet varierer, men er i størrelsesorden 0,3-15 for tidlige dødsfall per flyplass per år. Variasjonene avhenger formodentlig av flyplassens størrelse og plassering, foruten beregningsmåte. Studiene har bare inkludert dødelighet, og ikke sykdom og plagethet. Disse observasjonene kan ikke direkte overføres til områdene rundt OSL.

For risikovurderingen baserer FHI seg på den nylige rapporten utgitt av NILU som har beregnet luftforurensningssituasjonen rundt OSL i 2015. Denne rapporten viser at de beregnede årsmidlene av NO_2 ved OSL ligger godt under grenseverdier/luftkvalitetskriterier på $40 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Årsmidlene for $\text{PM}_{2,5}$ ved OSL er beregnet til under $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ og ligger godt under grenseverdien og luftkvalitetskriteriene/nasjonale mål på henholdsvis 15 og $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Årsmidlene for PM_{10} ved OSL ligger på $6-7 \mu\text{g}/\text{m}^3$, og adskillig lavere enn grenseverdier og luftkvalitetskriterier/helsebaserte nasjonale mål på henholdsvis 25 og $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$. Luftforurensningen ved OSL og nærliggende boligområder synes lav sammenlignet med mange andre flyplasser, som København lufthavn og Schiphol, Nederland. Både NO_2 - og svevestøvnivåene ligger også godt under nivåene i Oslo.

Mesteparten av NO_2 -konsentrasjonen i boligområdene skyldes langtransportert forurensning (fra andre områder i Norge og kontinentet). Relativt mye skyldes likevel biltrafikken i området og relativt lite selve flyaktiviteten. I NILU-rapporten er det beregnet at så og si hele $\text{PM}_{2,5}$ -forurensningen skyldes bakgrunnsnivåer (dvs langtransportert forurensning). Boligoppvarmingen bidrar noe i de nærliggende boligområdene, trafikken litt og flytrafikken lite til ingenting. For PM_{10} er bakgrunnskonsentrasjonen (langtransportert forurensning) også helt dominerende overalt, mens en liten del skyldes boligoppvarming og trafikk. Flyaktiviteten og bakkeaktiviteten er beregnet å gi helt minimale bidrag.

Samlet sett vurderer FHI at nivåene av NO_2 , $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} ved Oslo lufthavn er så lave at dette vil ha liten betydning for helsen til befolkningen i nærområdene. Videre synes utslippene fra flyene eller flyplassrelatert aktivitet å bety lite for de beregnede nivåene i nærområdene, og da spesielt for $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} . De største kildene synes å være langtransportert forurensning, og i noen grad utslipp fra trafikk og boliger. Den samme vurderingen kan etter FHIs vurdering gjøres ved en eventuell utbygging av en tredje rullebane, gitt at beregningene utført i den refererte NILU-rapporten er riktige.

FHI vil likevel ta et forbehold. Utslipp fra flybensin gir partikler med mindre størrelse enn utslipp fra dieseleksos. Fra andre flyplasser verden rundt er det rapportert at antallet ultra-fine partikler i nærområdene til flyplasser kan være betydelig forhøyet. Det er også et spørsmål om de ultra-fine partiklene fra flyeksos har en annen og mer helseskadelig kjemisk sammensetning enn dieseleksos fra biler. Selv om flytrafikken synes å bidra minimalt til $\text{PM}_{2,5}$ og PM_{10} -nivåene i de nærliggende boligområdene ved OSL, kan antallet ultra-fine partikler likevel være høyt. Det er ikke avklart hvilke konsekvenser den relativt høye andelen av ultra-fine partikler rundt flyplasser vil kunne ha for helseskadelige effekter på befolkningen i nærområdene. Mer forskning trengs for å avklare dette.

Konklusjon – helseeffekter av flystøy og luftforurensning

Helserisikovurdering basert på kunnskapsstatus i den internasjonale forskningslitteraturen og beregnede støynivåer ved OSL viser at mellom 500 og 1880 personer kan forventes å være sterkt plaget av flystøy ifølge prognoser for år 2020. Om lag 40 til 120 personer vil kunne oppleve sterk grad av søvnforstyrrelser som følge av flystøy. Dette tilsvarer en andel på mellom 5 og 15 % av befolkningen som er inkludert i beregningene. Betydelig flere vil kunne oppleve moderate støy- og søvnplager som følge av flystøyen. Estimert sykdomsbyrde knyttet til hjerte- og karsykdom som følge av flystøy er lav. Det understrekes at disse tallene er estimerer bygget på en rekke antagelser og forutsetninger, og derfor beheftet med usikkerhet. Når det gjelder virkninger på barns kognisjon og læring, indikerer noen studier at effekter kan påregnes i gul støysone, mens det i andre studier først er identifisert kognitive virkninger ved høyere støynivåer. Så lenge det er indikasjoner på en lineær effekt, og man mangler kunnskap om en terskeeffekt, er det Folkehelseinstituttets holdning at det er grunn til å anvende et føre-var prinsipp når det gjelder mulige negative virkninger av flystøy på barns læring ved de nivåer man har i gul støysone. Ingen skoler eller barnehager i Ullensaker kommune ligger innenfor rød støysone, mens fire barnehager og en skole ligger innenfor gul flystøysone, noe som til sammen per juni 2017 er 400 barn. Risikovurdering basert på kunnskapsstatus i den internasjonale forskningslitteraturen og beregnede luftforurensningsnivåer ved OSL viser at luftforurensningsnivåene ved OSL ligger godt under grenseverdier og luftkvalitetskriterier. Samlet sett vurderer FHI at luftforurensning knyttet til flyplassen vil ha liten betydning for befolkningens helse. Mulige helseeffekter kan likevel ikke helt utelukkes, da man vet lite om hvordan eksponeringsresponsammenhengene ser ut ved lave nivåer av luftforurensning.

Referanser

- Aasvang GM. 2012. Helsebelastning som skyldes vegtrafikkstøy i Norge. Folkehelseinstituttet.
- Aasvang GM, Låg M, Schwarze PE. 2016. Sykdomsbyrde som følge av luftforurensning i Oslo. Folkehelseinstituttet.
- Amundsen AH, Klæboe R, Aasvang GM. 2011. The Norwegian facade insulation study: The efficacy of facade insulation in reducing noise annoyance due to road traffic. *J Acoust Soc Am* 129:1381-1389.
- Amundsen AH, Klæboe R, Aasvang GM. 2013. Long-term effects of noise reduction measures on noise annoyance and sleep disturbance: The Norwegian facade insulation study. *J Acoust Soc Am* 133:3921-3928.
- Arunachalam S, Wang BY, Davis N, Baek BH, Levy JI. 2011. Effect of chemistry-transport model scale and resolution on population exposure to PM_{2.5} from aircraft emissions during landing and takeoff. *Atmospheric Environment* 45:3294-3300.
- Ashok A, Dedoussi IC, Yim SHL, Balakrishnan H, Barrett SRH. 2014. Quantifying the air quality tradeoff potential for airports. *Atmospheric Environment* 99:546-555.
- Babisch W, Houthuijs D, Pershagen G, Cadum E, Katsouyanni K, Velonakis M, et al. 2009. Annoyance due to aircraft noise has increased over the years—results of the Hyena study. *Environment International* 35:1169-1176.
- Babisch W, Kamp I. 2009. Exposure-response relationship of the association between aircraft noise and the risk of hypertension. *Noise Health* 11:161-168.
- Barrett SR, Britter RE, Waitz IA. 2010. Global mortality attributable to aircraft cruise emissions. *Environ Sci Technol* 44:7736-7742.
- Basner M, Samel A, Isermann U. 2006. Aircraft noise effects on sleep: Application of the results of a large polysomnographic field study. *J Acoust Soc Am* 119:2772-2784.
- Basner M, Glatz C, Griefahn B, Penzel T, Samel A. 2008. Aircraft noise: Effects on macro- and microstructure of sleep. *Sleep Medicine* 9:382-387.
- Basner M, Muller U, Elmenhorst EM. 2011. Single and combined effects of air, road, and rail traffic noise on sleep and recuperation. *Sleep* 34:11-23.
- Basner M, Babisch W, Davis A, Brink M, Clark C, Janssen S, et al. 2014. Auditory and non-auditory effects of noise on health. *The Lancet* 383:1325-1332.
- Basner M, Clark C, Hansell A, Hileman JI, Janssen S, Shepherd K, et al. 2017. Aviation noise impacts: State of the science. *Noise Health* 19:41-50.
- Brooker P. 2010. Aircraft noise annoyance estimation: UK time-pattern effects. *Applied Acoustics* 71:661-667.
- Brown AL, van Kamp I. 2009. Response to a change in transport noise exposure: A review of evidence of a change effect. *J Acoust Soc Am* 125:3018-3029.
- Brown AL, Van Kamp I. 2009b. Response to a change in transport noise exposure: Competing explanations of change effects. *J Acoust Soc Am* 125:905-914.
- BUFDIR. 2016. Kunnskapsgrunnlag barnefattigdom. 07/2016.
- Cappuccio FP, D'Elia L, Strazzullo P, Miller MA. 2010. Quantity and quality of sleep and incidence of type 2 diabetes: A systematic review and meta-analysis. *Diabetes Care* 33:414-420.
- Carter N, Henderson R, Lal S, Hart M, Booth S, Hunyor S. 2002. Cardiovascular and autonomic response to environmental noise during sleep in night shift workers. *Sleep* 25:457-464.
- Cavallo D, Ursini CL, Carelli G, Iavicoli I, Ciervo A, Perniconi B, et al. 2006. Occupational exposure in airport personnel: Characterization and evaluation of genotoxic and oxidative effects. *Toxicology* 223:26-35.
- Clark C, Martin R, van Kempen E, Alfred T, Head J, Davies HW, et al. 2006. Exposure-effect relations between aircraft and road traffic noise exposure at school and reading comprehension - the ranch project. *American Journal of Epidemiology* 163:27-37.

- Clark C. 2015. Aircraft noise effects on health: Report prepared for the uk airport commission. Report Number 150427.
- Correia AW, Peters JL, Levy JI, Melly S, Dominici F. 2013. Residential exposure to aircraft noise and hospital admissions for cardiovascular diseases: Multi-airport retrospective study. *Bmj* 347:f5561.
- Delhaye D, Ouf FX, Ferry D, Ortega IK, Penanhoat O, Peillon S, et al. 2017. The mermose project: Characterization of particulate matter emissions of a commercial aircraft engine. *Journal of Aerosol Science* 105:48-63.
- Drummond SPA, Brown GG. 2001. The effects of total sleep deprivation on cerebral responses to cognitive performance. *Neuropsychopharmacology* 25:S68-S73.
- Elias B. Strategies for mitigating aircraft noise impacts on outdoor recreationists. In: *Proceedings of the Noise Effects '98, 1998*. Sydney, Australia, 497-502.
- ERBRINK STACKS CONSULT. 2015. Model berekeningen aan ultra fine particles rond schiphol. Op basis van de analyse van metingen. ERBRINK STACKS CONSULT. Rapport 2015R001.
- Eriksson C, Bluhm G, Hilding A, Ostenson CG, Pershagen G. 2010. Aircraft noise and incidence of hypertension--gender specific effects. *Environ Res* 110:764-772.
- Eriksson C, Hilding A, Pyko A, Bluhm G, Pershagen G, Ostenson CG. 2014. Long-term aircraft noise exposure and body mass index, waist circumference, and type 2 diabetes: A prospective study.[erratum appears in *environ health perspect*. 2014 jul;122(7):693]. *Environ Health Perspect* 122:687-694.
- European Environmental Agency. 2010. Good practice guide on noise exposure and potential health effects. Eea technical report. No 11/2010.
- European Environment Agency. 2010. Good practice guide on noise exposure and potential health effects. Eea technical report no 11/2010.
- Evrard AS, Lefevre M, Champelovier P, Lambert J, Laumon B. 2017. Does aircraft noise exposure increase the risk of hypertension in the population living near airports in france? *Occup Environ Med* 74:123-129.
- Fidell S, Mestre V, Schomer P, Berry B, Gjestland T, Vallet M, et al. 2011. A first-principles model for estimating the prevalence of annoyance with aircraft noise exposure. *J Acoust Soc Am* 130:791-806.
- Fields JM. 1993. Effect of personal and situational variables on noise annoyance in residential areas. *J Acoust Soc Am* 93:2753-2763.
- Folkehelseinstituttet. 2013. Luftkvalitetskriterier - virkninger av luftforurensning på helse Folkehelseinstituttet.
- Folkehelseinstituttet. 2015. Anbefalte faglige normer for inneklima. Revisjon av kunnskapsgrunnlag og normer - 2015. . 1.
- Folkehelseinstituttet. 2016. Sykdomsbyrde i norge 1990-2013.
- Gelderblom F, Gjestland T, Granøien ILN. 2016. Undersøkelse av støyplage ved norske flyplasser. SINTEF A27596. SINTEF IKT Akustikk.
- Gelderblom FB, Gjestland T, Fidell S, Berry B. 2017. On the stability of community tolerance for aircraft noise. *Acta Acustica United with Acustica* 103:17-27.
- Gjestland T, Gelderblom F, Fidell S, Berry B. Temporal trends in aircraft noise annoyance. In: *Proceedings of the Proc INTER-NOISE 15, 1-8, 2015*. San Francisco, USA.
- Gjestland T, Gelderblom FB. 2017. Prevalence of noise induced annoyance and its dependency on number of aircraft movements. *Acta Acustica United with Acustica* 103:28-33.
- Griefahn B, Bröde P, Marks A, Basner M. 2008. Autonomic arousals related to traffic noise during sleep. *Sleep* 31:569-577.
- Griffiths ID, Raw GJ. 1986. Community and individual response to changes in traffic noise exposure. *Journal of Sound and Vibration* 111:209-217.
- Griffiths ID, Raw GJ. 1987. Community and individual response to changes in traffic noise exposure: Environmental annoyance: Characterization, measurement and control. (Koelega HS, ed). Amsterdam:Elsevier, 333-343.
- Griffiths ID, Raw GJ. 1989. Adaptation to changes in traffic noise exposure. *Journal of Sound and Vibration* 132:331-336.

- Guski R. 1999. Personal and social variables as co-determinants of noise annoyance. *Noise and Health* 1:45-56.
- Hansell AL, Blangiardo M, Fortunato L, Floud S, de Hoogh K, Fecht D, et al. 2013. Aircraft noise and cardiovascular disease near heathrow airport in london: Small area study.[erratum appears in *bmj*. 2014;348:G3504]. *Bmj* 347:f5432.
- Hatfield J, Job RFS. 1998. Evidence of optimism bias regarding the health effects of exposure to noise. In: 7th Int Congr Noise as a Public Health Problem (ICBEN 1998), 251-254.
- Hatfield J, Job R, Hede AJ, Carter NL, Peploe P, Taylor R, et al. 2002. Human response to environmental noise: The role of perceived control. *International Journal of Behavioral Medicine* 9:341-359.
- Horne J, Reyner L. 2001. Sleep-related vehicle accidents: Some guides for road safety policies. *Transportation Research Part F: Traffic Psychology and Behaviour* 4:63-74.
- Huang D, Song X, Cui Q, Tian J, Wang Q, Yang K. 2015. Is there an association between aircraft noise exposure and the incidence of hypertension? A meta-analysis of 16784 participants. *Noise Health* 17:9397.
- Huss A, Spoerri A, Egger M, Roosli M. 2010. Aircraft noise, air pollution, and mortality from myocardial infarction. *Epidemiology* 21:829-836.
- Hygge S, Evans GW, Bullinger M. 2002. A prospective study of some effects of aircraft noise on cognitive performance in schoolchildren. *Psychological Science* 13:469-474.
- Janssen SA, Vos H, van Kempen EE, Breugelmans OR, Miedema HM. 2011. Trends in aircraft noise annoyance: The role of study and sample characteristics. *J Acoust Soc Am* 129:1953-1962.
- Janssen SA, Guski R. 2015. Aircraft noise and health: Review of evidence. Directorate General Joint Research Center and Directorate General for Environment, European Union.
- Jarup L, Babisch W, Houthuijs D, Pershagen G, Katsouyanni K, Cadum E, et al. 2008. Hypertension and exposure to noise near airports - the hyena study. *Environ Health Perspect* 116:329-333.
- Job RFS. 1988. Community response to noise - a review of factors influencing the relationship between noise exposure and reaction. *J Acoust Soc Am* 83:991-1001.
- Job RFS, Hatfield J. 2003. A model of responses to changes in noise exposure. In: 8th International Congress on Noise as a Public Health Problem (ICBEN 2003). Rotterdam, Nederland, 232-234.
- Jung KH, Artigas F, Shin JY. 2011. Personal, indoor, and outdoor exposure to vocs in the immediate vicinity of a local airport. *Environ Monit Assess* 173:555-567.
- Kaltenbach M, Maschke C, Klinke R. 2008. Health consequences of aircraft noise. *Deutsches Arzteblatt International* 105:548-U521.
- Keuken MP, Moerman M, Zandveld P, Henzing JS, Hoek G. 2015. Total and size-resolved particle number and black carbon concentrations in urban areas near schiphol airport (the netherlands). *Atmospheric Environment* 104:132-142.
- Khan MS, Aouad R. 2017. The effects of insomnia and sleep loss on cardiovascular disease. *Sleep Medicine Clinics* 12:167-177.
- Knipschild P. 1977a. V. Medical effects of aircraft noise: Community cardiovascular survey. *Int Arch Occup Environ Health* 40:185-190.
- Knipschild P. 1977b. Vi. Medical effects of aircraft noise: General practice survey. *Int Arch Occup Environ Health* 40:191-196.
- Knipschild P, Oudshoorn N. 1977. Vii. Medical effects of aircraft noise: Drug survey. . *Int Arch Occup Environ Health* 40:197-200.
- Krog NH, Engdahl B. 2004. Annoyance with aircraft noise in local recreational areas, contingent on changes in exposure and other context variables. *J Acoust Soc Am* 116:323-333.
- Krog NH, Schwarze P, Engdahl E, Aasvang GM. 2011. Virkninger av støy fra jagerfly på befolkningen nær militære flyplasser.
- Levy JI, Woody M, Baek BH, Shankar U, Arunachalam S. 2012. Current and future particulate-matter-related mortality risks in the united states from aviation emissions during landing and takeoff. *Risk Anal* 32:237-249.

- Lin S, Munsie JP, Herdt-Losavio M, Hwang SA, Civerolo K, McGarry K, et al. 2008. Residential proximity to large airports and potential health impacts in new york state. *Int Arch Occ Env Hea* 81:797-804.
- Liyasova M, Li B, Schopfer LM, Nachon F, Masson P, Furlong CE, et al. 2011. Exposure to tri-o-cresyl phosphate detected in jet airplane passengers. *Toxicol Appl Pharmacol* 256:337-347.
- Masiol M, Harrison RM. 2014. Aircraft engine exhaust emissions and other airport-related contributions to ambient air pollution: A review. *Atmospheric Environment* 95:409-455.
- Miedema HME, Vos H. 1998. Exposure-response relationships for transportation noise. *J Acoust Soc Am* 104:3432-3445.
- Miedema HME, Vos H. 1999. Demographic and attitudinal factors that modify annoyance from transportation noise. *J Acoust Soc Am* 105:3336-3344.
- Miedema HME, Oudshoorn CGM. 2001. Annoyance from transportation noise: Relationships with exposure metrics dnl and denl and their confidence intervals. *Environ Health Perspect* 109:409-416.
- Miedema HME, Vos H. 2007. Associations between self-reported sleep disturbance and environmental noise based on reanalyses of pooled data from 24 studies. *Behavioral Sleep Medicine* 5:1-20.
- miljødepartementet K-o. 2016. Retningslinje for behandling av støy i arealplanlegging (t-1442/2016). Miljødirektoratet. 2014. Veileder til retningslinje for behandling av støy i arealplanlegging (t1442/2016).Miljødirektoratet.
- Miljødirektoratet. 2017. http://www.Miljodirektoratet.No/no/nyheter/nyheter/oldklif/2013/mai_20131/flere_stoyutsatte/
- Münzel T, Sørensen M, Gori T, Schmidt FP, Rao XQ, Brook J, et al. 2017. Environmental stressors and cardio-metabolic disease: Part i-epidemiologic evidence supporting a role for noise and air pollution and effects of mitigation strategies. *European Heart Journal* 38:550-556B.
- Muzet A. 2007. Environmental noise, sleep and health. *Sleep Med Rev* 11:135-142.
- Neckelmann D, Mykletun A, Dahl AA. 2007. Chronic insomnia as a risk factor for developing anxiety and depression. *Sleep* 30:873-880.
- Nieminen T, Asmi A, Dal Maso M, Aalto PP, Keronen P, Petaja T, et al. 2014. Trends in atmospheric newparticle formation: 16 years of observations in a boreal forest environment. *Boreal Environ Res* 14:191214.
- Nilsson ME, Berglund B. 2006. Soundscape quality in suburban green areas and city parks. *Acta Acustica United with Acustica* 92:903-911.
- International Standards Organisation. 2015. Description, measurement and assessment of environmental noise - part 1: Basic quantities and assessment procedures, annex h.
- Pearsons KS, Barber DS, Tabachnick BG, Fidell S. 1995. Predicting noise-induced sleep disturbance. *J Acoust Soc Am* 97:331-338.
- Randeberg R, Granøien ILN. 2015. Støykartlegging av oslo lufthavn. Konsekvenser av ny forskrift.:SINTEF.
- Rattliff G, Sequeira C, Waitz I, Ohsfeld M, Thrasher T, Graham M, et al. 2009. Aircraft impacts on local and regional air quality in the united states.
- Recio A, Linares C, Banegas JR, Diaz J. 2016. Road traffic noise effects on cardiovascular, respiratory, and metabolic health: An integrative model of biological mechanisms. *Environ Res* 146:359-370.
- Ritchie GD, Still KR, Alexander WK, Nordholm AF, Wilson CL, Rossi J, 3rd, et al. 2001. A review of the neurotoxicity risk of selected hydrocarbon fuels. *J Toxicol Environ Health B Crit Rev* 4:223-312.
- Salomon JA, Haagsma JA, Davis A, de Noordhout CM, Polinder S, Havelaar AH, et al. 2015. Disability weights for the global burden of disease 2013 study. *Lancet Glob Health* 3:712-723.
- Schindler BK, Weiss T, Schutze A, Koslitz S, Broding HC, Bunger J, et al. 2013. Occupational exposure of air crews to tricresyl phosphate isomers and organophosphate flame retardants after fume events. *Arch Toxicol* 87:645-648.
- Schmidt FP, Basner M, Kroger G, Weck S, Schnorbus B, Muttaray A, et al. 2013. Effect of nighttime aircraft noise exposure on endothelial function and stress hormone release in healthy adults. *European Heart Journal* 34:3508-3514a.

- Schreckenber D, Meis M. 2006. Effects of aircraft noise on noise annoyance and quality of life around frankfurt airport. Regional dialogue forum frankfurt airport, final abridged report.
- Schreckenber D, Meis M, Kahl C, Peschel C, Eikmann T. 2010. Aircraft noise and quality of life around frankfurt airport. *Int J Environ Res Public Health* 7:3382-3405.
- Selmer RM, Graff-Iversen S. 2015. Høyt blodtrykk - fakta om hypertensjon. Available: <https://www.fhi.no/fp/folkesykdommer/hjertekar/hoyt-blodtrykk---fakta-om-hypertens/> [accessed 12.06.2017 2017].
- Sharp B, Connor TL, McLaughlin D, Clark C, Stansfeld SA, Hervey J. 2014. Assessing aircraft noise conditions affecting students learning. Washington DC, USA.
- Sørensen M. 2017. Aircraft noise exposure and hypertension. *Occup Environ Med* 74:85-86.
- SSB. 2016. <https://www.Ssb.No/natur-og-miljo/artikler-og-publikasjoner/flere-nordmenn-utsatt-forstoy>
- Stansfeld S, Hygge S, Clark C, Alfred T. 2010. Night time aircraft noise exposure and children's cognitive performance. *Noise Health* 12:255-262.
- Stansfeld SA, Berglund B, Clark C, Lopez-Barrío I, Fischer P, Ohrstrom E, et al. 2005. Aircraft and road traffic noise and children's cognition and health: A cross-national study. *Lancet* 365:1942-1949.
- The Danish Ecocouncil. 2012. Air pollution in airports. Ultrafine particles, solutions and successful cooperation. The Danish Ecocouncil. ISBN: 978-87-92044-37-2.
- Tønnesen D, Ka C, Lopez-Aparicio S, Santas GS, Vogt M, Berdal M, et al. 2016. Luftkvalitetsberegninger for oslo lufthavn. NILU.
- Vallet M, Gagneux JM, Blanchet V, Favre B, Labiale G. 1983. Long term sleep disturbance due to traffic noise. *Journal of Sound and Vibration* 90:173-191.
- Vgontzas AN, Pejovic S, Calhoun S, Bixler EO. 2009. Obesity and self-reported short sleep duration: A marker of sleep complaints and chronic psychosocial stress. *Sleep Medicine Clinics* 4:65-75.
- Vienneau D, Schindler C, Perez L, Probst-Hensch N, Roosli M. 2015. The relationship between transportation noise exposure and ischemic heart disease: A meta-analysis. *Environ Res* 138:372-380.
- WHO. 1999. Guidelines for community noise
- WHO. 2002. Constitution of the world health organization, signed at the international health conference, new york, 22 july 1946. Pamphlet.
- WHO. 2009. Who (2009). Night noise guidelines (nngl) for europe. .
- WHO. 2011. World health organization (who) and european commission (2011). Burden of disease from environmental noise – quantification of healthy life years lost in europe. [Http://www.Euro.Who.Int/en/health-topics/environment-and-health/noise/publications/2011/burdenof-disease-from-environmental-noise.-quantification-of-healthy-life-years-lost-in-europe](http://www.Euro.Who.Int/en/health-topics/environment-and-health/noise/publications/2011/burdenof-disease-from-environmental-noise.-quantification-of-healthy-life-years-lost-in-europe)
- Yim SHL, Stettler MEJ, Barrett SRH. 2013. Air quality and public health impacts of uk airports. Part ii: Impacts and policy assessment. *Atmospheric Environment* 67:184-192.
- Yim SHL, Lee GL, Lee IH, Allroggen F, Ashok A, Caiazzo F, et al. 2015. Global, regional and local health impacts of civil aviation emissions. *Environmental Research Letters* 10.

Vedlegg 1 Kvantitativ helserisikovurdering for en befolkning med tilsvarende flystøynivåer som OSL

Tabellene nedenfor viser resultater for en kvantitativ helserisikovurdering basert på støykartlegging rundt Oslo lufthavn for 2013 og prognoser for 2020 for ulike scenarier som presentert i rapporten fra SINTEF (Randeberg og Granøyen, 2015).

Andel svært støyplaget (% HA, Highly annoyed) som følge av flystøy beregnes ved følgende funksjon:

$$\% \text{ HA} = -9,199 \cdot 10^{-5} (L_{\text{den}} - 42)^3 + 3,932 \cdot 10^{-2} (L_{\text{den}} - 42)^2 + 0,2939 (L_{\text{den}} - 42) \quad (\text{WHO, 2011}).$$

DALY (her kun YLD) er beregnet for ulike alvorlighetsvekter (0,01, 0,02 og 0,12) som også benyttet av WHO (WHO, 2011). Det er beregninger basert på den midtre alvorlighetsvekten som regnes for å være hovedresultatene.

Situasjon 2013																
Basert på SINTEF rapport Tabell 12-7								DALY estimater støyplage								
Lden (dB)	Bosatte	Andel sterkt plaget	± 50 %		Antall sterkt plaget	± 50 %		DALY			DALY			DALY		
			Min	Maks		Min	Maks	0,01	Min	Maks	0,02	Min	Maks	0,12	Min	Maks
50-55	6 641	7	4	11	485	243	728	5	2	7	10	5	15	58	29	87
55-60	1 599	14	7	20	218	109	328	2	1	3	4	2	7	26	13	39
60-65	570	22	11	33	124	62	186	1	1	2	2	1	4	15	7	22
65-70	168	32	16	47	53	26	79	1	0	1	1	1	2	6	3	10
70-75	33	43	21	64	14	7	21	0	0	0	0	0	0	2	1	3
Totalt	9 011	10	5	15	895	448	1343	9	4	13	18	9	27	107	54	161

Prognose 2020																
Basert på SINTEF rapport Tabell 12-8								DALY estimater støyplage								
Lden (dB)	Bosatte	Andel sterkt plaget	± 50 %		Antall sterkt plaget	± 50 %		DALY			DALY			DALY		
			Min	Maks		Min	Maks	0,01	Min	Maks	0,02	Min	Maks	0,12	Min	Maks
50-55	9 669	7	4	11	707	283	1060	7	3	11	14	6	21	85	34	127
55-60	2 171	14	7	20	297	119	445	3	1	4	6	2	9	36	14	53
60-65	635	22	11	33	138	55	207	1	1	2	3	1	4	17	7	25
65-70	282	32	16	47	89	36	133	1	0	1	2	1	3	11	4	16
70-75	49	43	21	64	21	8	32	0	0	0	0	0	1	3	1	4
Totalt	12 806	10	5	15	1 252	501	1877	13	5	19	25	10	38	150	60	225

Prognose 2020 med ny forskrift, alt 0																
Basert på SINTEF rapport Tabell 12-9									DALY estimater støyplage							
Lden (dB)	Bosatte	Andel sterkt plaget	± 50 %		Antall sterkt plaget	± 50 %		DALY 0,01	± 50 %		DALY 0,02	± 50 %		DALY 0,12	± 50 %	
			Min	Maks		Min	Maks		Min	Maks		Min	Maks		Min	Maks
50-55	12 845	7	3	11	939	376	1408	9	4	14	19	8	28	113	45	169
55-60	2 767	14	5	20	378	151	567	4	2	6	8	3	11	45	18	68
60-65	610	22	9	33	133	53	199	1	1	2	3	1	4	16	6	24
65-70	256	32	13	47	81	32	121	1	0	1	2	1	2	10	4	15
70-75	51	43	17	64	22	9	33	0	0	0	0	0	1	3	1	4
Totalt	16 529	9	4	14	1 552	621	2328	16	6	23	31	12	47	186	75	279

Prognose 2020 med ny forskrift, alt. 1																
Basert på SINTEF rapport Tabell 12-10									DALY estimater støyplage							
Lden (dB)	Bosatte	Andel sterkt plaget	± 50 %		Antall sterkt plaget	± 50 %		DALY 0,01	± 50 %		DALY 0,02	± 50 %		DALY 0,12	± 50 %	
			Min	Maks		Min	Maks		Min	Maks		Min	Maks		Min	Maks
50-55	8 578	7	3	11	627	314	941	6	3	9	13	6	19	75	38	113
55-60	2 440	14	5	20	333	167	500	3	2	5	7	3	10	40	20	60
60-65	641	22	9	33	139	70	209	1	1	2	3	1	4	17	8	25
65-70	256	32	13	47	81	40	121	1	0	1	2	1	2	10	5	15
70-75	51	43	17	64	22	11	33	0	0	0	0	0	1	3	1	4
Totalt	11 966	10	4	15	1 202	601	1804	12	6	18	24	12	36	144	72	216

Prognose 2020 med ny forskrift, alt. 2																
Basert på SINTEF rapport Tabell 12-11									DALY estimater støyplage							
Lden (dB)	Bosatte	Andel sterkt plaget	± 50 %		Antall sterkt plaget	± 50 %		DALY 0,01	± 50 %		DALY 0,02	± 50 %		DALY 0,12	± 50 %	
			Min	Maks		Min	Maks		Min	Maks		Min	Maks		Min	Maks
50-55	11 453	7	3	11	837	335	1256	8	3	13	17	7	25	100	40	151
55-60	2 802	14	5	20	383	153	574	4	2	6	8	3	11	46	18	69
60-65	610	22	9	33	133	53	199	1	1	2	3	1	4	16	6	24
65-70	256	32	13	47	81	32	121	1	0	1	2	1	2	10	4	15
70-75	51	43	17	64	22	9	33	0	0	0	0	0	1	3	1	4
Totalt	15 172	10	4	14	1 455	582	2183	15	6	22	29	12	44	175	70	262

Prognose 2020 med ny forskrift, alt. 3																
Basert på SINTEF rapport Tabell 12-12								DALY estimater støypplage								
Lden (dB)	Bosatte	Andel sterkt plaget	± 50 %		Antall sterkt plaget	± 50 %		DALY			DALY			DALY		
			Min	Maks		Min	Maks	0,01	Min	Maks	0,02	Min	Maks	0,12	Min	Maks
50-55	8 880	7	3	11	649	260	974	6	3	10	13	5	19	78	31	117
55-60	3 262	14	5	20	446	178	668	4	2	7	9	4	13	53	21	80
60-65	610	22	9	33	133	53	199	1	1	2	3	1	4	16	6	24
65-70	256	32	13	47	81	32	121	1	0	1	2	1	2	10	4	15
70-75	51	43	17	64	22	9	33	0	0	0	0	0	1	3	1	4
Totalt	13 059	10	4	15	1 330	532	1995	13	5	20	27	11	40	160	64	239

Andel svært søvnforstyrret (% HSD, Highly sleep disturbed) som følge av flystøy beregnes ved følgende funksjon:

$$\% \text{ HSD} = 18,147 - 0,956 (L_{\text{night}}) + 0,01482(L_{\text{night}})^2$$

DALY (her kun YLD) er beregnet for ulike alvorlighetsvekter (0,04, 0,07 og 0,10) som også benyttet av WHO (WHO, 2011). Det er beregninger basert på den midtre alvorlighetsvekten som regnes for å være hovedresultatene.

Situasjon 2013																
Basert på SINTEF rapport Tabell 12-13								DALY estimater søvnforstyrrelser								
L _{night} (dB)	Bosatte	Andel sterkt søvnfor- styrret	± 50 %		Antall sterkt søvnfor- styrret	± 50 %		DALY			DALY			DALY		
			Min	Maks		Min	Maks	0,04	Min	Maks	0,07	Min	Maks	0,10	Min	Maks
50-55	498	9	4	13	44	22	66	2	1	3	3	2	5	4	2	7
55-60	126	12	6	18	15	8	23	1	0	1	1	1	2	2	1	2
60-65	28	16	8	24	5	2	7	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Totalt	652	10	5	15	64	32	96	3	1	4	4	2	7	6	3	10

Prognose 2020																
Basert på SINTEF rapport Tabell 12-14								DALY estimater søvnforstyrrelser								
L _{night} (dB)	Bosatte	Andel sterkt søvnfor- styrret	± 50 %		Antall sterkt søvnfor- styrret	± 50 %		DALY			DALY			DALY		
			Min	Maks		Min	Maks	0,04	Min	Maks	0,07	Min	Maks	0,10	Min	Maks
50-55	583	9	4	13	51	26	77	2	1	3	4	2	5	5	3	8
55-60	155	12	6	18	19	9	28	1	0	1	1	1	2	2	1	3
60-65	41	16	8	24	7	3	10	0	0	0	0	0	1	1	0	1
Totalt	779	10	5	15	77	38	115	3	2	5	5	3	8	8	4	12

Prognose 2020, med ny forskrift alt. 0																
Basert på SINTEF rapport Tabell 12-15								DALY estimater søvnforstyrrelser								
L _{night} (dB)	Bosatte	Andel sterkt søvnforstyrret	± 50 %		Andel sterkt søvnforstyrret	± 50 %		DALY 0,04	± 50 %		DALY 0,07	± 50 %		DALY 0,10	± 50 %	
			Min	Maks		Min	Maks		Min	Maks		Min	Maks		Min	Maks
50-55	505	9	4	13	44	22	67	2	1	3	3	2	5	4	2	7
55-60	158	12	6	18	19	10	29	1	0	1	1	1	2	2	1	3
60-65	33	16	8	24	5	3	8	0	0	0	0	0	1	1	0	1
Totalt	696	10	5	15	69	35	104	3	1	4	5	2	7	7	3	10

Prognose 2020 med ny forskrift, alt. 1																
Basert på SINTEF rapport Tabell 12-16								DALY estimater søvnforstyrrelser								
L _{night} (dB)	Bosatte	Andel sterkt søvnforstyrret	± 50 %		Antall sterkt søvnforstyrret	± 50 %		DALY 0,04	± 50 %		DALY 0,07	± 50 %		DALY 0,10	± 50 %	
			Min	Maks		Min	Maks		Min	Maks		Min	Maks		Min	Maks
50-55	515	9	4	13	45	23	68	2	1	3	3	2	5	5	2	7
55-60	158	12	6	18	19	10	29	1	0	1	1	1	2	2	1	3
60-65	33	16	8	24	5	3	8	0	0	0	0	0	1	1	0	1
Totalt	706	10	5	15	70	35	105	3	1	4	5	2	7	7	3	10

Prognose 2020 med ny forskrift, alt. 2																
Basert på SINTEF rapport Tabell 12-17								DALY estimater søvnforstyrrelser								
L _{night} (dB)	Bosatte	Andel sterkt søvnforstyrret	± 50 %		Antall sterkt søvnforstyrret	± 50 %		DALY 0,04	± 50 %		DALY 0,07	± 50 %		DALY 0,10	± 50 %	
			Min	Maks		Min	Maks		Min	Maks		Min	Maks		Min	Maks
50-55	505	9	4	13	44	22	67	2	1	3	3	2	5	4	2	7
55-60	158	12	6	18	19	10	29	1	0	1	1	1	2	2	1	3
60-65	33	16	8	24	5	3	8	0	0	0	0	0	1	1	0	1
Totalt	696	10	5	15	69	35	104	3	1	4	5	2	7	7	3	10

Prognose 2020 med ny forskrift, alt. 3																
Basert på SINTEF rapport Tabell 12-18								DALY estimater søvnforstyrrelser								
L _{night} (dB)	Bosatte	Andel sterkt søvnforstyrret	± 50 %		Antall sterkt søvnforstyrret	± 50 %		DALY 0,04	± 50 %		DALY 0,07	± 50 %		DALY 0,10	± 50 %	
			Min	Maks		Min	Maks		Min	Maks		Min	Maks		Min	Maks
50-55	510	9	4	13	45	22	67	2	1	3	3	2	5	4	2	7
55-60	158	12	6	18	19	10	29	1	0	1	1	1	2	2	1	3
60-65	33	16	8	24	5	3	8	0	0	0	0	0	1	1	0	1
Totalt	701	10	5	15	70	35	104	3	1	4	5	2	7	7	3	10

For å beregne tilskrivbar andel av hjerte- og karsykdom/dødelighet har vi vist kun et eksempel hvor vi har benyttet kartlegging av flystøy, Prognose 2020 (tabell 12-8 i SINTEF rapport). Estimerer på relativ risiko (RR) er tatt fra WHO (WHO, 2011).

L _{den} (dB)	Bosatte	Andel eksponerte	Relativ risiko (RR)
50-55	9 669	0,755	1,000
55-60	2 171	0,170	1,000
60-65	635	0,050	1,031
65-70	282	0,022	1,099
70-75	49	0,004	1,211
> 75	0	0,00	1,372
Totalt	12 806	1,000	

Befolkningens andel av hjerte- og karsykdommer som kan tilskrives flystøy ble beregnet etter følgende formel:

PAF= Population attributable fraction

$$PAF = \{(\sum (P_i \cdot RR_i) - 1) / \sum (P_i \cdot RR_i)\}$$

P_i = andel av populasjonen i eksponeringskategori i

RR_i = relativ risiko for sykdom i eksponeringskategori i sammenlignet med referansekategorien ($RR=1$)

$$PAF = \frac{(0,050 \times 1,031 + 0,022 \times 1,099 + 0,004 \times 1,211) - 1}{0,050 \times 1,031 + 0,022 \times 1,099 + 0,004 \times 1,211} = 0,0045$$

$$(0,050 \times 1,031 + 0,022 \times 1,099 + 0,004 \times 1,211)$$

På grunn av stor usikkerhet i estimatet legger vi inn et usikkerhetsintervall på ± 50%.

Beregningene viser da at andel av hjerte- og karsykdom/død som kan tilskrives flystøy for befolkningen nær flyplassen er i størrelsesorden 0,5 % (0,2 % - 0,7 %).

Vedlegg 2 Tabell fra «Night Noise Guidelines» (WHO, 2009)

Årsgjennomsnittlige verdier av utendørs nattstøy (L_{night}) hvor helsevirkninger er observert	Observerte helsevirkninger
Inntil 30 dB	Selv om individer og situasjoner varierer, er det lite sannsynlig at det forekommer helsevirkninger under L_{night} 30 dB. Dette nattstøynivået tilsvarer NOEL (<i>No Observable Effect Level</i>).
30 til 40 dB	Flere virkninger på søvn er observert: kroppsbevegelser, oppvåkninger og selvrappporterte søvnforstyrrelser. Graden av virkninger avhenger av type kilde og antall hendelser. Virkninger anses likevel som moderate. Sårbare grupper, for eksempel barn, kronisk syke og eldre er spesielt utsatt. L_{night} 40 dB tilsvarer LOAEL (<i>Lowest Observable Adverse Effect Level</i>).
40 til 55 dB	Negative helsevirkninger er observert i eksponerte befolkninger. Mange mennesker må gjøre tilpasninger for å takle nattstøy. Sårbare grupper blir mer alvorlig påvirket av støyen.
Over 55 dB	Situasjonen betraktes som økende alvorlig for folkehelsen. Negative helsevirkninger forekommer ofte, og en betydelig andel av eksponert befolkningen er svært plaget av støy og opplever å få nattesøvnen forstyrret. Det er holdepunkter for at sannsynligheten øker for hjerte og -karsykdom.

Referanser

Randeberg, R. and I. L. N. Granøien (2015). Støykartlegging av Oslo lufthavn. Konsekvenser av ny forskrift., SINTEF.

WHO (2009). Night noise guidelines (NNGL) for Europe.

WHO (2011). World Health Organization (WHO) and European Commission (2011). Burden of disease from environmental noise – Quantification of healthy life years lost in Europe.

Vedlegg 3 Litteratursøk – flystøy – oversiktsartikler

Litteratursøk fra Bibliotek for helseforvaltningen

Dokumentasjon av søkestrategi

FLYSTØY OG KONSEKVENSER FOR HELSE OG TRIVSEL

Kontaktperson: Norun H. Krog, SMML
Søk: Marita Heintz
Kommentar: 6 timer
Dublettsjekk i EndNote: Før dublettkontroll: 203
Etter dublettkontroll: 141

Pico-skjema:

Hva er spørsmålet som litteratursøket er ment å besvare?	Spørsmålet i PICO format				Kjente relevante studier
	Population (pasient)	Eksposering (risiko)	Comparison (sammenligning)	Outcome (utfall)	
Sammenhengen mellom flystøy og virkninger på helse og trivsel		Flystøy generelt		En rekke utfall, f.eks. hjerte-kar, diabetes, fedme, psykisk helse og velvære, fødselsutfall, søvn, subjektive plager (hodepine, muskel-/skjelettplager), barns læring, hukommelse, leseferdigheter, Rekreasjonsmulighet, tilfredshet m/ nabolaget	

Database: Epub Ahead of Print, In-Process & Other Non-Indexed Citations, Ovid MEDLINE(R) Daily and Ovid MEDLINE(R) 1946 to Present

Dato: 20.02.2017

Antall treff: 42

1	(Noise/ or Noise, Transportation/) and (Aircraft/ or Airport/)	662
2	((aircraft or flight or airport or air force or airforce or air base or airbase or airplane or aeroplane aviation) adj5 noise*).tw.	564
3	1 or 2	896
4	limit 3 to yr="2000 -Current"	441
5	limit 4 to "reviews (best balance of sensitivity and specificity)"	46
6	limit 5 to english language	42

Database: Embase 1974 to 2017 February 17

Litteratursøk fra Bibliotek for helseforvaltningen

Dokumentasjon av søkestrategi

Dato: 20.02.2017

Antall treff: 35

1	aircraft noise/	594
2	((aircraft or flight or airport or air force or airforce or air base or airbase or airplane or aeroplane aviation) adj5 noise*).tw.	931
3	1 or 2	1121
4	limit 3 to yr="2000 -Current"	516
5	limit 4 to "reviews (best balance of sensitivity and specificity)"	68
6	limit 5 to english language	49
7	Elsevier.cr.	22058367
8	6 and 7	35

Database: PsycINFO 1967 to February Week 2 2017

Dato: 20.02.2017

Antall treff: 24

#	Searches	Results
1	noise effects/ and exp AIRCRAFT/	84
2	((aircraft or flight or airport or air force or airforce or air base or airbase or airplane or aeroplane aviation) adj5 noise*).tw.	208
3	1 or 2	222
4	limit 3 to yr="2000 -Current"	71
5	limit 4 to "reviews (best balance of sensitivity and specificity)"	24
6	Limit 5 to english language	24

Database: Web of Science

Dato: 20.02.2017

Antall treff: 20

(TS=((aircraft or flight or airport or "air force" or airforce or "air base" or airbase or airplane or aeroplane or aviation) NEAR/4 noise*)) **AND LANGUAGE:** (English) **AND DOCUMENT TYPES:** (Review)

Refined by: [excluding] **RESEARCH AREAS:** (ENGINEERING OR OTORHINOLARYNGOLOGY OR NURSING OR ENVIRONMENTAL SCIENCES ECOLOGY OR MECHANICS OR MICROSCOPY OR GEOGRAPHY OR AUDIOLOGY SPEECH LANGUAGE PATHOLOGY OR INFECTIOUS DISEASES OR ENERGY FUELS OR VETERINARY SCIENCES OR EDUCATION EDUCATIONAL RESEARCH OR SCIENCE TECHNOLOGY OTHER TOPICS OR TOXICOLOGY OR SURGERY OR ANTHROPOLOGY OR PHYSICS OR ZOOLOGY)

Litteratursøk fra Bibliotek for helseforvaltningen

Dokumentasjon av søkestrategi

Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, ESCI Timespan=2000-2017

Database: Scopus
Dato: 20.02.2017
Antall treff: 72

((aircraft or flight or airport or "air force" or airforce or "air base" or airbase or airplane or aeroplane or aviation) W/5 noise*)

Limits: 2000-2017, Reviews, Subject area medicine, health professions, psychology or nursing

Database: Science direct
Dato: 20.02.2017
Antall treff: 10 til sammen uten interne dubletter

(aircraft W/5 noise*) AND (review OR overview OR "meta analysis") = 9 treff
(flight W/5 noise*) AND (review OR overview OR "meta analysis") = 0 treff
(airport W/5 noise*) AND (review OR overview OR "meta analysis") = 5 treff
("air force" W/5 noise*) AND (review OR overview OR "meta analysis") = 0 treff
(airforce W/5 noise*) AND (review OR overview OR "meta analysis") = 0 treff
("air base" W/5 noise*) AND (review OR overview OR "meta analysis") = 0 treff
(airbase W/5 noise*) AND (review OR overview OR "meta analysis") = 0 treff
(airplane W/5 noise*) AND (review OR overview OR "meta analysis") = 0 treff
(aeroplane W/5 noise*) AND (review OR overview OR "meta analysis") = 0 treff
(aviation W/5 noise*) AND (review OR overview OR "meta analysis") = 3 treff

Alle søk kjørt in Abstract, Title, Keywords

I fagområde "Medicine and Dentistry", "Nursing and Health Professions", "Psychology", og "Social Sciences"

Årstall 2000 to present

Vedlegg 4 Litteratursøk – flystøy - primærartikler

Litteratursøk fra Bibliotek for helseforvaltningen

Dokumentasjon av søkestrategi

FLYSTØY OG KONSEKVENSER FOR HELSE OG TRIVSEL

Kontaktperson: Norun H. Krog, SMML
Søk: Marita Heintz
Tidsbruk: 6 timer
Dublettsjekk i EndNote: Før dublettkontroll: 993
Etter dublettkontroll: 675

Pico-skjema:

Hva er spørsmålet som litteratursøket er ment å besvare?	Spørsmålet i PICO format				Kjente relevante studier
	Population (pasient)	Eksposering (risiko)	Comparison (sammenligning)	Outcome (utfall)	
Sammenhengen mellom flystøy og virkninger på helse og trivsel		Flystøy generelt		En rekke utfall, f.eks. hjerte-kar, diabetes, fedme, psykisk helse og velvære, fødselsutfall, søvn, subjektive plager (hodepine, muskel-/skjelettplager), barns læring, hukommelse, leseferdigheter, Rekreasjonsmulighet, tilfredshet m/nabolaget	

Database: Epub Ahead of Print, In-Process & Other Non-Indexed Citations, Ovid MEDLINE(R) Daily and Ovid MEDLINE(R) 1946 to Present

Dato: 20.02.2017

Antall treff: 204

1	(Noise/ or Noise, Transportation/) and (Aircraft/ or Airport/)	662
2	((aircraft or flight or airport or air force or airforce or air base or airbase or airplane or aeroplane aviation) adj5 noise*).tw.	564
3	1 or 2	896
4	limit 3 to yr="2010 -Current"	225
5	limit 4 to english language	204

Litteratursøk fra Bibliotek for helseforvaltningen

Dokumentasjon av søkestrategi

Database: Embase 1974 to 2017 February 17

Dato: 20.02.2017

Antall treff: 127

1	aircraft noise/	594
2	((aircraft or flight or airport or air force or airforce or air base or airbase or airplane or aeroplane aviation) adj5 noise*).tw.	931
3	1 or 2	1121
4	limit 3 to yr="2010 -Current"	236
5	Elsevier.cr.	22058367
6	4 and 5	158
7	limit 6 to english language	152
8	Conference Abstract.pt.	2470029
9	7 not 8	127

Database: PsycINFO 1967 to February Week 2 2017

Dato: 20.02.2017

Antall treff: 31

#	Searches	Results
1	noise effects/ and exp AIRCRAFT/	84
2	((aircraft or flight or airport or air force or airforce or air base or airbase or airplane or aeroplane aviation) adj5 noise*).tw.	208
3	1 or 2	222
4	limit 3 to yr="2010 -Current"	31
5	limit 4 to english language	31

Database: Web of Science

Dato: 20.02.2017

Antall treff: 204

((TS=(((aircraft or flight or airport or "air force" or airforce or "air base" or airbase or airplane or aeroplane or aviation) NEAR/4 noise*)))) AND LANGUAGE: (English)

Refined by: [excluding] **RESEARCH AREAS:** (ENGINEERING OR GEOLOGY OR INFECTIOUS DISEASES OR ENVIRONMENTAL SCIENCES ECOLOGY OR VETERINARY SCIENCES OR AUDIOLOGY SPEECH LANGUAGE PATHOLOGY OR SURGERY OR MECHANICS OR REMOTE SENSING OR BUSINESS ECONOMICS OR METEOROLOGY ATMOSPHERIC SCIENCES OR METALLURGY METALLURGICAL ENGINEERING OR NURSING OR COMPUTER SCIENCE OR EDUCATION EDUCATIONAL RESEARCH OR

Litteratursøk fra Bibliotek for helseforvaltningen

Dokumentasjon av søkestrategi

MICROSCOPY OR TELECOMMUNICATIONS OR MEDICAL INFORMATICS OR INSTRUMENTS
INSTRUMENTATION OR SPORT SCIENCES OR MARINE FRESHWATER BIOLOGY OR SCIENCE
TECHNOLOGY OTHER TOPICS OR LINGUISTICS OR ROBOTICS OR PHYSICS OR RADIOLOGY NUCLEAR
MEDICINE MEDICAL IMAGING OR MATERIALS SCIENCE OR ZOOLOGY OR OPTICS OR MINING MINERAL
PROCESSING OR ELECTROCHEMISTRY OR IMAGING SCIENCE PHOTOGRAPHIC TECHNOLOGY OR
GEOGRAPHY OR GEOCHEMISTRY GEOPHYSICS OR ASTRONOMY ASTROPHYSICS OR
OTORHINOLARYNGOLOGY OR ENERGY FUELS OR OPERATIONS RESEARCH MANAGEMENT SCIENCE
OR ART OR MATHEMATICS OR CHEMISTRY OR ARCHITECTURE)

Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, ESCI Timespan=2010-2017

Database: Scopus

Dato: 20.02.2017

Antall treff: 395

((aircraft or flight or airport or "air force" or airforce or "air base" or airbase or airplane or
aeroplane or aviation) W/5 noise*)

Limits: 2010-2017, Subject area medicine, Social sciences, health professions or nursing

Database: Science direct

Dato: 20.02.2017

Antall treff: 78 til sammen uten interne dubletter

(aircraft W/5 noise*) = 54 treff

(flight W/5 noise*) = 7 treff

(airport W/5 noise*) = 40 treff

("air force" W/5 noise*) = 1 treff

(airforce W/5 noise*) = 0 treff

("air base" W/5 noise*) = 5 treff

(airbase W/5 noise*) = 0 treff

(airplane W/5 noise*) = 1 treff

(aeroplane W/5 noise*) = 0 treff

(aviation W/5 noise*) = 15 treff

Alle søk kjørt in Abstract, Title, Keywords

I fagområde "Medicine and Dentistry", "Nursing and Health Professions", "Psychology", og
"Social Sciences"

Årstall 2010 to present

Vedlegg 5 Litteratursøk- luftforurensning - primærartikler

Litteratursøk fra Bibliotek for helseforvaltningen

Dokumentasjon av søkestrategi

FORURENSING FRA FLY OG FLYPLASS OG KONSEKVENSER FOR HELSE OG TRIVSEL

Kontaktperson: Norun H. Krog, SMML
Søk: Marita Heintz
Tidsbruk: 10 timer
Dublettsjekk i EndNote: Før dublettkontroll: 852
Etter dublettkontroll: 613

Pico-skjema:

Hva er spørsmålet som litteratursøket er ment å besvare?	Spørsmålet i PICO format				Kjente relevante studier
	Population (pasient)	Eksposering (risiko)	Comparison (sammenligning)	Outcome (utfall)	
Sammenhengen mellom forurensing fra fly og flyplass og virkninger på helse og trivsel		Forurensing (bl.a. Nitrogen Oxide particulate matter) fra fly og flyplass		En rekke utfall, f.eks. hjerte-kar, diabetes, fedme, psykisk helse og velvære, fødselsutfall, søvn, subjektive plager (hodepine, muskel-/skjelettplager), barns læring, hukommelse, leseferdigheter, Rekreasjonsmulighet, tilfredshet m/nabolaget	

Database: Epub Ahead of Print, In-Process & Other Non-Indexed Citations, Ovid MEDLINE(R) Daily and Ovid MEDLINE(R) 1946 to Present

Dato: 23.02.2017

Antall treff: 98

1	(exp Air Pollutants/ or Air Pollution/ or Vehicle Emissions/ or Nitrogen Oxides/ or Particulate Matter/) and (Aircraft/ or Airport/)	348
2	((aircraft or flight or airport or air force or airforce or air base or airbase or airplane or aeroplane) adj5 (pollution? or pollutant? or emission? or "Nitrogen Oxide?" or "Oxides of nitrogen" or NO2 or "particulate matter" or PM)).tw.	238
3	1 or 2	526
4	limit 3 to yr="2014 -Current"	104
5	limit 4 to english language	98

Database: Embase 1974 to 2017 February 22

Dato: 23.02.2017

Antall treff: 238

Litteratursøk fra Bibliotek for helseforvaltningen

Dokumentasjon av søkestrategi

1	(exp air pollution/ or nitrogen oxide/ or particulate matter/) and (aircraft/ or airport/)	1146
2	((aircraft or flight or airport or air force or airforce or air base or airbase or airplane or aeroplane) adj5 (pollution? or pollutant? or emission? or "Nitrogen Oxide?" or "Oxides of nitrogen" or NO2 or "particulate matter" or PM)).tw.	495
3	1 or 2	1391
4	limit 3 to yr="2014 -Current"	287
5	Elsevier.cr.	22087683
6	4 and 5	263
7	limit 6 to english language	257
8	Conference Abstract.pt.	2470658
9	7 not 8	238

Database: PsycINFO 1967 to February Week 2 2017

Dato: 23.02.2017

Antall treff: 3

#	Searches	Results
1	pollution/ and exp AIRCRAFT/	6
2	((aircraft or flight or airport or air force or airforce or air base or airbase or airplane or aeroplane) adj5 (pollution? or pollutant? or emission? or "Nitrogen Oxide?" or "Oxides of nitrogen" or NO2 or "particulate matter" or PM)).tw.	13
3	1 or 2	18
4	limit 3 to yr="2014 -Current"	3
5	limit 4 to english language	3

Database: Web of Science

Dato: 24.01.2017

Antall treff: 101

TOPIC: (((aircraft or flight or airport or "air force" or airforce or "air base" or airbase or airplane or aeroplane or aviation) NEAR/4 (pollution\$ or pollutant\$ or emission\$ or "Nitrogen Oxide\$" or "Oxides of nitrogen" or NO2 or "particulate matter" or PM)))

Refined by: [excluding] **RESEARCH AREAS:** (ACOUSTICS OR GEOCHEMISTRY GEOPHYSICS OR PHYSICS OR AGRICULTURE OR GEOGRAPHY OR PHYSIOLOGY OR AUTOMATION CONTROL SYSTEMS OR GEOLOGY OR BIOCHEMISTRY MOLECULAR BIOLOGY OR GOVERNMENT LAW OR PSYCHOLOGY OR BIOTECHNOLOGY APPLIED MICROBIOLOGY OR IMAGING SCIENCE PHOTOGRAPHIC TECHNOLOGY OR PUBLIC ADMINISTRATION OR BUSINESS ECONOMICS OR INSTRUMENTS INSTRUMENTATION OR CELL BIOLOGY OR INTERNATIONAL RELATIONS OR RADIOLOGY NUCLEAR MEDICINE MEDICAL IMAGING OR

Litteratursøk fra Bibliotek for helseforvaltningen

Dokumentasjon av søkestrategi

LIFE SCIENCES BIOMEDICINE OTHER TOPICS OR REMOTE SENSING OR COMPUTER SCIENCE OR MARINE FRESHWATER BIOLOGY OR SCIENCE TECHNOLOGY OTHER TOPICS OR CONSTRUCTION BUILDING TECHNOLOGY OR SOCIAL SCIENCES OTHER TOPICS OR ELECTROCHEMISTRY OR MECHANICS OR SPECTROSCOPY OR METALLURGY METALLURGICAL ENGINEERING OR SURGERY OR METEOROLOGY ATMOSPHERIC SCIENCES OR TELECOMMUNICATIONS OR ENTOMOLOGY OR NEUROSCIENCES NEUROLOGY OR THERMODYNAMICS OR NUCLEAR SCIENCE TECHNOLOGY OR TRANSPORTATION OR EVOLUTIONARY BIOLOGY OR OCEANOGRAPHY OR WATER RESOURCES OR FOOD SCIENCE TECHNOLOGY OR OPERATIONS RESEARCH MANAGEMENT SCIENCE OR ZOOLOGY OR GENERAL INTERNAL MEDICINE OR OPTICS)

Indexes=SCI-EXPANDED, SSCI, A&HCI, ESCI Timespan=2014-2017

Database: Scopus
Dato: 23.02.2017
Antall treff: 307

((aircraft or flight or airport or "air force" or airforce or "air base" or airbase or airplane or aeroplane or aviation) W/5 (pollution* or pollutant* or emission* or "Nitrogen Oxide*" or NO2 or "particulate matter" or PM))

Limits: 2014-2017, Subject area medicine, Social sciences, health professions

Database: Science direct
Dato: 23.02.2017
Antall treff: 105 til sammen uten interne dubletter

(aircraft W/5 pollution) = 3 treff
(aircraft W/5 pollutant*) = 3 treff
(aircraft W/5 emission*) = 21 treff
(aircraft W/5 "Nitrogen Oxide") = 1 treff
(aircraft W/5 "Nitrogen Oxides") = 1 treff
(aircraft W/5 "Oxides of nitrogen") = 1 treff
(aircraft W/5 NO2) = 0 treff
(aircraft W/5 "particulate matter") = 0 treff
(aircraft W/5 PM) = 1 treff

(flight W/5 pollution) = 2 treff
(flight W/5 pollutant*) = 1 treff
(flight W/5 emission*) = 19 treff
(flight W/5 "Nitrogen Oxide") = 0 treff
(flight W/5 "Nitrogen Oxides") = 0 treff
(flight W/5 "Oxides of nitrogen") = 0 treff
(flight W/5 NO2) = 0 treff
(flight W/5 "particulate matter") = 0 treff
(flight W/5 PM) = 1 treff

(airport W/5 pollution) = 7 treff
(airport W/5 pollutant*) = 2 treff
(airport W/5 emission*) = 13 treff
(airport W/5 "Nitrogen Oxide") = 0 treff
(airport W/5 "Nitrogen Oxides") = 0 treff

(airport W/5 "Oxides of nitrogen") = 0 treff

(airport W/5 NO2) = 0 treff

(airport W/5 "particulate matter") = 1 treff

(airport W/5 PM) = 1 treff

("air force" W/5 pollution) = 1 treff

("air force" W/5 pollutant*) = 0 treff

("air force" W/5 emission*) = 1 treff

("air force" W/5 "Nitrogen Oxide") = 0 treff

("air force" W/5 "Nitrogen Oxides") = 0 treff

("air force" W/5 "Oxides of nitrogen") = 0 treff

("air force" W/5 NO2) = 0 treff

("air force" W/5 "particulate matter") = 1 treff

("air force" W/5 PM) = 0 treff

(airforce W/5 pollution) = 0 treff

(airforce W/5 pollutant*) = 0 treff

(airforce W/5 emission*) = 0 treff

(airforce W/5 "Nitrogen Oxide") = 0 treff

(airforce W/5 "Nitrogen Oxides") = 0 treff

(airforce W/5 "Oxides of nitrogen") = 0 treff

(airforce W/5 NO2) = 0 treff

(airforce W/5 "particulate matter") = 0 treff

(airforce W/5 PM) = 0 treff

("air base" W/5 pollution) = 18 treff

("air base" W/5 pollutant*) = 6 treff

("air base" W/5 emission*) = 7 treff

("air base" W/5 "Nitrogen Oxide") = 0 treff

("air base" W/5 "Nitrogen Oxides") = 0 treff

("air base" W/5 "Oxides of nitrogen") = 0 treff

("air base" W/5 NO2) = 0 treff

("air base" W/5 "particulate matter") = 1 treff

("air base" W/5 PM) = 0 treff

(airbase W/5 pollution) = 0 treff

(airbase W/5 pollutant*) = 0 treff

(airbase W/5 emission*) = 1 treff

(airbase W/5 "Nitrogen Oxide") = 0 treff

(airbase W/5 "Nitrogen Oxides") = 0 treff

(airbase W/5 "Oxides of nitrogen") = 0 treff

(airbase W/5 NO2) = 0 treff

(airbase W/5 "particulate matter") = 0 treff

(airbase W/5 PM) = 0 treff

(airplane W/5 pollution) = 0 treff

(airplane W/5 pollutant*) = 0 treff

Litteratursøk fra Bibliotek for helseforvaltningen

Dokumentasjon av søkestrategi

(airplane W/5 emission*) = 1 treff
(airplane W/5 "Nitrogen Oxide") = 0 treff
(airplane W/5 "Nitrogen Oxides") = 0 treff
(airplane W/5 "Oxides of nitrogen") = 0 treff
(airplane W/5 NO2) = 0 treff
(airplane W/5 "particulate matter") = 0 treff
(airplane W/5 PM) = 1 treff

(aeroplane W/5 pollution) = 0 treff
(aeroplane W/5 pollutant*) = 0 treff
(aeroplane W/5 emission*) = 0 treff
(aeroplane W/5 "Nitrogen Oxide") = 0 treff
(aeroplane W/5 "Nitrogen Oxides") = 0 treff
(aeroplane W/5 "Oxides of nitrogen") = 0 treff
(aeroplane W/5 NO2) = 0 treff
(aeroplane W/5 "particulate matter") = 0 treff
(aeroplane W/5 PM) = 0 treff

(aviation W/5 pollution) = 4 treff
(aviation W/5 pollutant*) = 1 treff
(aviation W/5 emission*) = 29 treff
(aviation W/5 "Nitrogen Oxide") = 0 treff
(aviation W/5 "Nitrogen Oxides") = 0 treff
(aviation W/5 "Oxides of nitrogen") = 0 treff
(aviation W/5 NO2) = 0 treff
(aviation W/5 "particulate matter") = 1 treff
(aviation W/5 PM) = 1 treff

Alle søk kjørt in Abstract, Title, Keywords

I fagområde "Medicine and Dentistry", "Nursing and Health Professions", "Psychology",
"Pharmacology, toxicology and pharmaceutical Science" og "Social Sciences"

Årstall 2014 to present

Utgitt av Folkehelseinstituttet
Oktober 2017
Postboks 4404 Nydalen
NO-0403 Oslo
Telefon: 21 07 70 00
ISBN-978-82-8082-874-3