

Luftkvalitetsberegninger for Oslo Lufthavn

Dag Tønnesen, Claudia Hak, Susana López-Aparicio, Gabriela Sousa Santos,
Matthias Vogt, Marianne Berdal (Mycoteam), Markus Lindholm (NIVA)



Innhold

Innhold	3
Sammendrag	4
Ordliste	6
1 Innledning	7
2 Kartlegging av luftkvaliteten rundt flyplassen	7
2.1 Utslippsestimater	11
2.1.1 Utslipp fra fly	11
2.1.2 Utslipp fra flyplassens bakkeaktiviteter	15
2.1.3 Utslipp fra vegtrafikk	16
2.1.4 Utslipp fra boligoppvarming.....	16
2.1.5 Øvrige utslipp	16
2.1.6 Samlede utslipp i modellområdet i 2015	17
2.2 Meteorologiske data og bakgrunnskonsentrasjoner	17
2.3 Modellresultater	18
2.3.1 Rutemiddelkonsentrasjoner av NO _x og NO ₂	19
2.3.2 Rutemiddelkonsentrasjoner av PM ₁₀ og PM _{2,5}	23
2.3.3 Relative bidrag fra kildegruppene til rutemiddelkonsentrasjoner	26
2.3.4 Konsentrasjoner på utvalgte steder	34
2.3.5 Sammenligning med beregninger utført i 2001	40
2.4 Scenario for 2030	40
2.4.1 Aktivitetsendring	41
2.4.2 Utslippsendringer	41
2.4.3 Konsentrasjonsendringer til 2030	43
3 Forekomst av lukt rundt flyplassen	51
4 Kartlegging av sverting på bygninger	53
4.1 Mycoteams vurdering av resultatene	59
4.2 Tolkning av prøveresultatene	60
5 Kartlegging av påvirkning av ferskvannsområder	65
5.1 Bakgrunn	65
5.2 Livet i vann, betydningen av overflatespenning og fukting.....	66
5.3 Mulige luft-til-vann-avsetninger knyttet til flytrafikken på OSL	67
6 Konklusjoner	71
7 Referanser	74
Vedlegg A Bakgrunnsinformasjon om sopparter (Mycoteam)	77

Sammendrag

Oslo Lufthavn AS/Avinor har engasjert NILU – Norsk institutt for luftforskning til å gjennomføre en oppdatert kartlegging av luftkvaliteten på og rundt Oslo Lufthavn for å vurdere påvirkning i forhold til naboene og nærmiljøet med hensyn til helse og miljø. Kartleggingen er basert på beregninger av dagens situasjon, samt en fremtidig situasjon i 2030 med endret trafikkmengde og trafikkmønster. Det er utført spredningsberegninger, vurderinger av årsak til lukt, undersøkelser av sverting på bygninger og vurderinger av mulig påvirkning på ferskvann i området.

Luftkvalitetsvurdering rundt flyplassen

Beregning av luftforurensning i et modellområde på 9 x 12 km rundt Oslo Lufthavn viser at beregnet nivå av NO_x i de mest belastede områdene, som ligger inne på flyplassen, er på samme nivå som beregningsresultater for sentrumsområder i middelstore byområder i Norge, der konsentrasjonsnivået ligger nær grenseverdien for årsmiddelkonsentrasjon av NO₂. De beregnede verdiene er under grenseverdiene for luftkvalitet, men modellen gir underestimerer av konsentrasjonene i byområdene, så marginen til grenseverdien er mindre enn det modellresultatene viser.

I boligområder nærmest Oslo Lufthavn er påvirkning av luftkvalitet fra flyplassens virksomhet størst for komponenten NO₂, mens forurensning av partikler (PM₁₀ og PM_{2,5} målt som massekonsentrasjon) er dominert av bidrag fra kilder utenfor modellområdet. Konsentrasjonsfordelingen av NO₂ som framkommer ved modellering av bidrag fra fly, viser at selv om en mye større del av utslippet fra fly i modellområdet foregår i luften, er konsentrasjonsbidraget helt dominert av den delen av utslippet som foregår på bakken, det vil si fra kilder fra vegtrafikk til og fra flyplassen og fra bakkeoperasjoner på selve flyplassen. For boligområdene rundt flyplassen viser beregningene at årsmiddelbelastning av NO₂ fra flyutslipp (både på bakken og i luften) 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 timemiddelkonsentrasjon har sammenheng med hvilke vindretninger som forekommer samtidig med dårlige spredningsforhold. Bidragene fra utslipp fra vegtrafikk er størst for luftkonsentrasjoner av NO₂ 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 belastning 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 relatert til bakkeaktivitet 3 % og 1 % og fra vegtrafikk 24 % og 35 %. Modellresultatene for PM₁₀ og PM_{2,5} viser at det største bidraget kommer fra bakgrunnsbelastningen. Utenfor områder med store utslipp av svevestøv er dette alminnelig. 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 8. høyeste døgnmiddelkonsentrasjon er noe større, 15 % på Sand, Sessvollmoen og vest for flyplassen, og 9 % i Teigebyen.

Utvikling fra 2015 til 2030

Framskrivning til 2030 av aktiviteter knyttet til flyplassen er utført på bakgrunn av prognoser gitt i OSL Masterplan 2012-2050. Her forutsettes det en vekst i antall flybevegelser på 34 % fra 2015 til 2030. Framskrivningene viser en reduksjon av konsentrasjon fram til 2030 på mellom 5 og 25 % for NO₂ og på mellom 2 % og 6 % for PM_{2,5}, og en økning på opptil 4 % for PM₁₀. Økning i konsentrasjonen av PM₁₀ 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 %).

Forekomst av lukt rundt 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 tettbebyggelsen vest for flyplassen og Sand lukt i boligområder oftest kan opptre. Dersom lukt rundt flyplassen skyldes komponenter i jetdrivstoff, må lukteterskelen overstiges svært mye før komponentene som lukter utgjør noen helsefare.

Årsak til svart belegg på bygninger rundt flyplassen

Det ble tatt prøver fra husfasader, som ble analysert av Mycoteam, for soppvekst og andre årsaker til misfarging. Fem hus, i nærheten av flyplassen og i nærheten av E6 samt et referansested, ble undersøkt. Resultat fra analysene av Mycoteam viser at misfargingen på fasadene skyldes en svertesopp og ikke sot fra flyplassen. Det er påvist sotpartikler i alle prøvene, uavhengig av avstand fra flyplassen, men stort sett ingen unormale mengder.

Effekter på ferskvann

I denne rapporten er det utført en litteraturstudie som omhandler mulige effekter og påvirkninger på ferskvannøkologi, herunder endring av overflatespenning på vann. Litteratur om påvirkning av nedsatt overflatespenning på organismer som lever på vannoverflater, er blitt gjennomgått. Gjennomgangen viser at den mest sannsynlige påvirkningen fra flyplassens virksomhet på overflatespenning i ferskvann er tilførsel av glykol fra avisningsvæske, ikke NO_x- eller sotutslippene fra selve flyene. De mulige påvirkningene som drøftes er teoretiske og inneholder flere usikkerheter. Feltstudier gjennom sommerhalvåret ville være nødvendige dersom man skal få mer klarhet i hvorvidt glykol faktisk påvirker vannmiljøet omkring flyplassen.

Ordliste

Antallkonsentrasjon ..	Antall partikler under en gitt størrelse eller i størrelsesintervaller i et luftvolum på 1 m ³
Bakgrunnsbelastning	Her: Konsentrasjonsbidrag som skyldes utslipp utenfor modellens avgrensede område
Døgnmiddel	24-timers middelværdi, mellom midnatt og midnatt påfølgende dag
EAD	Ekvivalent aerodynamisk diameter; partiklenes aerodynamiske størrelse
Empirisk modell.....	Modell som bygger på sammenheng mellom målinger av ulike parametere
Eulersk modell.....	Modell med fast koordinatsystem, ofte oppdelt i regulære kubiske former (grid). Luftbevegelsen beskrives i gridsystemet, og modellen beregner transport og spredning av forurensning i gridsystemet
Ferskvanns- resipienter	Bekker, elver, tjern og sjøer
Grenseverdi	Fastsatt konsentrasjonsnivå som gjelder for en gitt midlingstid
Hydrokarboner, HC	Fellesbetegnelse for molekyler som hovedsakelig består av karbon og hydrogen
Kildebidrag.....	En del av samlet forurensning som kommer fra en gitt type utslippskilde
Massekonsentrasjon	Samlet vekt av partikler under gitt størrelse i et luftvolum på 1 m ³
Midlingstid.....	Prøvetakingstid for måling av luftforurensning
Modellering.....	Her: Matematisk basert prediksjon av konsentrasjoner i luft
NO ₂	Nitrogendioksid; gass som dannes ved forbrenning (f.eks. i motorer), toksisk
Nanopartikler	Partikler i svevestøv med EAD mindre enn 0,1 µm
Overflatespenning	Effekt av at væskespenning er sterkere ned mot væsken enn mot luftlaget over væsken
Oksidasjon	Atmosfærisk reaksjon hvor et molekyl tilføres et oksygenatom
Partikler.....	Finfordelte faste partikler i en gass
PM _{0.1}	Partikler i svevestøvet med EAD mindre enn 0,1 µm
PM _{2.5}	Partikler i svevestøvet med EAD mindre enn 2,5 µm
PM ₁₀	Partikler i svevestøvet med EAD mindre enn 10 µm
PNC	Antall partikler under en gitt størrelse eller i størrelsesintervaller i et luftvolum på 1 m ³
Spredningsforhold.....	Atmosfærens evne til å fortynde et utslipp gjennom transport og luftblanding
Surfaktanter.....	Stoffer som reduserer en væskes overflatespenning
Svevestøv.....	Partikler som er så små at de holder seg svevende i luften. De er inhalerbare og kan være helseskadelige
Timemiddel.....	Konsentrasjonsmiddelværdi av et stoff i luften over en klokkeperiode
Tidsvariasjon.....	Her betegnelse på beskrivelse av variasjon av utslipp fra time til time gjennom en beregningsperiode (år).
Ultrafine partikler.....	Partikler i svevestøvet med EAD mindre enn 0,1 µm, se PM _{0.1}
Årsmiddel	Konsentrasjonsmiddelværdi av et stoff i luften for et kalenderår

Luftkvalitetsberegninger for Oslo Lufthavn

1 Innledning

Oslo Lufthavn er Norges hovedflyplass med rundt 24 millioner passasjerer i 2014 (Oslo Lufthavn, 2015). Oslo Lufthavn ligger ca. 35 km nord-nordøst for Oslo sentrum, på grensen mellom Ullensaker og Nannestad kommuner i Akershus. Den åpnet i 1998 og ble utvidet flere ganger siden. Kapasiteten er i ferd med å utvides for å kunne håndtere 28 millioner passasjerer i året fra april 2017. Nærmiljøet til lufthavnen er påvirket av utslipp fra flytrafikk, bakketrafikk på flyplassen, transport til og fra flyplassen, samt bakgrunnskonsentrasjoner. Denne rapporten har evaluert og kvantifisert påvirkning av disse kilder i forhold i flyplassens nærmiljøet med hensyn til helse og miljø.

Luftkvaliteten på og rundt Oslo Lufthavn (OSL) ble sist kartlagt i 2002 (Gram og Walker, 2002). Endringene i kapasiteten på flyplassen, trafikkmengde og andre parametere har medført at det var behov for en oppdatert kartlegging av luftkvaliteten på og rundt flyplassen for å vurdere påvirkning i forhold til naboene og nærmiljøet. Kartleggingen er basert på beregninger av dagens situasjon, samt en fremtidig situasjon med endret trafikkmengde og –mønster for 2030.

Siden det er bekymring på grunn av drivstofflukt hos enkelte naboer, er årsaker og kilder til lukt av flydrivstoff kartlagt. En vurdering av konsentrasjoner fra hydrokarbonutslipp knyttet til aktivitet ved flyplassen er utført for dette formålet.

Dessuten er det undersøkt hvilke årsaker som fører til sverting/oppbygging av svart belegg på bygninger i området rundt flyplassen.

Denne rapporten omfatter også kartlegging av mulig påvirkning av økologien i ferskvannsresipienter. Årsaken og kilder til endringen av overflatespenningen på vann, som igjen påvirker produksjon av mygglarver i vannområdet rundt flyplassen, er undersøkt.

2 Kartlegging av luftkvaliteten rundt flyplassen

Kartlegging av luftkvalitet i denne rapporten omfatter svevestøv i to størrelsesfraksjoner ($PM_{2.5}$, PM_{10}), nitrogen dioksid (NO_2) og hydrokarboner (HC).

En rekke nye studier av total partikkelantallkonsentrasjon (PNC) og størrelsesfordelt partikkelantall viser til forhøyete konsentrasjoner av PNC rundt flyplasser og peker på uønskete helsemessige konsekvenser (Masiol og Harrison, 2014; Keuken et al., 2015).

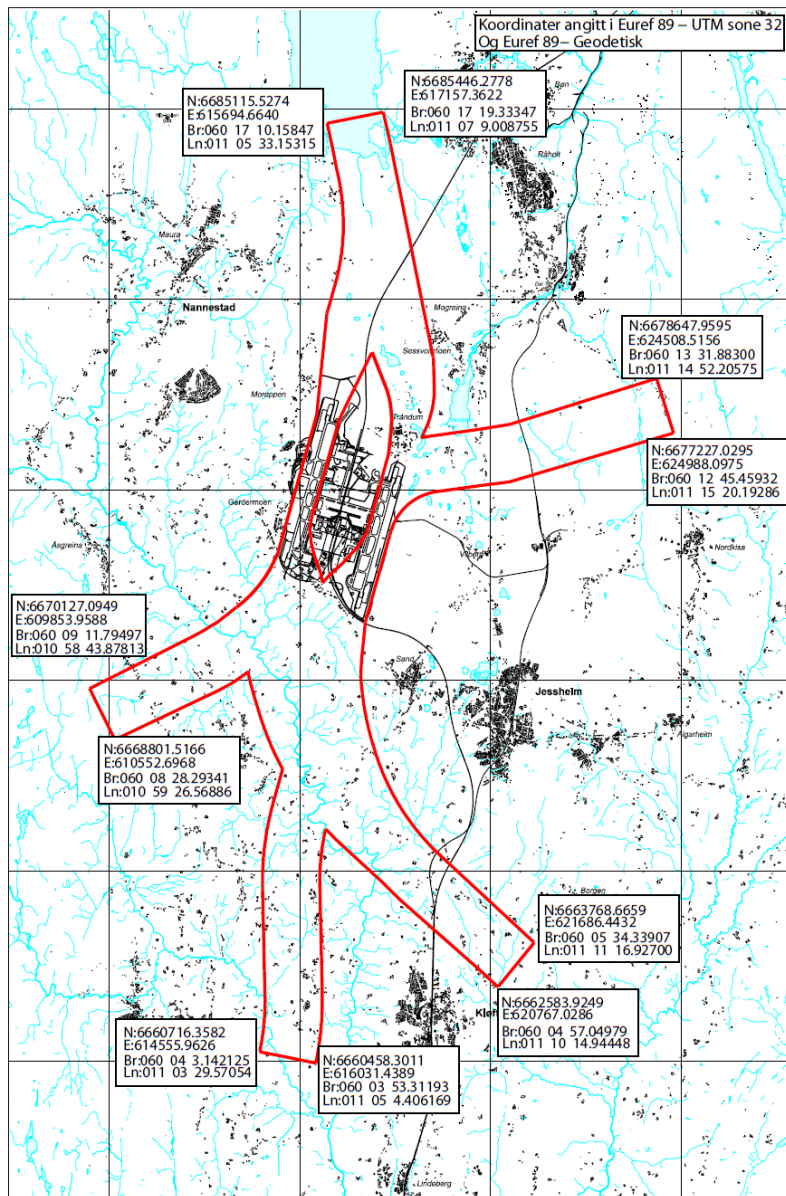
Ultrafine partikler (UFP) er ofte betegnet som $PM_{0.1}$. Vekten av partiklene i denne størrelsesorden er neglisjerbar, for partikler som består av samme stoff veier en PM_{10} -partikkel 1 000 000 ganger mer enn en $PM_{0.1}$ -partikkel. Antallkonsentrasjon i et luftvolum betegnes som PNC (partikkelantallkonsentrasjon). Partikkelantallet kan også måles størrelsesfordelt. Beregninger av massekonsentrasjon av PM_{10} og $PM_{2.5}$ gir ingen informasjon om UFP eller antallkonsentrasjon. Utslipp ved flyplassen kan påvirke PNC i mye større grad enn de påvirker massekonsentrasjonen. Oppholdstiden i luft for en partikkelmasse har stor betydning

for PNC på grunn av at partiklene etter hvert agglomererer (slår seg sammen), og dermed øker i diameter og reduseres i antall, og nærheten til utslippet har derfor stor betydning. For avgass fra forbrenning vil diameter med flest antall partikler endres fra rundt 10 nanometer til 25 nanometer på under 60 minutter (Nieminen et Al., 2014). Modellverktøy for beregning av PNC er forskjellig fra modellverktøy for beregning av massekonsentrasjon av partikler. For kartlegging av PNC ved flyplassen er det nødvendig å utføre relevante målinger.

For å kartlegge luftkvaliteten rundt flyplassen har NILU benyttet spredningsmodellen EPISODE, som også ble benyttet i beregningene for Oslo Lufthavn i 2002 og 1999. EPISODE er en tredimensjonal Eulersk modell med innebygde lokalskalamodeller for behandling av ulike typer kilder dvs. område-, linje- og punktkilder (Slørdal et al., 2003).

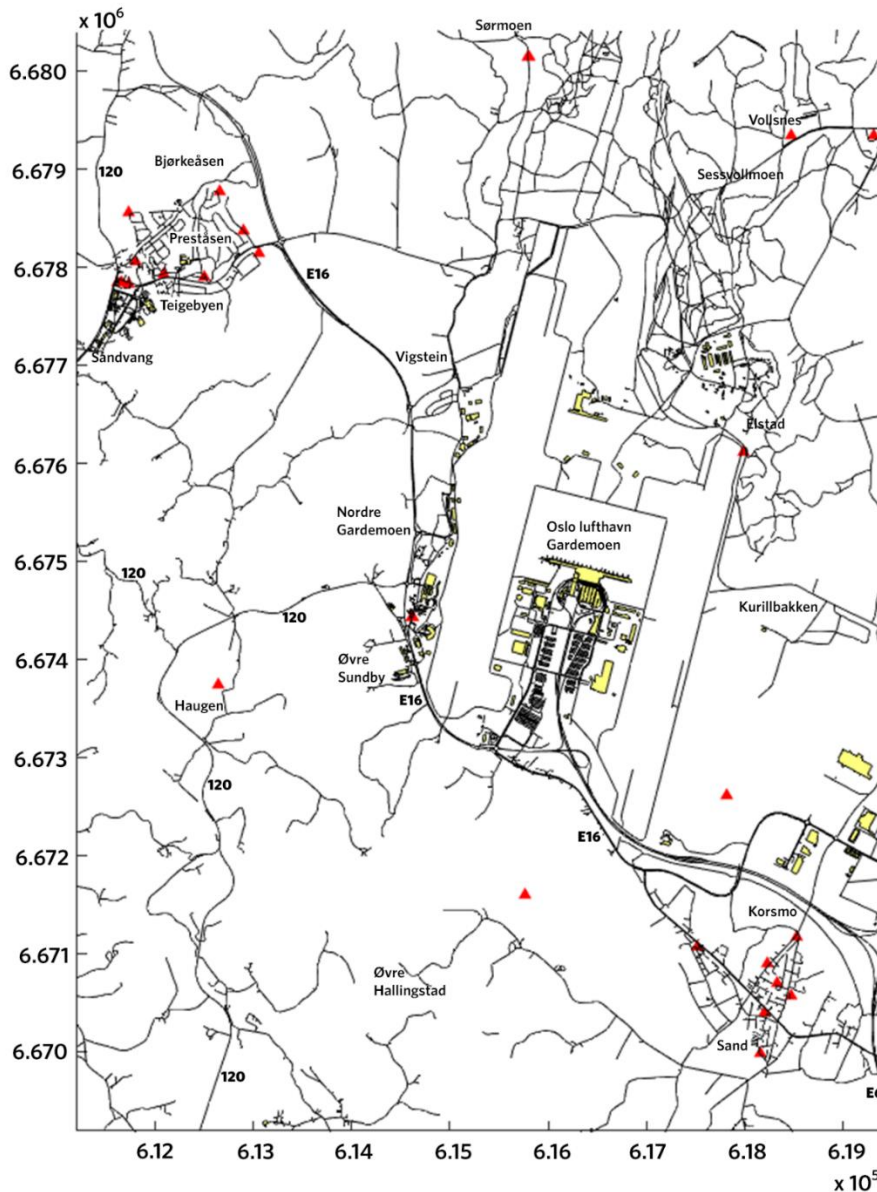
I de tidligere beregningene (Gram og Walker, 2002) ble spredningsmodellen anvendt for et område på 5 km x 7 km med Oslo Lufthavn sentralt i området. Beregningene ble utført med et rutenett på 100 m x 100 m. Målet for beregning av luftkvalitet ved Oslo Lufthavn har nå vært fokusert på bebyggelse i nærheten av lufthavnen. For å inkludere boligområdene Teigebyen og Preståsen i Nannestad og Sand i Ullensaker i beregningsområdet, er modellområdet utvidet til 9 km x 12 km, samtidig som modellens rutenett er økt til 200 m x 200 m. Den geografiske oppløsningen av modellresultatene utenfor flyplassområdet har blitt opprettholdt på samme detaljnivå som de tidligere beregningene ved å beregne forurensningsbidrag fra vegtrafikk i separate beregningspunkter langs vegnettet i modellområdet.

Figur 1 viser korridorkartet for utflygninger fra Oslo Lufthavn. Korridorene viser områdene der utslipp fra fly forekommer nærmest bakken. All flybevegelse i luften i «Landing and take off» (LTO) bevegelser foregår innenfor korridorene. Beregningsområdet for spredningsmodellen for luftforurensning er noe mindre i utstrekning. Beregningsområdet for modellen er vist i Figur 2.



Figur 1: Korridorkart for utflygninger fra Oslo Lufthavn.

I tillegg til beregninger av middelkonsentrasjoner over 200m x 200m utføres beregningene i utvalgte punkter. Disse beregningspunktene er valgt ut for å få en bedre beskrivelse av konsentrasjoner i tettbebyggelsene rundt flyplassen. Valget av beregningspunkter i de ulike tettbebyggelsene er gjort for å få representative plasseringer i forhold til vegnettet. Beregningspunktene er vist i Figur 2. I forbindelse med presentasjonen av konsentrasjonsbidrag i beregningspunkter er det gitt en nærmere beskrivelse av plasseringene. De fleste av beregningspunktene er konsentrert i Teigebyen/Preståsen og Sand.



Figur 2: Beregningsområde for utslipps- og spredningsmodellering med de separate beregningspunktene vist med røde triangler.

Spredningsberegninger av luftforurensing er utført med grunnlag i utslippsdata og meteorologiske data for spredningsforhold. Inngangsdataene er tilpasset ønsket oppløsning i rom og tid for konsentrasjoner av luftforurensing. Beregningene er utført for timemiddelkonsentrasjoner som i etterkant er aggregert til tidsoppløsninger som svarer til grenseverdier for komponentene (svevestøv, nitrogendioksid), eller er relevante for problemstillingen de skal belyse (hydrokarboner).

Det er benyttet meteorologiske data fra 2015 som basis for kartlegging av dagens situasjon og for scenariet i 2030 for å vurdere en fremtidig situasjon med endret trafikkmengde og –mønster. Det samme datasettet for meteorologiske spredningsforhold er benyttet både i beregningen av dagens situasjon og det framtidige scenariet, slik at forskjellene i resultater av luftkvalitet skyldes bare utslippsreduksjoner.

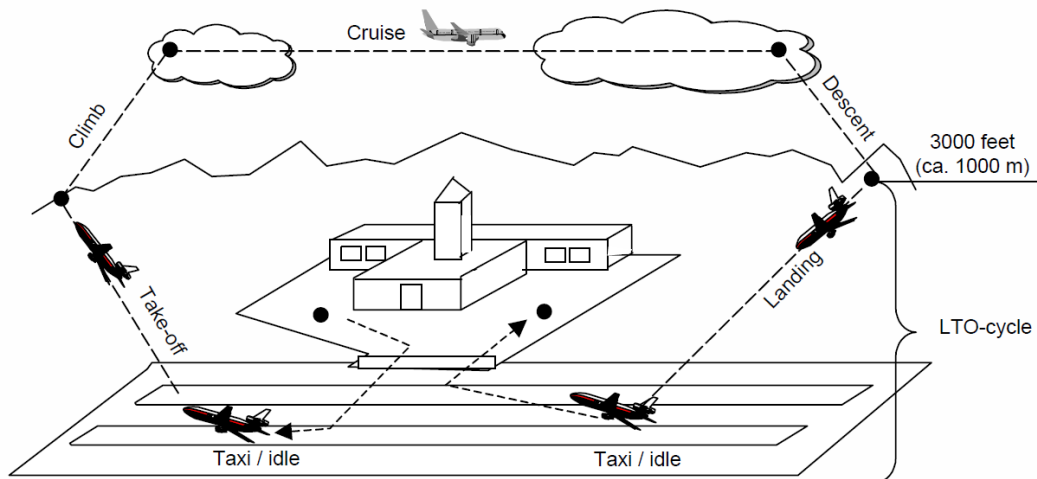
I planlagt prosjektgjennomføring var det meningen å benytte måledata fra den lokale målestasjonen for luftkvalitet ved OSL som grunnlag for å validere resultatene fra spredningsmodellen. Måledataserien inneholder dessverre store hull og perioder med dårlige data, særlig for NO_x, der det er tydelig drift av nullpunkt, og sannsynlig drift i målespenet. Dette er målinger som OSL drifter selv. Dersom måleutstyr av denne typen skal gi gode data er det viktig med regulært ettersyn (minst ukentlig) og helst en grundig service / kontroll hver 3. måned. Modellresultatene for NO_x og NO₂ kan derfor ikke sammenlignes med observasjoner ved OSL. Modellresultatene for NO_x og NO₂ er evaluert i sammenligning med tilsvarende resultater i andre byområder i Norge, der det er blitt anvendt samme type bakgrunnsdata, spredningsmodell og utslippsmodell. Måledata for PM₁₀ ble også vurdert under prosjektet. Vurderingen viser at dataene for PM₁₀ er av bedre kvalitet, med mindre manglende data eller åpenbare feil. Det er derfor utført en sammenligning mellom modellert og målt årlig middelvei av PM₁₀ i målepunktet ved OSL.

2.1 Utslippsestimater

På grunn av sterk vekst i lufttransport, er det økende fokus på utslipp fra lufthavner både nasjonalt og internasjonalt, og studier av påvirkning på luftkvalitet fra flyplasser viser at de kan gi signifikante bidrag til forhøyede konsentrasjonsnivåer i omgivelsene. Detaljerte utslippsdata av god kvalitet, med høy oppløsning i rom og tid, er essensielle som grunnlag for å utføre spredningsberegninger med resultater av god kvalitet. Det er utarbeidet utslippsestimater bestående av årlig utslipp fordelt over året som timeutslipp og i modellområdet som arealutslipp på 200 m x 200 m oppløsning, som linjekildeutslipp med meter oppløsning og som punktutslipp som representerer flybevegelse i luften. Kildegruppene i modellen består av utslipp fra fly, oppdelt i bevegelse på bakken og bevegelse i luften, bakkeaktivitet knyttet til flyplassen, trafikk på alle større veier i modellområdet og utslipp fra oppvarming av boliger. Andre kilder enn disse er representert i bakgrunnskonsentrasjonene.

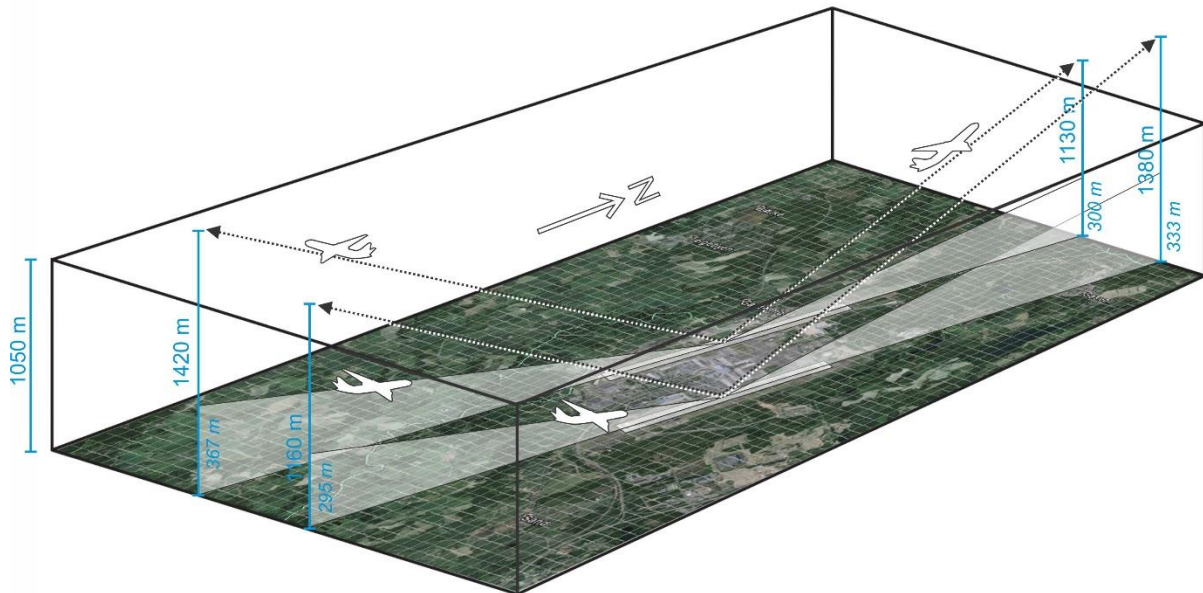
2.1.1 Utslipp fra fly

Utslippskartleggingen baserer seg på detaljert beskrivelse av flybevegelser registrert ved Oslo Lufthavn for 2014. Datagrunnlaget dekker flybevegelser med beskrivelse av flytype, tidspunkt og modus innenfor «Landing and Take off cycle» (LTO), se Figur 3. Den lokale delen av en LTO består av fire elementer, Landing, Taxi-in, Taxi-out og Take-off. Elementene Cruise, Descent, og Climb ligger utenfor modellområdet. Definisjonen av 6 flytyper, gjengitt i Tabell 1 følger anbefalinger fra EMEP/EEA (2013). Med utgangspunkt i disse dataene er det utarbeidet separate utslippsoversikter for utslipp fra flybevegelser på bakken og flybevegelser i luften.



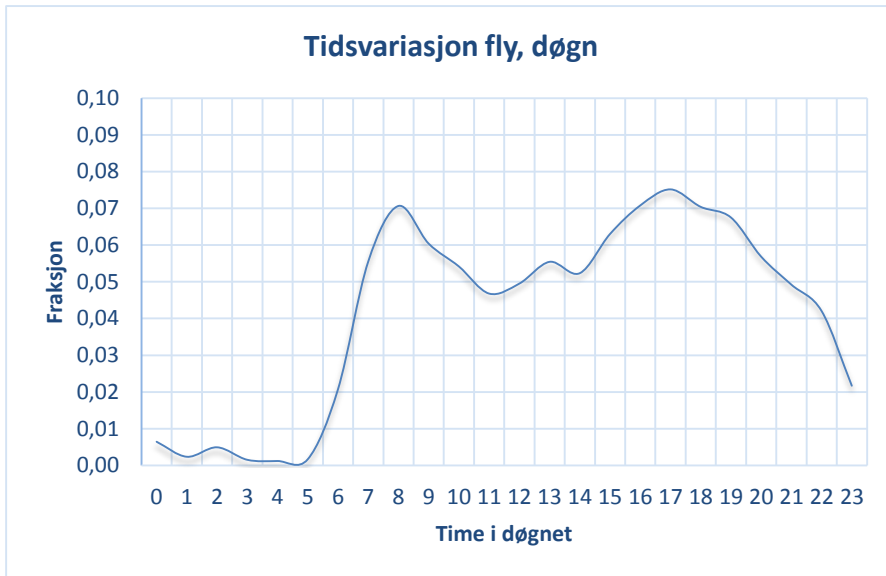
Figur 3: Skjematisk framstilling av «landing and take off cycle».

Utslipp over bakken knyttet til LTO er lagt inn med landingsvinkel på $2,8^\circ$ bestemt fra generell beskrivelse av Instrumental landing system (ILS) og med take-off vinkel på 10° bestemt fra beskrivelse av ulike motortyper fra Boeing. Retning for inn- og ut- flygning innenfor modellområdet følger orienteringene av rullebanene. Utslippet er tilegnet høyde over bakken avhengig av avstand fra rullebanenes endepunkter. Utslipp i taxi-modus (på bakken) er lagt inn i gridruter i henhold til plasseringen av taxi baner, oppstillingsplasser og pir-områdene på flyplassen. Figur 4 viser modellområdet og representasjonen i modellen av flybevegelse i luften.



Figur 4: Representasjon av flybevegelse innenfor modellområdet. Vertikalakse har dobbelt så stor målestokk som horisontale akser i figuren.

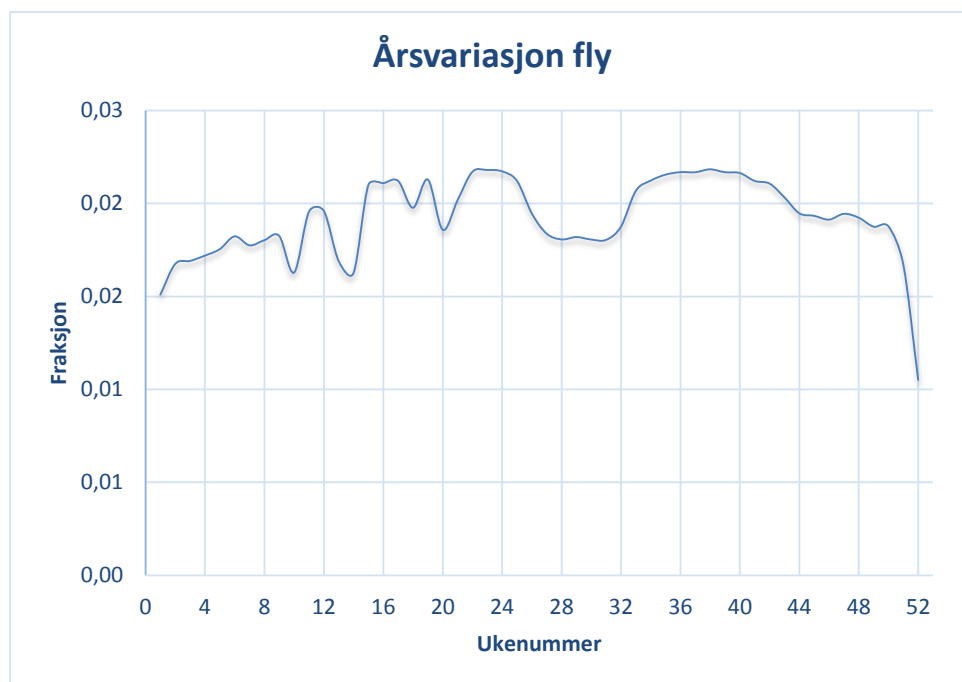
Tidsvariasjon for utslippene er utarbeidet på bakgrunn av de mottatte data fra OSL. Tidsvariasjonen er gitt som døgnvariasjon, ukedagsvariasjon og årlig variasjon for ukenummer. Tidsvariasjonene for flyaktivitet er vist i Figur 5, Figur 6 og Figur 7. Tidsvariasjonen er bygd opp som fraksjon av gyldighetsperioden, slik at summen av enkeltelementene er 1, uavhengig av gyldighetsperioden.



Figur 5: Døgnvariasjon av flyaktivitet i 2014.



Figur 6: Ukevariasjon av flyaktivitet i 2014.



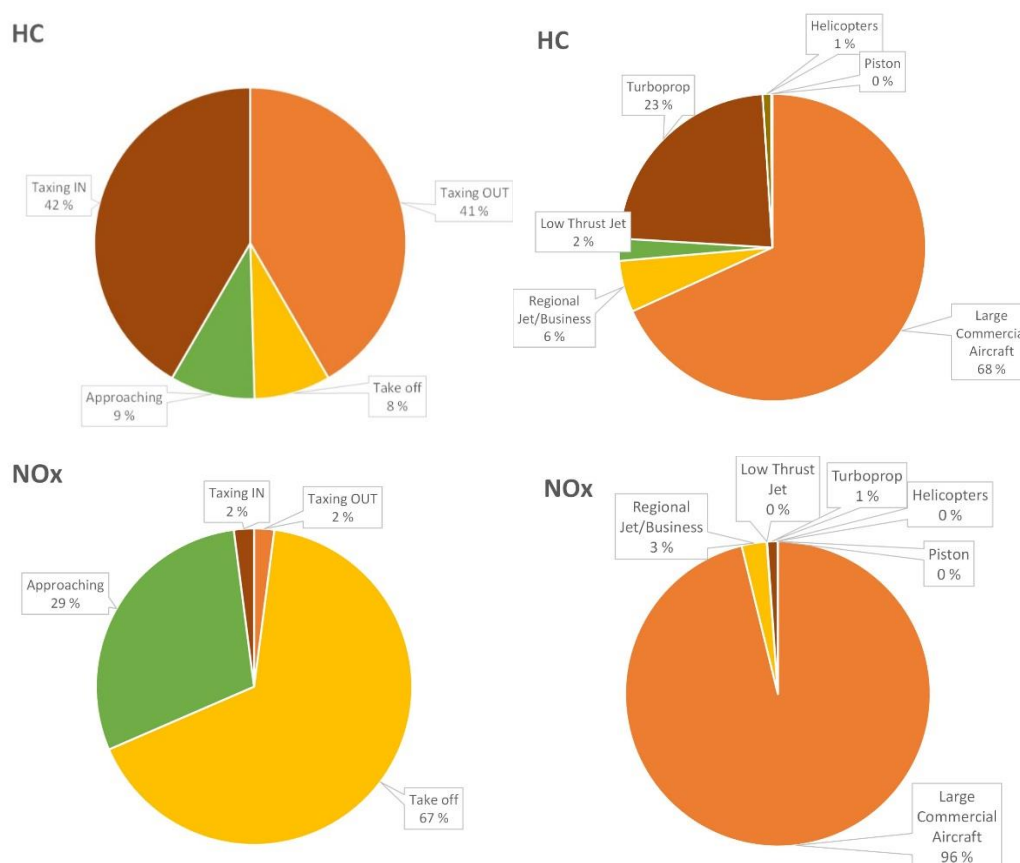
Figur 7: Årlig variasjon av flyaktivitet i 2014

Utslippene er beregnet som totalt utslipp for en LTO for hver flytype i henhold til metodikk anbefalt av EMEP/EEA (2013). Årlig utslipp for hver flytype er estimert basert på antall årlige flybevegelser for flytypen og spesifikke utslippsfaktorer for hver flytype. Utslippsfaktorer for flytype er hentet fra EMEP/EEA (2013), ICAO(2011), FOCA(2009) og US EPA (1978). Deretter ble samlet LTO-utslipp fordelt på de ulike modi i LTO, landing, taxing inn, taxing ut og take-off, se Figur 3. Andel utslipp fordelt på ulike flykategorier er estimert på bakgrunn av flydata fra OSL.

Basert på grunnlagsmaterialet for flytyper og aktivitet er det framkommet samlede utslipp og utslipp for flytyper for de ulike utslippskomponentene som gjengitt i Tabell 1. Relativ fordeling av utslipp av NO_x og hydrokarboner på ulike modi og på ulike flytyper er vist i Figur 8. For utslipp fra flymotorer er det, i likhet med de tidligere beregningene, antatt at NO₂-andelen av NO_x-utslippet er 10 %. Utslipet av PM₁₀ og PM_{2,5} er likt siden alle partiklene i utslippet har diameter under 2,5 µm.

Tabell 1: Årlig utslipp fra flyvninger på Gardermoen i 2014 (tonn/år).

	NO _x	PM ₁₀ og PM _{2,5}	HC
Store rutefly	1075	8,6	74,2
Regional / forretnings Jet	30	0,06	5,9
«Low thrust» jet	0,6	0,01	2,5
Turboprop	12	0,14	25,1
Helikopter	0,27	0,01	0,009
Stempelmotorer	0,01	0,006	0,005
Totalt utslipp fra alle typer	1118	8,9	109



Figur 8: Relativ fordeling av utslipp av NO_x og HC for flymodi og flytype.

For de ulike flymodi er den største delen av NO_x-utslippet knyttet til avgangsfasen. Taxi-fasene utgjør kun 2 % av totalt utslipp. For utslipp av hydrokarboner er forholdet motsatt, utslippet er størst i taxi-modus.

2.1.2 Utslipp fra flyplassens bakkeaktiviteter

Utslipp fra virksomheter med kjøretøy inne på flyplassområdet, som snøbrøyting, tilbringertjeneste til parkerte fly og øvrig bilkjøring inne på flyplassen er basert på forbruk av drivstoff for ulike kjøretøykategorier. Datagrunnlaget er fra 2015 og er utarbeidet av OSL. Utslipp er beregnet med utslippsfaktorer for gjennomsnittlig kjørehastighet på 30 km/t med tilsvarende gjennomsnittlig drivstoff-forbruk for personbiler, busser og tunge dieselkjøretøy. Utslippsfaktorer er hentet fra Hagmann og Gjerstad (2011). Tidsvariasjon for bakkeaktivitet knyttet til flyvninger (busser og lette kjøretøy) er forutsatt å være den samme som for flyaktiviteten. Tidsvariasjon for utslipp knyttet til snøbrøyting er fordelt uniformt over perioden fra november til og med mars. Årlig utslipp for de tre kjøretøytypene og samlet utslipp er vist i Tabell 2. For kjøretøysammensetningen som inngår i beregning av disse utslippene er NO₂-andelen av NO_x-utslippet 9 %.

Tabell 2: Utslipp fra bakkeaktivitet på flyplassområdet (tonn pr år).

Type kjøretøy	NO _x	PM ₁₀ og PM _{2,5}	HC
Busser	3,4	0,002	0,506
Brøytemaskiner	10,2	0,007	1,63
Lette kjøretøy	0,016	0,0002	0,26
Totalt bakkeaktiviteter	13,69	0,076	2,4

2.1.3 Utslipp fra vegtrafikk

Trafikkdata er hentet fra nasjonal vegdatabank (NVDB) og er hovedsakelig fra 2012-2013. Sammensetning av kjøretøy innenfor de ulike kjøretøy- og teknologiklassene er hentet fra grunnlagsdata for «Tiltaksutredning for luftkvalitet for Oslo og Bærum i 2015-2020», og representerer kjøretøysammensetning i 2014-2015. Utslippsfaktorene for de ulike kjøretøytypene og teknologinivåene bygger på Hagmann og Gjerstad(2011). Utslipp av støv fra vegbane er utført med NILUs empiriske vegstøvmodell (Tønnesen, 2000). Modellen er basert på en lineær sammenheng mellom støvutslipp, piggdekkbruk og tungtrafikkandel og en kvadratisk sammenheng mellom støvutslipp og kjørehastighet. Videre er utslippet modifisert i forhold til forekomst av nedbør og frost, slik at maksimale utslipp forekommer i perioder med tørr og bar vegbane. Piggdekkandelen i vintersesongen i disse beregningene er den samme som i tiltaksutredningen (16 %), basert på gjennomsnittlig piggdekkbruk i Oslo og Akershus. Samlede utslipp på vegnettet innenfor beregningsområdet er gjengitt i Tabell 3. For kjøretøysammensetningen i 2015 er NO₂-andelen av NO_x-utslippet 22 %.

Tabell 3: Utslipp fra vegtrafikk innenfor beregningsområdet (tonn pr år)

Komponent	NO _x	PM _{2,5}	PM ₁₀
Utslipp vegtrafikk	190,6	11,6	19,5

2.1.4 Utslipp fra boligoppvarming

I forbindelse arbeid med nasjonale utslipp har NILU tilgjengelige utslippsdata fra boligoppvarming i 2013 med geografisk oppløsning på 1x1 km rutenett. Beregningene er basert på forbrukstall for vedfyring fra SSB og utslippsfaktorer for ulike ildstedstyper (Lopez-Aparicio and Vo, 2015). Disse dataene er fordelt innenfor modellområdets rutenett i forhold til hvilke gridceller som inneholder tettbebyggelse eller bolighus. Samlet utslipp av PM_{2,5} fra boligoppvarming i modellområdet er 18,7 tonn pr år. Utslippet av PM₁₀ er det samme fordi alle partiklene i utslippet har diameter under 2,5 µm. Utslippet av NO_x og NO₂ fra boligoppvarming med ved som brensel er så lavt at det betraktes som en del av bakgrunnskonsentrasjonen. På grunn av at dataene på 1x1 km er laget fra nasjonale tall via tetthet av bosteder har disse dataene avtagende utslippsmengde fra øst mot vest gjennom modellområdet.

2.1.5 Øvrige utslipp

I tillegg til utslippene gjengitt ovenfor fins det utslipp fra motorkjøretøy utenfor veg, fra trafikk på små veger som ikke er representert i vegdatabanken samt en enkelt punktkilde i form av energisentralen for flyplassen. Denne ligger mellom Henrik Ibsens veg og E16. Tidligere beregninger for energisentralen viser et maksimalt bidrag til halvt års middelkonsentrasjon av NO_x på under 1 µg/m³. Disse utslippene er vurdert til å gi såpass lite bidrag til samlet belastning

at de er representert i bakgrunnskonsentrasjon. Konsentrasjon inkluderer også bidrag fra alle forurensningsutslipp utenfor modellområdet.

2.1.6 Samlede utslipp i modellområdet i 2015

De samlede årlige utslippene i modellområdet for beregninger av konsentrasjon i 2015 er vist for kildegrupper og komponenter. Den relative fordelingen gitt som % av totalt utslipp er også vist. Utslipp fra fly er delt opp i flybevegelse i luften og flybevegelse på bakken. Utslippene av hydrokarboner er bare definert for flyplassaktiviteter fordi de anvendes for å belyse luktproblematikk knyttet til klage på lukt fra flyplassen.

Tabell 4: Årlig utslipp 2015 for kildegrupper og for samlet utslipp i modellområdet. Utslippene er vist som tonn pr. år og som relativ andel av totalt utslipp i %.

Kildegruppe	Tonn / år				Relativ andel (%)			
	NO _x	PM ₁₀	PM _{2,5}	HC	NO _x	PM ₁₀	PM _{2,5}	HC
Fly i luften	1073	8,1	8,1	18,1	81,1	17,2	20,7	16,3
Fly på bakken	45,9	0,7	0,7	90,7	3,5	1,5	1,8	81,6
Bakkeaktivitet	13,7	0,076	0,076	2,4	1,0	0,2	0,2	2,1
Vegtrafikk	190,6	19,5	11,6	-	14,4	41,4	26,6	
Boligoppvarming	-	18,7	18,7	-	-	39,7	47,7	
Totalt utslipp	1323,2	47,1	39,2	111,2	100	100	100	100

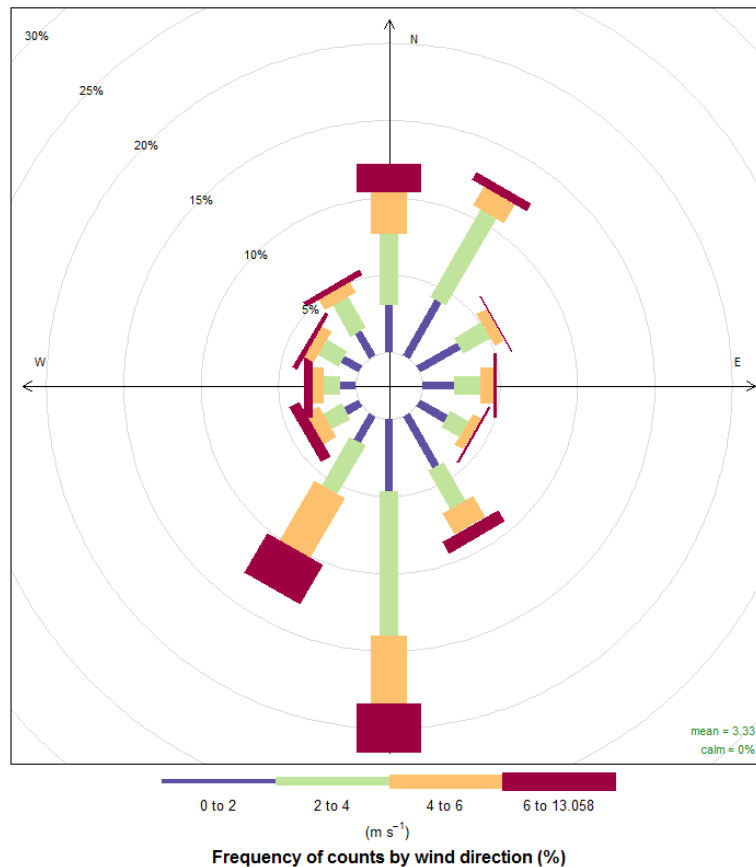
Den største utslippskilden for NO_x er fly i luften. Den største utslippskilden for PM₁₀ er vegtrafikk, mens for PM_{2,5} er den største utslippskilden boligoppvarming. Av de kvantifiserte utslippene av hydrokarboner (HC) er fly på bakken den største utslippskilden.

2.2 Meteorologiske data og bakgrunnskonsentrasjoner

For å beregne konsentrasjonsfordelinger er modellen avhengig av meteorologiske inngangsdata der variasjonen i spredningsforhold er definert i rom og tid for hele modellområdet og hele beregningsperioden. I tillegg trengs det tidsserier som beskriver konsentrasjon av de beregnede komponentene samt konsentrasjonen av ozon (O₃) utenfor modellområdet. Konsentrasjonen av O₃ trengs for å beregne oksydasjon av NO til NO₂ i modellområdet. Meteorologiske data for spredningsforhold er mottatt fra Met.no i form av tidsserier for data tilpasset spredningsmodellen. Dataene er produsert av varslingsmodellsystemet AROME. Dette er det samme modellverktøyet som produserer inngangsdata til «Nasjonalt Beregningsverktøy for luftkvalitet» (Suld og Denby, 2015), og resultatene fra modellen er kvalitetssikret i forbindelse med dette arbeidet. Data brukt i dette prosjektet er tilgjengelig på

http://thredds.met.no/thredds/nbv.html?dataset=nilu_nbv_gardermoen1km_agg.

Vindrose for sentral del av beregningsområdet er vist i Figur 9.



Figur 9: Årlig fordeling av vindretning og vindhastighet for beregningsperioden vist som vind fra 12 30° sektorer.

Bakgrunnskonsentrasjoner for 2015 er hentet fra ensemble reanalyse av data fra 7 regionale modeller (MACC, <http://www.geosci-model-dev.net/8/2777/2015/>). Disse dataene er tilgjengelige på http://macc-rag-op.meteo.fr/index.php?category=data_access&subensemble=reanalysis_products. Konsentrasjonsbidrag fra bakgrunn og andre kilder er vist i avsnittet som omhandler modellresultater.

2.3 Modellresultater

Det er gjennomført beregninger av konsentrasjoner for NO₂, PM₁₀ og PM_{2,5} for midlingstider og årlige prosentverdier som svarer til det norske regelverket for luftkvalitet. I tillegg er det utført beregninger for NO_x, og disse er benyttet til å beregne bidragene fra ulike kildegrupper for nitrogenoksider. Forurensningsforskriften og Nasjonale mål for luftkvalitet angir grenseverdier for konsentrasjoner av NO₂ i luft. Utslippsfaktorer og regulering av utslipp er i hovedsak gitt for NO_x, som består av NO og NO₂. I nærhet av utslipp av NO og NO₂ vil luftkjemiske reaksjoner for disse komponentene være dominert av reaksjonen mellom ozon (O₃) og NO, som reagerer til NO₂. Dette forholdet gjør at beregning av bidrag til samlet konsentrasjon av NO₂ best representeres ved å beregne kildebidragene for NO_x.

Et sammendrag av målverdier og grenseverdier for forurensning gjeldende for partikler og NO₂ er vist i Tabell 5. I tillegg er det utført beregninger for konsentrasjon av hydrokarboner (HC) som hjelpemiddel til å vurdere omfang og årsak til luktplager rundt flyplassen. Beregningene av HC er utført for maksimal timemiddelkonsentrasjon, for 99,99-prosentil av

årlig timemiddelkonsentrasjon, og som middelværdi for året. Grenseverdiene for time og døgn angir et nivå og et antall timer eller døgn konsentrasjonen kan være over dette nivået uten at grenseverdien er overskredet. Eksempelvis tillater nasjonalt mål for timemiddel av NO₂ at 8 timer i året har verdi over 150 µg/m³, slik at det er nivået av den 9. høyeste timen i året som bestemmer om målet er overholdt eller ikke.

Tabell 5: Målværdier og grenseverdier for luftforurensning av NO₂, PM₁₀ og PM_{2,5}.

Parameter	Midlingstid	Regelverk	Verdi (µg/m ³)
NO ₂	År	Forskrift	40
NO ₂	Time -19. høyeste	Forskrift	200
NO ₂	Time -9. høyeste	Nasjonalt mål	150
PM _{2,5}	År	Forskrift	15*
PM _{2,5}	År	Nasjonalt mål	8
PM ₁₀	År	Forskrift	25*
PM ₁₀	Døgn - 31. høyeste	Forskrift	50
PM ₁₀	År	Nasjonalt mål	20
PM ₁₀	Døgn -8. høyeste	Nasjonalt mål	50

*:Gjeldende fra 1.1.2016

Resultatene er framlagt i form av fargeplot av rutemiddelkonsentrasjonene samt i form av søylediagrammer for de separate beregningspunktene. Først vises resultater av samlet konsentrasjon (bidrag fra alle kilder inkludert), deretter vises figurer som angir de respektive bidragene fra de ulike kildegruppene. Skalaen for konsentrasjonsplottene er forskjellig for de ulike komponentene og midlingstidene, skala for hver figur er tilpasset variasjonsbredden i modellresultatene. Bidrag fra kildegrupper er vist som prosentvis bidrag til samlet konsentrasjon. Til slutt vises beregningsresultater i punkter. Kommentarer til figurene er gitt i forbindelse med presentasjonen av forurensningskomponentene. Resultater fra spredningsberegninger for hydrokarboner er vist i kapittel om forekomst av lukt.

2.3.1 Rutemiddelkonsentrasjoner av NO_x og NO₂

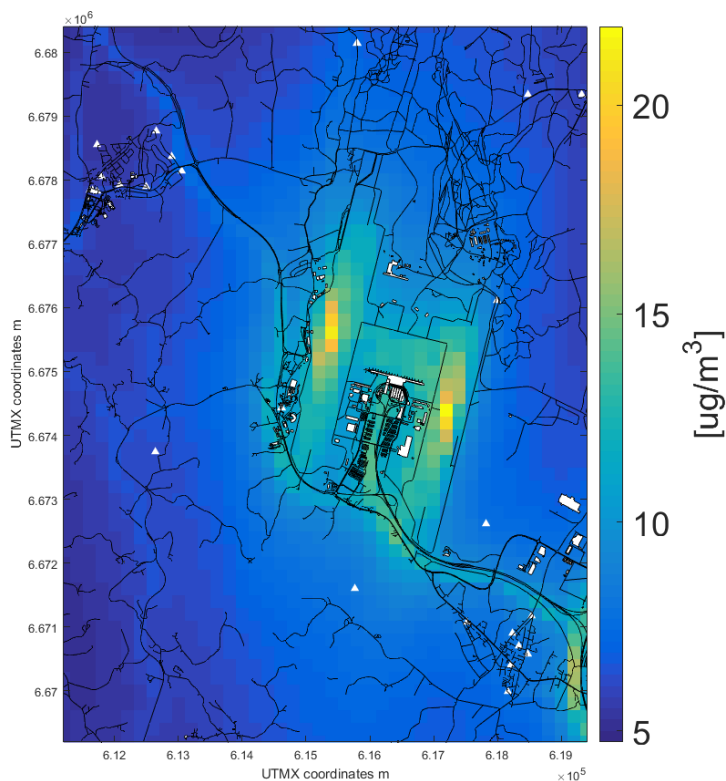
Beregningsresultater for årlig middelkonsentrasjon av NO_x og NO₂ er vist i Figur 10 og Figur 11. De høyeste konsentrasjonene forekommer langs de to rullebanene og beregningsområdets sørøstre hjørne der utslipp fra E6 bidrar til konsentrasjonene. Maksimalt beregnet konsentrasjonsnivå av NO₂ på rutemiddelskala er under halvparten av grenseverdien for årsmiddelkonsentrasjon. At høyest middelværdi forekommer nær midten av rullebanene kan skyldes at framherskende vindretning er langs rullebanene fra nord og syd, og dette området får bidrag fra utslipp på rullebane ved begge disse vindretningene. Videre viser figurene et forhøyet konsentrasjonsnivå nær vegene i området, og en svak økning av konsentrasjon i forlengelse av rullebanene (nærmest endepunktene) som kan skyldes utslipp fra fly under landing eller avgang.

Beregningene av forekomst av 19. høyeste timemiddelkonsentrasjon av NO₂ (Figur 13) viser at maksimal konsentrasjon på rutemiddelskala er under halvparten av grenseverdien for NO₂ (200 µg/m³) med maksimal verdi i beregningsområdet på 90 µg/m³. De høyeste konsentrasjonene forekommer på begge rullebanene og nær E6. Videre er konsentrasjons-

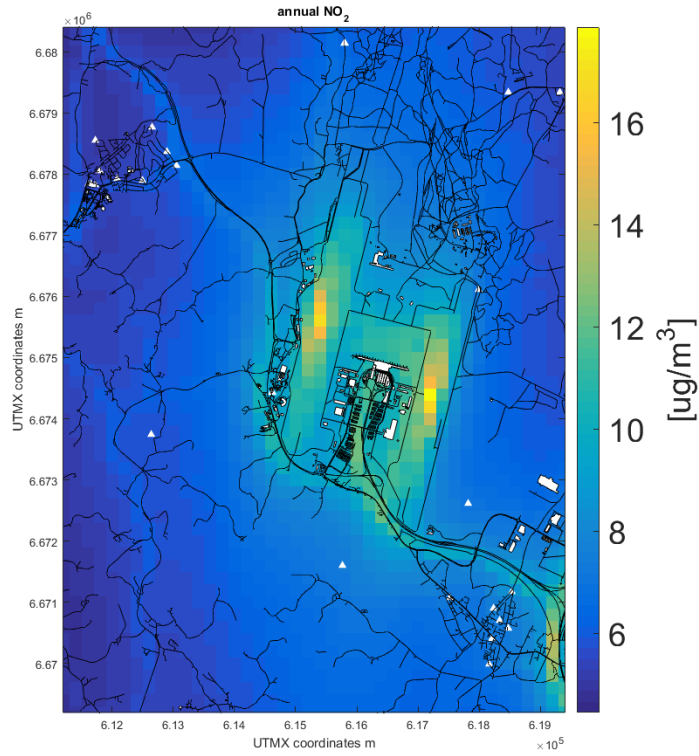
nivået forhøyet nær vegene i området, og i tillegg er det et svakt forhøyet konsentrasjonsnivå i forlengelse av rullebanene, spesielt i sørlig retning. Ved sammenligninger med grenseverdier og målverdier må det bemerkes at anvendelse av samme modellkonsept i byområder viser underestimering av konsentrasjonene. En mer reell sammenligning av nivåene er derfor at de beregnede konsentrasjonene i maksimalt belastet område er av samme størrelse som beregnede konsentrasjoner i sentrale deler av middelstore byområder i Norge (som Porsgrunn, Skien og Drammen).

Forekomst av konsentrasjoner knyttet til nasjonalt mål for timemiddelkonsentrasjon av NO_2 er vist i Figur 15. Maksimalt beregnet nivå på rutemiddelskala er like i underkant av $100 \mu\text{g}/\text{m}^3$, og er lavere enn nasjonalt mål ($150 \mu\text{g}/\text{m}^3$). Formen på konsentrasjonsfeltet og hvor de høyeste konsentrasjonene forekommer viser de samme trekkene som verdiene for 19. høyeste timemiddelkonsentrasjon.

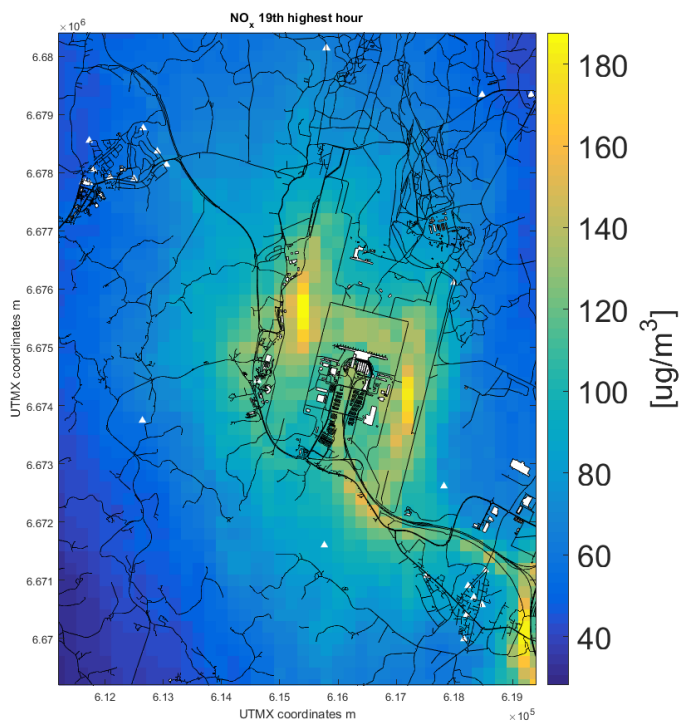
Forholdet mellom NO_2 og NO_x er forskjellig for årsmiddelverdier og de høyeste timemiddelkonsentrasjonene. Dette er en følge av at ved lav konsentrasjon av NO er det NO som er begrensende for dannelse av NO_2 fra reaksjonen med O_3 , mens det for høy konsentrasjon av NO er O_3 som er begrensende for dannelsen av NO_2 . Dersom en sammenligner nivåene av NO_2 og NO_x for årsmiddelkonsentrasjon og timemiddelkonsentrasjoner framgår det av resultatene at for årsmiddelverdiene er NO_2 -andelen av NO_x over 80 %, mens den for de høye timemiddelkonsentrasjonene er 40 til 45 % i områder der konsentrasjonen er høy og ca. 75 % i områder der konsentrasjonen er lav.



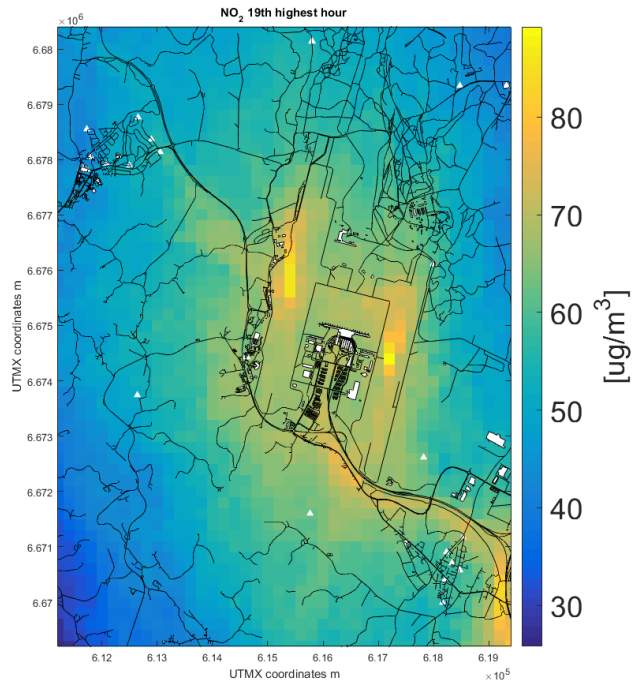
Figur 10: Årlig middelkonsentrasjon av NO_x .



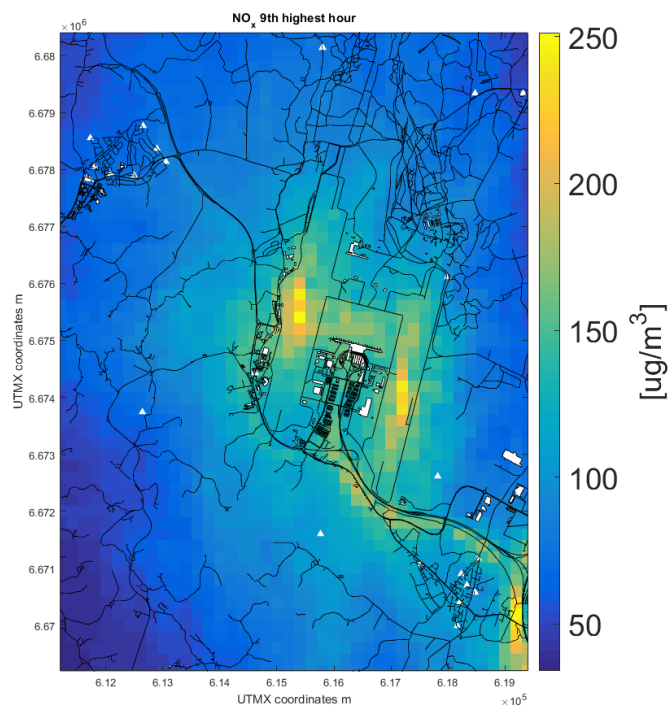
Figur 11: Årlig middelkonsentrasjon av NO_2 .



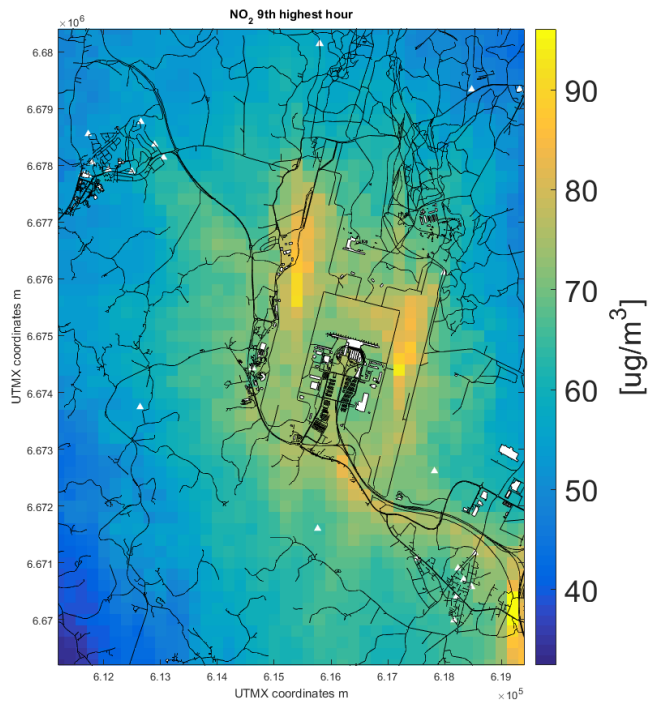
Figur 12: Nittende høyeste timemiddelverdi i året, NO_x .



Figur 13: Nittende høyeste timemiddelverdi i året, NO₂.



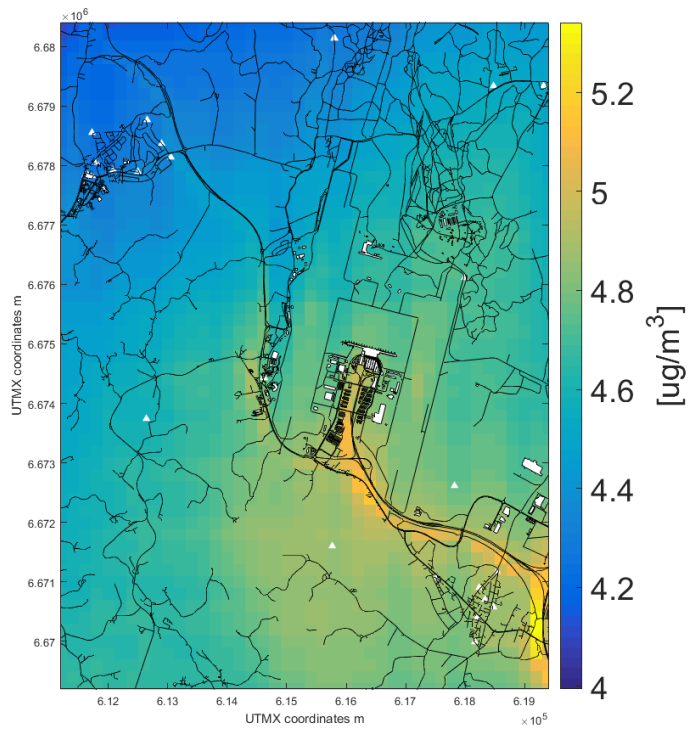
Figur 14: Niende høyeste timemiddelverdi i året, NO_x.



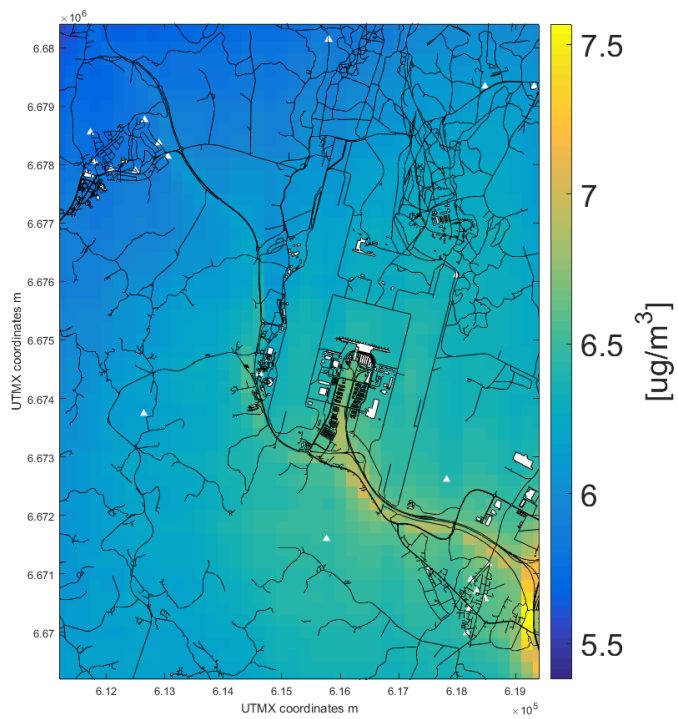
Figur 15: Niende høyeste timemiddelverdi i året, NO_2 .

2.3.2 Rutemiddelkonsentrasjoner av PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$

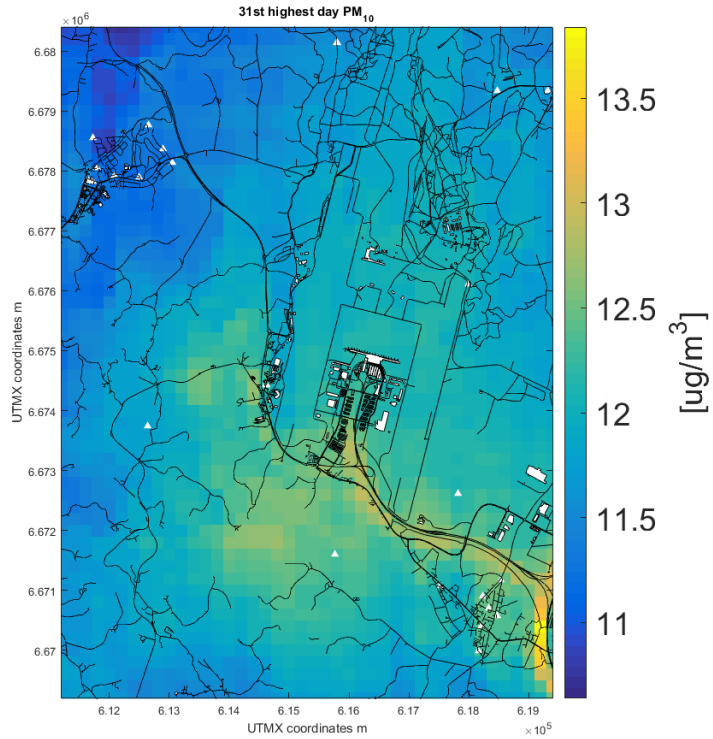
Beregningsresultater for årlige middelkonsentrasjoner er vist i Figur 16 for $\text{PM}_{2,5}$ og Figur 17 for PM_{10} . Maksimal beregnet konsentrasjon på rutemiddelskala er lavere enn nasjonalt mål, og dermed enda lavere i forhold til grenseverdiene. I forhold til nasjonalt mål er $\text{PM}_{2,5}$ nærmest grenseverdien. Høyest konsentrasjon i beregningsområdet forekommer ved E6 for begge komponentene. Inne på flyplassens område forekommer de høyeste konsentrasjonene langs rullebanene, men konsentrasjonene her er lavere enn ved veggen fram til terminalbygningen. Den 31. høyeste og den 8. høyeste døgnmiddelverdien av PM_{10} i året er vist i Figur 18 og Figur 19. De samme trekkene som framkommer for årsmiddelkonsentrasjonene gjør seg også gjeldende for de høyeste døgnmiddelkonsentrasjonene. Beregningene viser nivåer godt under Nasjonalt mål og dermed også grenseverdien. De høyeste beregnede konsentrasjonene forekommer nær vegene i området.



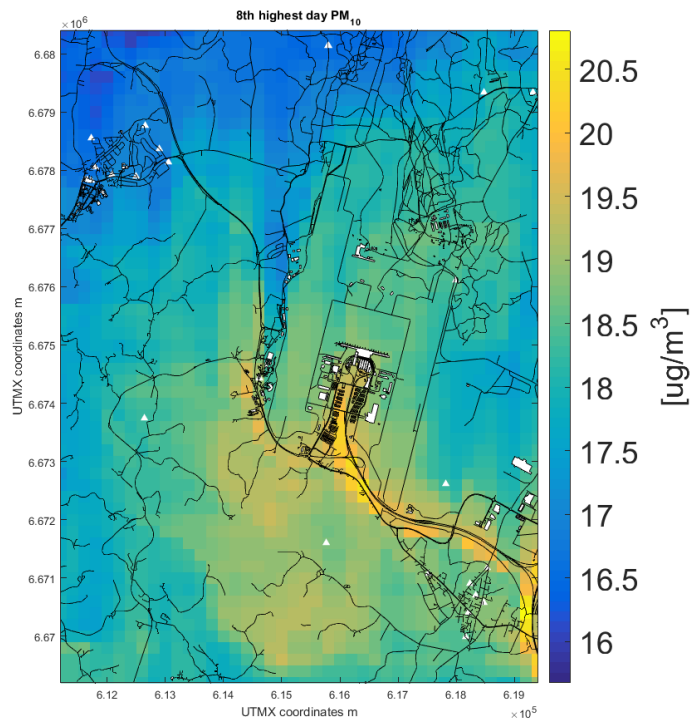
Figur 16: Årlig middelkonsentrasjon av PM_{2.5}.



Figur 17: Årlig middelkonsentrasjon av PM₁₀.



Figur 18: 31. høyeste døgnmiddelkonsentrasjon av PM_{10} i året.



Figur 19: 8. høyeste døgnmiddelkonsentrasjon av PM_{10} i året.

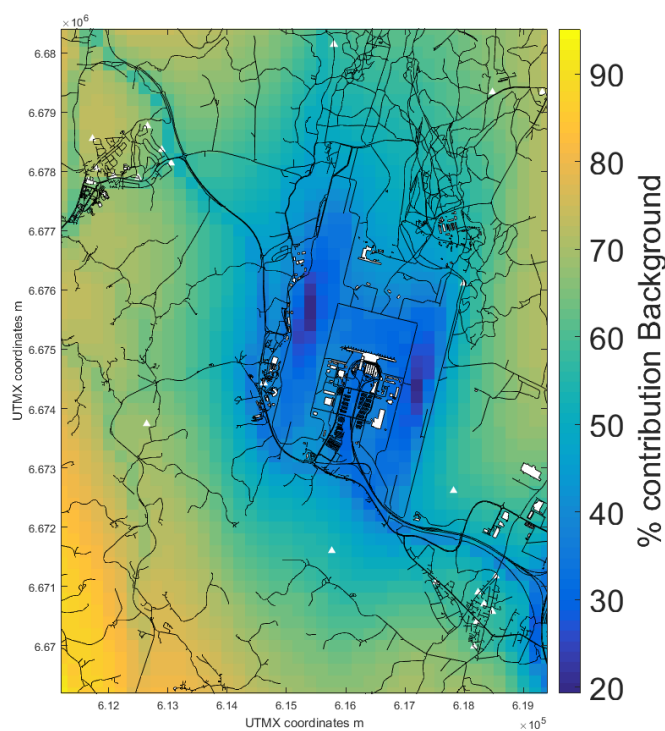
2.3.3 Relative bidrag fra kildegruppene til rutemiddelkonsentrasjoner

Bidrag til samlet konsentrasjon er beregnet for kildegruppene vegtrafikk, fly, bakkeaktivitet, boligoppvarming (ikke beregnet for NO_x) og andre kilder, inkludert bakgrunn. Figurer som viser kildegruppens relative andel av total belastning i % av samlet konsentrasjon er utarbeidet. Beregnet bidrag til konsentrasjoner er presentert for årlige middelerverdier. For konsentrasjoner i beregningspunkter er det beregnet kildebidrag til timemiddelkonsentrasjoner (NO_x) og døgnmiddelkonsentrasjoner (PM₁₀ og PM_{2,5}).

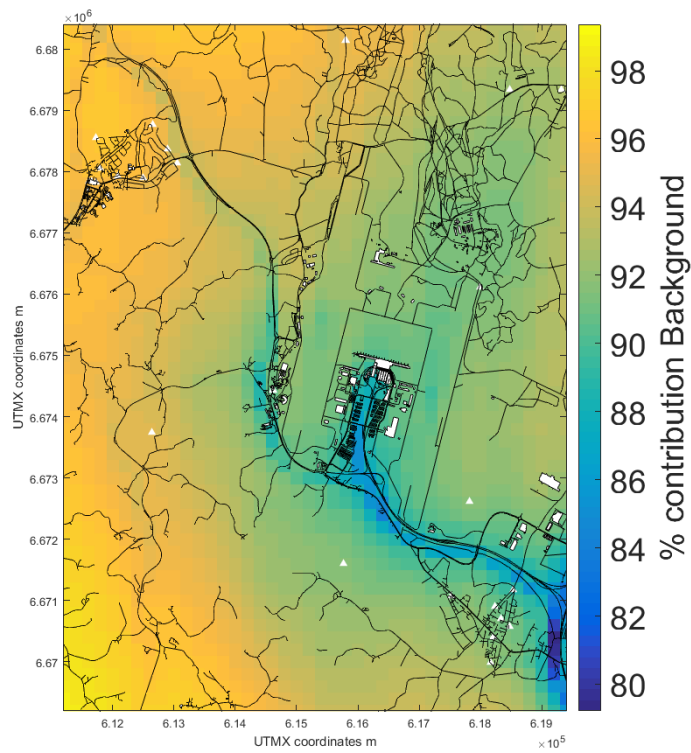
2.3.3.1 Bakgrunn og andre kilder

Bakgrunnskonsentrasjonen betyr mest der de lokale utlippene bidrar minst, og størrelsen på bakgrunnskonsentrasjonen varierer langsommere enn lokale bidrag innenfor modellområdet. Derfor vil den prosentvise andelen fra bakgrunnskonsentrasjon av samlet konsentrasjon være høyest der samlet konsentrasjon er lavest. Utbredelse av bidrag fra andre kilder ses derfor som redusert verdi for prosentvis bidrag fra bakgrunn. I Figur 20 som viser bidrag fra bakgrunnskonsentrasjon til NO_x framgår det at bidraget varierer fra over 90 % i modellområdets sørvestre ytterkant ned til 20 % sentralt på rullebanene. Nær de sterkest trafikkerte vegene er bakgrunnsbidraget 30 %.

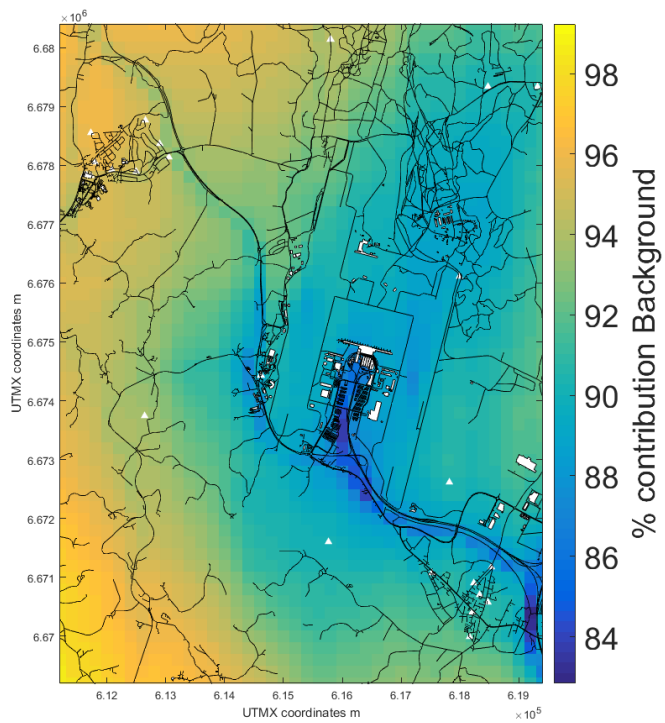
For PM₁₀ og PM_{2,5} (Figur 21 og Figur 22) varierer bakgrunnsbidraget fra nær 100 % ned til 80 %. Bakgrunnsbidraget har større betydning for PM_{2,5} enn for PM₁₀. Denne forskjellen skyldes utslipp fra vegtrafikk i «grovfraksjonen» av svevestøv med diameter større enn 2,5 µm og mindre enn 10 µm.



Figur 20: Bidrag til NO_x fra bakgrunn og andre kilder i % av samlet årskonsentrasjon.



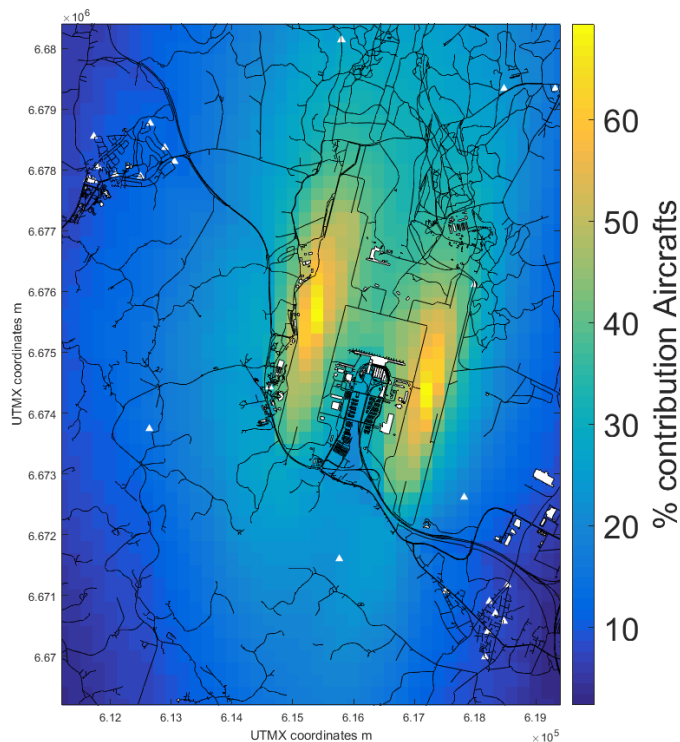
Figur 21: Bidrag til PM₁₀ fra bakgrunn og andre kilder i % av samlet konsentrasjon.



Figur 22: Bidrag til PM_{2,5} fra bakgrunn og andre kilder i % av samlet konsentrasjon.

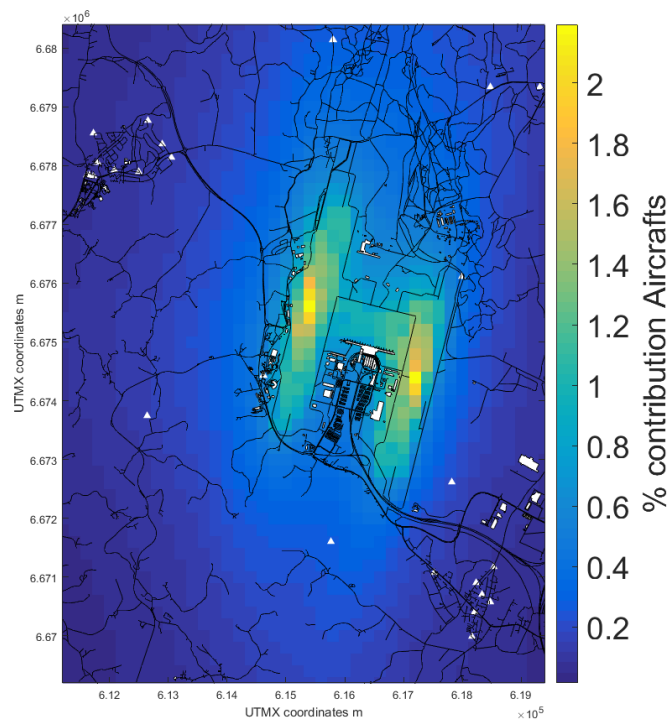
2.3.3.2 Utslipp fra fly

Bidraget fra kildegruppen fly omfatter både flybevegelse på bakken etter landing og rett før flyet tar av og flybevegelsen i luften innenfor modellområdet. Kildebidrag for NO_x fra fly er vist i Figur 23. Den relative betydningen av utslipp fra fly er nær 70 % inne på rullebanene, og avtar til ned mot 5 % i ytterkanten av modellområdet. I forlengelsen av rullebanene, langs rute for siste del av innflygning og første del av utflygning avtar bidraget fra 50 % til under 20 %. Dette er en følge dels av at utslippene skjer i økende høyde over bakken, dels at spredningsavstand i dominerende vindretning fra bakkeutslippene på rullebanen øker. Konsentrasjonsbidraget fra flyutslipp til samlet konsentrasjon av PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$, vist i Figur 24 og Figur 25 viser de samme trekkene som for NO_x , men den relative betydningen er vesentlig lavere, under 3 % i områdene med høyest bidrag.

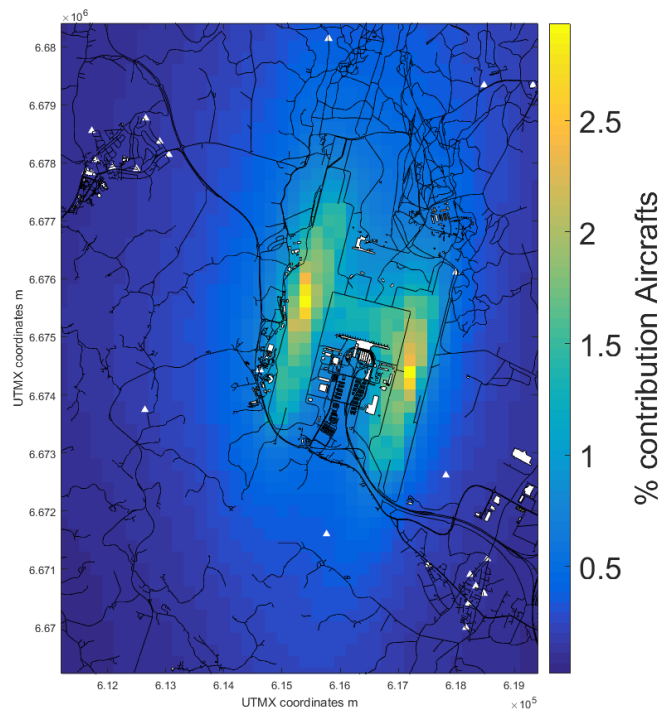


Figur 23: Bidrag til NO_x fra fly i % av samlet konsentrasjon.

De relativt store utslippene av NO_x fra fly i luften bidrar lite til konsentrasjoner i bakkenivå. Dette er en konsekvens av egenskapene ved vind- og spredningsforhold. Luftas vertikale bevegelse fra bakken og opp til 1 km høyde er mye mindre (ca. 1/10) enn den horisontale bevegelsen. Ved dårlige spredningsforhold (som gir høy konsentrasjon) er den vertikale blandingen av luft liten, og utslipp som skjer over bakkenivå blandes i liten grad ned mot bakken. Når spredningsforholdene er gode er den vertikale blandingen stor, men da skjer fortykning til lav konsentrasjon raskt. Figur 4 illustrerer hvor i modellområdet utslipp fra fly i luften befinner seg. Utslipp langs innflygning- og utflygningstraseene er fordelt langs hele lengden av disse innenfor modellområdet, og det er bare ved rullebanene at utslippet ligger nær nok bakken til å gi vesentlige bidrag til konsentrasjon.



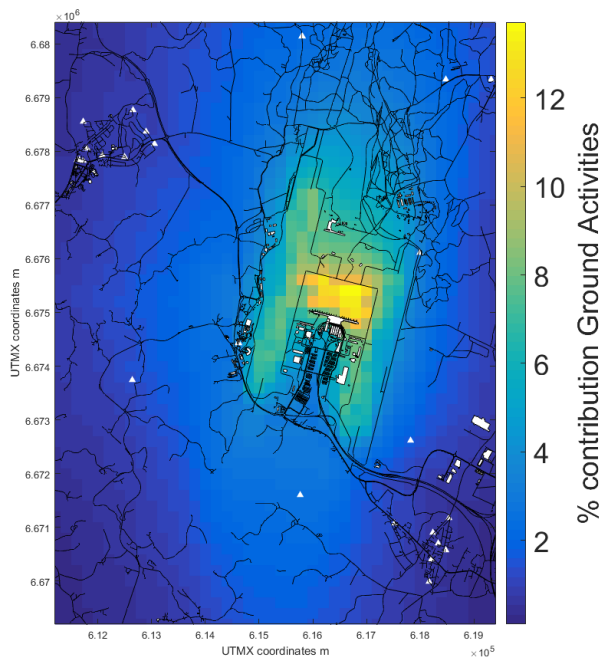
Figur 24: Bidrag til PM₁₀ fra fly i % av samlet konsentrasjon.



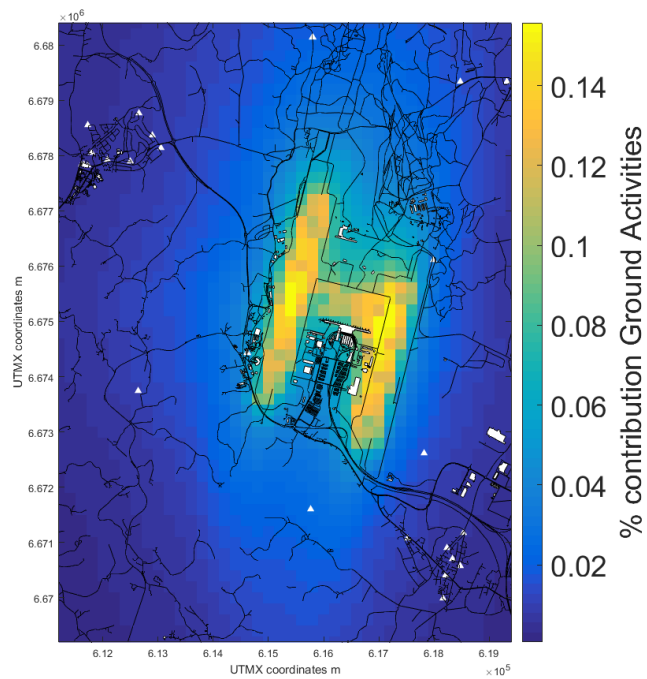
Figur 25: Bidrag til PM_{2,5} fra fly i % av samlet konsentrasjon.

2.3.3.3 Utslipp fra bakkeaktivitet

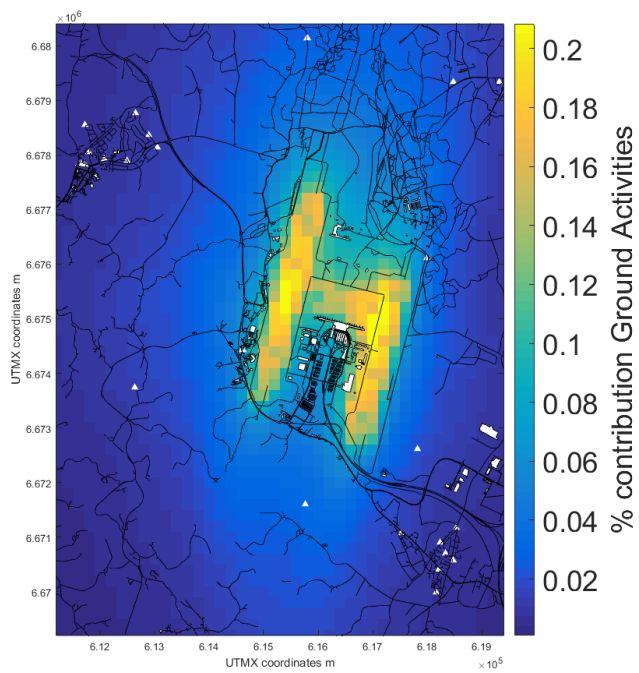
Bakkeaktivitetene omfatter hovedkategoriene snøbrøyting, busser og lette kjøretøyer. De har litt ulik geografisk fordeling, og dette gjenspeiler seg i det relative konsentrasjonsbidraget fra kildegruppen. Utslippene er størst i området nord for terminalbyggingen på grunn av at utslipp fra busser er konsentrert i dette området, mellom flyoppstillingsplasser og terminalbygningen. Kildebidraget for NO_x , vist i Figur 26, er litt over 13 % i området med høyest bidrag. I ytterkant av flyplassområdet er bidraget 6 %, mens det i ytterkant av modellområdet er redusert til nær 0 %. For PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$, vist i Figur 27 og Figur 28, er den relative betydningen svært liten. Romlig fordeling av bidraget er imidlertid forskjellig fra den romlige fordelingen av NO_x , fordi det klart største utslippet fra aktiviteten er knyttet til utslipp fra snøbrøyting.



Figur 26: Bidrag til NO_x fra bakkeaktivitet i % av samlet konsentrasjon.



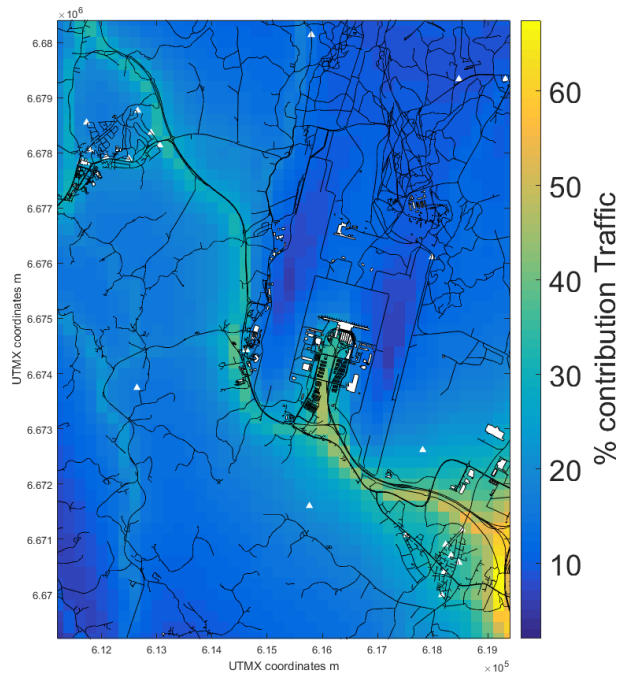
Figur 27: Bidrag til PM_{10} fra bakkeaktivitet i % av samlet konsentrasjon.



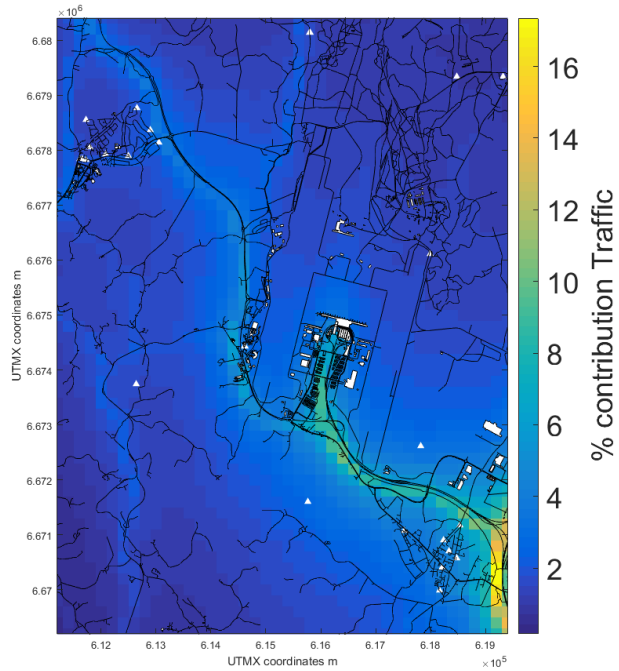
Figur 28: Bidrag til $PM_{2,5}$ fra bakkeaktivitet i % av samlet konsentrasjon.

2.3.3.4 Utslipp fra vegtrafikk

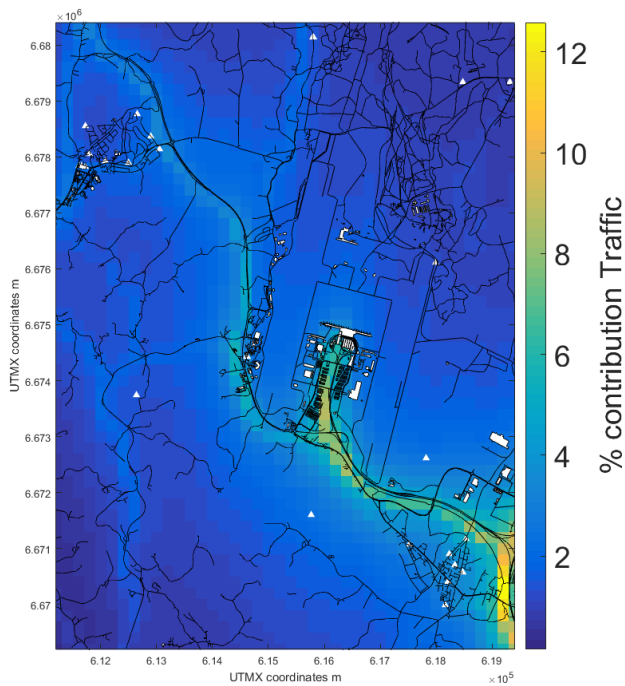
Relativt bidrag til NO_x fra vegtrafikk (Figur 29) varierer fra 65 % nær E6 til under 5 % i modellområdet nordøstre og sørvestre hjørner. For de øvrige vegene i modellområdet er konsentrasjonsbidraget for trafikken fra E6 til OSL 50 %, for E16 videre mot vest 40 % og for områdene langs RV 120 rundt 30 %. Det samme mønsteret som vises for NO_x vises også for PM_{10} og $\text{PM}_{2,5}$, men de relative bidragene er mye lavere, maksimalbidraget til PM_{10} (Figur 30) er 17 %, og maksimalbidraget til $\text{PM}_{2,5}$ (Figur 31) er 12,5 %.



Figur 29: Bidrag til NO_x fra vegtrafikk i % av samlet konsentrasjon.



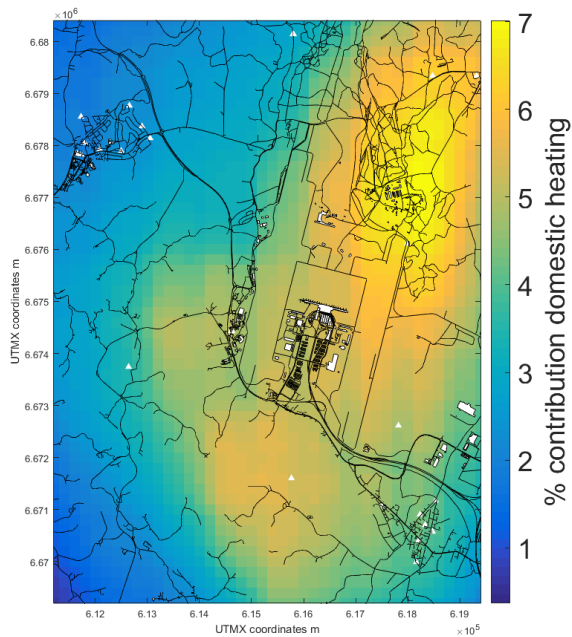
Figur 30: Bidrag til PM₁₀ fra vegtrafikk i % av samlet konsentrasjon.



Figur 31: Bidrag til PM_{2,5} fra vegtrafikk i % av samlet konsentrasjon.

2.3.3.5 Utslipp fra boligoppvarming

Det relative bidraget fra boligoppvarming til samlet konsentrasjon av PM_{2,5} er vist i Figur 32. Maksimalt bidrag er lavere enn bidrag fra vegtrafikk men høyere enn bidrag fra bakkeaktivitet og fly.



Figur 32: Bidrag til $PM_{2,5}$ fra boligoppvarming i % av samlet konsentrasjon.

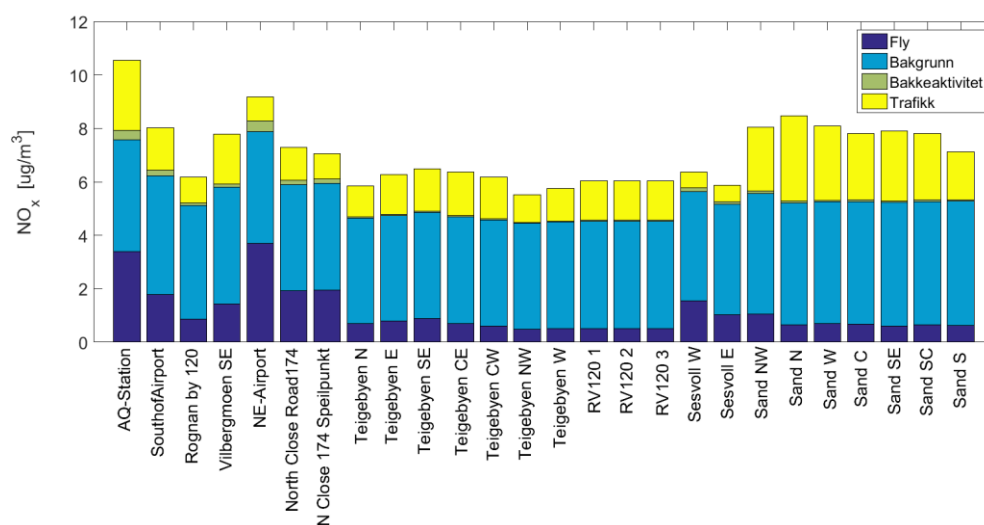
Fordelingen av relativt bidrag reflekterer at grunnlagsdata har en gradient fra øst mot vest som representerer boligtettheten med oppløsning km-skala. Dette medfører at fordeling av utslippet til 200 m gridskala gir høyere utslipp ved Sand og på Sessvollmoen enn i Teigebyen. Denne effekten er ikke reell, men på grunn av at utslipp til boligoppvarming har liten betydning for forekomst av de høyeste konsentrasjonsnivåene har dette ikke betydning for konklusjoner som trekkes av resultatene.

2.3.4 Konsentrasjoner på utvalgte steder

Konsentrasjoner på utvalgte steder (beregningpunktene) er vist som stolpeplott med bidrag fra kildegruppene vist for hvert beregningpunkt. Både samlet konsentrasjonsnivå og de største kildebidragene framgår dermed av samme figur. Beregningpunktene er navngitt i figurene. Beregningpunktene er valgt ut for å belyse konsentrasjoner i tettbygd område, spesielt med tanke på at konsentrasjonsbidrag fra vegtrafikk er konsentrert langs vegtraseene og konsentrasjoner fra denne kilden raskt avtar med avstanden fra vegkanten. Plassering av beregningpunktene er beskrevet i Tabell 6 nedenfor.

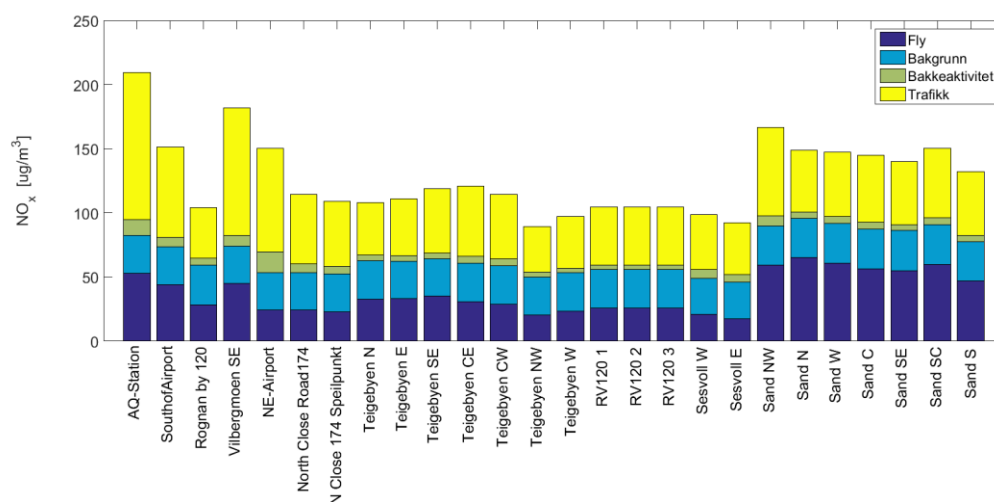
Tabell 6: Beskrivelse av utvalgte beregningspunkter

Beregningspunkt	Beskrivelse
AQ-Station	Tidligere plassering av luftkvalitetsmålinger, boligfelt vest for flyplass
South of Airport	Rett nord for Kjos nær inn/utflygning
Rognan by 120	Vest for flyplassen 2 km fra vestre rullebane
Vilbergmoen SE	Øst for flyplass mellom denne og næringsområdet
NE-Airport	500 m nord for enden av østre rullebane
North Close road 174	Rett sør for Nordmorkorset
N Close 174 Speil	Samme sted, motsatt veggside
Teigebyen N, E og Se	Langs bebyggelsens nordøstre kant nærmest E16
Teigebyen CE og CW	Nær søndre ytterkant av bebyggelsen mellom RV 120 og E16
Teigebyen W og NW	I bebyggelsen nærmest RV 120
RV 120 1-2-3	Mellom bebyggelsen i Teigebyen og RV 120
Sessvoll W og E	Ved Sessvollmoen og Østli
Sand N	Nordenden av tettbebyggelse nærmest E16
Sand NW C SE	Sentralt i bebyggelsen 200 m fra Gardermoveien
Sand SC	Sentralt i bebyggelse nær Gardermoveien
Sand S	Sørlig kant av bebyggelsen

Figur 33: Årlige middelkonsentrasjoner av NO_x i beregningspunktene oppdelt i bidrag fra kildegruppene. Grenseverdi (NO₂): 40 µg/m³.

Årlig middelkonsentrasjon av NO_x i oppdelt i kildegrupper er vist i Figur 33 for beregningspunktene. Årlig middelkonsentrasjon av NO₂ er nær 80 % av angitt verdi for NO_x. At forhold mellom NO_x og NO₂ i konsentrasjon avviker såpass mye fra forhold mellom NO_x og NO₂ i utslipp skyldes oksideringen av NO til NO₂ via O₃ under spredningsprosessen. Bidrag fra fly er størst i beregningspunktet «AQ-stasjon» som ligger i tettbebyggelsen rett vest for flyplassen, samt beregningspunktet «NE-Airport» som ligger nær nordenden av østre rullebane men på utsiden av flyplassen. Årsmiddelbelastning fra fly er litt større på Sessvollmoen enn på Sand, og litt større på Sand enn i Teigebyen. Midlere

bakgrunnsbelastning er den samme i alle beregningspunktene. Bidrag fra flyplassens bakkeaktivitet er størst i de samme beregningspunktene som bidrag fra fly. Bidrag fra vegtrafikk er størst i beregningspunktene i Sand, og aller størst i beregningspunktet «Sand N» nærmest E16. Relative bidrag til årsmiddelverdi i beregningspunktene med de største bidragene utenom bakgrunn er vist i Tabell 7.

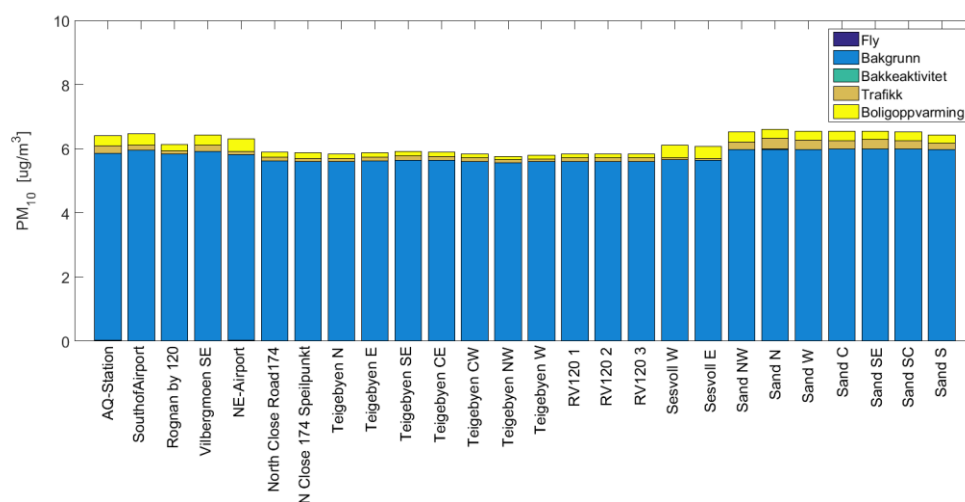


Figur 34: 9. høyeste årlige timemiddelkonsentrasjon av NO_x i beregningspunktene oppdelt i bidrag fra kildegruppene. Nasjonalt mål (NO₂): 150 µg/m³.

Den 9. høyeste årlige timemiddelkonsentrasjonen av NO_x er vist i Figur 34, med oppdeling i bidrag fra kildegruppene. For høye timemiddelkonsentrasjoner er andelen NO₂ av NO_x 40 %, så en konsentrasjon av NO_x på 210 µg/m³ (i beregningspunktet med høyest konsentrasjon) svarer til en NO₂-konsentrasjon på 90 µg/m³. For høye timemiddelkonsentrasjoner er bidraget fra fly størst på Sand, om lag det dobbelte av bidrag i Teigebyen, og tre ganger så stort som på Sessvollmoen. Bidragene fra vegtrafikk og fly er av nær samme størrelse i alle beregningspunktene i Sand, bortsett fra punktet lengst mot nordvest (Sand NW) der vegtrafikkbidraget er størst. I Teigebyen og på Sessvollmoen er bidraget fra vegtrafikk større enn bidraget fra fly. I bebyggelsen ved beregningspunkt «AQ-stasjon» er konsentrasjonsbidrag fra vegtrafikk større enn alle de andre kildegruppene til sammen, noe som skyldes at punktet ligger nær E16. Belastningsmønsteret i reseptorpunktene for de høyeste timemiddelkonsentrasjonene er et resultat av samtidig forekomst av svak vind, dårlige spredningsforhold, høye utslipp i timene de forekommer, og ugunstig vindretning for reseptor i forhold til kilde. Svak vind fra nord og nordøst samtidig med høy timetraffikk er hovedårsaken til de beregnede kildefordelingene for høye timemiddelkonsentrasjoner. De relative bidragene (%) er vist i Tabell 7. Differanse mellom summen i tabellen og 100 % skyldes bakgrunnskonsentrasjonen.

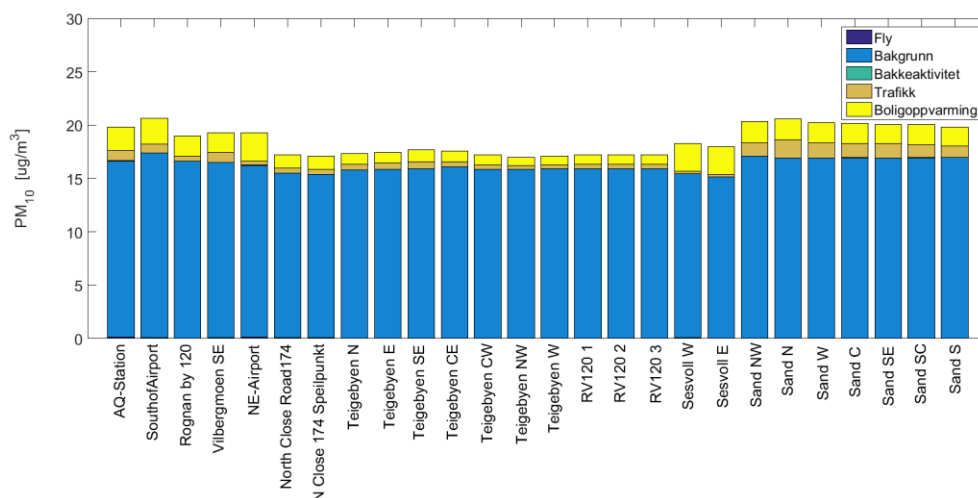
Tabell 7: Relative bidrag i % fra de største bidragene utenom bakgrunn for utvalgte beregningspunkter. Årsmiddelverdi øverst, og 9. høyeste timeverdi nederst.

Beregningspunkt	Vegtrafikk	Flyutslipp	Bakkeaktivitet
AQ station (år)	24 %	29 %	2,9 %
NE Airport (år)	7,8 %	41 %	6,7 %
North Close 174 (år)	9,3 %	27 %	2,7 %
Sand N (år)	35 %	8,8 %	1,2 %
AQ station (time)	59 %	25 %	6,8 %
SE of Airport (time)	47 %	27 %	7,3 %
NE airport (time)	53%	17 %	13 %
Sand N (time)	33 %	47 %	5,3 %



Figur 35: Årlige middelkonsentrasjoner av PM_{10} i beregningspunktene oppdelt i bidrag fra kildegruppene. Grenseverdi: $25 \mu g/m^3$.

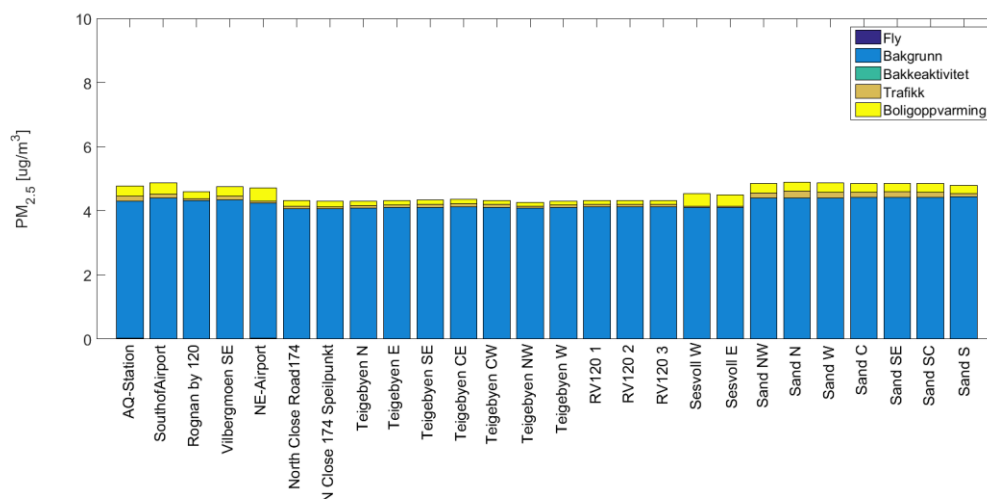
Figur 35 viser årlig middelkonsentrasjon av PM_{10} i beregningspunktene, oppdelt i kildegrupper. Bakgrunnskonsentrasjonen er det dominerende bidraget i alle punkter, og det er liten variasjon mellom nivået i beregningspunktene. I tillegg til bakgrunnen er det synlige små bidrag fra trafikk og boligoppvarming.



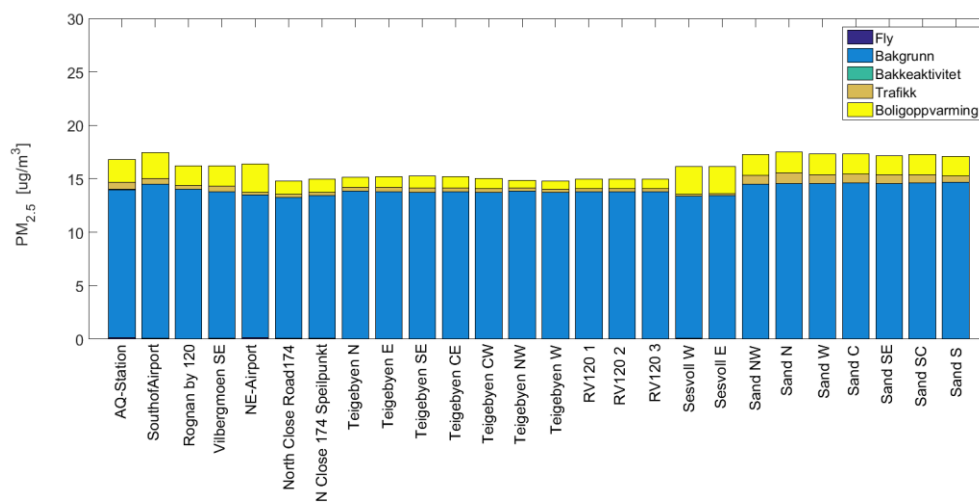
Figur 36: 8. høyeste årlige døgnmiddelkonsentrasjon av PM_{10} i beregningspunktene oppdelt i bidrag fra kildegruppene. Nasjonalt mål: $50 \mu g/m^3$.

Den 8. høyeste årlige døgnmiddelkonsentrasjonen av PM_{10} er vist i Figur 36. Også for døgnmiddelkonsentrasjoner er bakgrunnsbidraget det dominerende, men den relative betydningen av boligoppvarming og vegtrafikk er litt større enn for årsmiddelkonsentrasjoner, og konsentrasjonsnivået nær flyplassen samt på Sand er litt høyere enn i de øvrige beregningspunktene.

Figur 37 og Figur 38 viser resultater for $PM_{2,5}$ i beregningspunkter for årlig middelerdi og 8. høyeste døgnmiddelkonsentrasjon. Selv om det ikke finnes noen grenseverdi for døgnmiddelkonsentrasjon av $PM_{2,5}$ er resultatene tatt med for å belyse bidrag fra ulike kildegrupper i perioder med høy konsentrasjon. Årlig middelerdi av $PM_{2,5}$ er i likhet med PM_{10} i høy grad bestemt av bakgrunnskonsentrasjonen. For de høyeste døgnmiddelkonsentrasjonene er det boligoppvarming som er den nest viktigste kilden etter bakgrunnskonsentrasjonen.



Figur 37: Årlige middelkonsentrasjoner av PM_{2.5} i beregningspunktene oppdelt i bidrag fra kildegruppene. Grenseverdi: 15 µg/m³, Nasjonalt mål: 8 µg/m³.



Figur 38: 8. høyeste årlige timemiddelkonsentrasjon av PM_{2.5} i beregningspunktene oppdelt i bidrag fra kildegruppene. Ingen grenseverdi eller mål for døgnmiddel.

Modellresultatene for PM₁₀ og PM_{2.5} viser at det største bidraget kommer fra bakgrunnsbelastningen. Sammenligning med middelverdien for den delen av året der det foreligger måledata i beregningspunktet AQ-stasjon viser en observert middelkonsentrasjon på 10,4 µg/m³, og en modellert konsentrasjon på 7,5 µg/m³ (72 % av observert verdi). Tidsserier av regional bakgrunn fra modeller, slik som er anvendt her, har en tendens til å underestimere bakgrunnskonsentrasjonen, og dette kan være en årsak til underestimeringen. De beregnede konsentrasjonene er massekonsentrasjoner.

Ultrafine partikler (UFP) er definert som partikler med størrelse mindre enn 100 nm i diameter (dvs. mindre enn 0,1 μm), og er ofte betegnet som $\text{PM}_{0.1}$. Nanopartikler er også definert som partikler med diameter mindre enn 100 nm. I sammenheng med luftkvalitet i utemiljøet anser vi ofte nanopartikler og ultrafine partikler som synonymer (IUPAC, 2007). Vekten av partiklene i denne størrelsesorden er neglisjerbar, for partikler som består av samme stoff veier en PM_{10} -partikkel 1 000 000 ganger mer enn en $\text{PM}_{0.1}$ -partikkel. Derfor måles ikke ultrafine partikler som massekonsentrasjon (i $\mu\text{g}/\text{m}^3$ som det gjøres for PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$), men antallkonsentrasjon i et luftvolum (antall partikler per m^3 luft). Antallkonsentrasjon i et luftvolum betegnes som PNC (partikkelantallkonsentrasjon). Partikkelantallet kan også måles størrelses-fordelt. Selv om kildebidraget til massekonsentrasjon i beregningene er dominert av bakgrunnsforurensning er det sannsynlig at utslipp ved flyplassen kan påvirke PNC i mye større grad enn de påvirker massekonsentrasjonen. Oppholdstiden i luft for en partikkelmasse har stor betydning for PNC på grunn av at partiklene etter hvert agglomererer (slår seg sammen), og dermed øker i diameter og reduseres i antall, og nærheten til utslippskilden har derfor stor betydning. For avgass fra forbrenning vil diameter med flest antall partikler endres fra rundt 10 nanometer til 25 nanometer på under 60 minutter (Nieminen et al., 2014).

En rekke nye studier av total partikkelantallkonsentrasjon og størrelsesfordelt partikkelantall viser til forhøyete konsentrasjoner av PNC rundt flyplasser og peker på uønskete helsemessige konsekvenser (Masiol og Harrison, 2014; Keuken et al., 2015). Forekomst av PNC rundt Oslo Lufthavn kan belyses ved å utføre målinger.

2.3.5 Sammenligning med beregninger utført i 2001

Modellberegningene utført i 2001 ble utført i et mindre modellområde med utbredelse 5 x 7 km. Horisontal oppløsning i modellen var 100 x 100 m. Det ble ikke utført beregninger for svevestøv (PM_{10} og $\text{PM}_{2.5}$). Sammenligning av beregningsresultater for NO_x viser at konsentrasjonsfeltet har de samme trekkene, med høyest konsentrasjon inne på rullebanene. Utenfor flyplassen er konsentrasjonene høyest nær vegene og avtar raskt til bakgrunnskonsentrasjon. Midlere bakgrunnskonsentrasjon for beregningene i 2001 var om lag det dobbelte av bakgrunnskonsentrasjon for disse (2015) beregningene. Beregnet nivå av konsentrasjon i 2015 er under 25 % av beregnet nivå i 2001 i områder påvirket av lokale kilder. Selv om mye av forskjellen skyldes forskjell i modellenes romlige oppløsning indikerer resultatene en klar nedgang i konsentrasjonsnivå av NO_x . Årsaken til nedgangen er at utslippsreduksjoner for både fly og biltrafikk har vært større enn økning i aktivitet for kildegruppene.

2.4 Scenario for 2030

Beregning av konsentrasjoner i 2030 er basert på forventet endring i utslipp fra 2015 til 2030. Utslippsendring er en følge av endret aktivitetsnivå og endret utslipp knyttet til aktiviteten. Eksempelvis vil erstatning av eldre fly med nyere typer medføre at utslipp fra flymotorer reduseres. Bakgrunnskonsentrasjon og spredningsforhold er ikke endret for scenarioberegningene, dette er gjort for at konsentrasjonsendringene skal være en direkte konsekvens av utslippsendringene. For aktiviteter knyttet til OSL er OSL masterplan 2012-2050 (OSL, 2012) benyttet som grunnlag. Alle aktivitetsendringer er hentet eller avledet fra informasjonen i dette dokumentet.

2.4.1 Aktivitetsendring

Fra OSL masterplan 2012-2050 framkommer aktivitetsendringer for perioden fra 2015 til 2030 som oppsummert i Tabell 8. Tall for lufthavnrelatert trafikk og ÅDT er avledet fra opplysningene i OSL masterplan.

Tabell 8: Aktivitetsendringer ved OSL fra 2015 til 2030

Aktivitet	2015	2030
Antall passasjerer årlig	25,5 mill.	36,9 mill.
Antall flybevegelser årlig	249 000	334 000
Kollektivreise andel til flyplass	65 %	70 %
Lufthavnrelatert trafikk på E16	90 %	91 %
ÅDT E16	24 100	27470

På bakgrunn av økning i kollektivandel for reisende til OSL og generell trafikkvekst i området utenom flyplassreiser på 3 % (OSL, 2012) er trafikkmengde på E16 i 2030 beregnet til en ÅDT på 27 470, en økning på 14 %. Beregningen er utført ved å beregne trafikkveksten i lufthavnrelatert trafikk proporsjonal med økning i antallet reisende som ikke benytter kollektivtransport. Antall flybevegelser har en forventet økning på 34 %, den samme økningen er lagt inn for bakkeaktivitet på flyplassen med unntak av snøbrøyting, som er holdt konstant. Beregnet aktivitetsendring fra 2015 til 2030 er vist i Tabell 9.

Tabell 9: Aktivitetsendring for utslippsdannende aktiviteter i modellområdet fra 2015 til 2030 gitt som endringsfaktor (faktor på 1 tilsvarer ingen endring).

Aktivitet	Endring fra 2015 til 2030
Flygninger	1,34
Bakkeaktivitet eks. brøyting	1,34
Brøyting	1
Boligoppvarming med ved	1
Trafikk på vegnettet	1,14

2.4.2 Utslippsendringer

Det er beregnet endret utslipp for de ulike kildegruppene fra 2015 til 2030. Beregningene er utført ved å kombinere endring i aktivitet og endring i spesifikt utslipp for aktiviteten. Spesifikk utslippsendring for sektorene bygger på utslippsreduksjon som følge av innføring av ny teknologi. For kjøretøy vil innføring av utslippskrav Euro 6 redusere utslippene. Samtidig viser trenden for salg av nye biler nedgang i salg av dieseldrevne personbiler og økning i salg av el- og hybridbiler. Utslipp fra en framskrevet kjøretøyfordeling til 2030, med en årlig utskiftning på 5 %, er sammenlignet med utslipp fra anvendt kjøretøyfordeling i 2015, for trafikkfordelingen på det offentlige vegnettet og kjøretøyfordeling i bakkeaktiviteten til OSL. Gjennomsnittlig utslipp pr kjøretøy som følge av utfasing av eldre kjøretøy vil reduseres med en faktor 0,48 for NO_x og 0,32 for PM_{2,5} for trafikk på offentlig veg. Kjøretøyene inne på flyplassen har forventet reduksjon på 0,62 for NO_x, 0,3 for PM_{2,5} og 0,69 for HC. Utslipp av PM₁₀ fra trafikk vil øke i nær samme takt som trafikkveksten på grunn av bidrag til utslippet fra vegslitasje og oppvirvling. For utslipp fra fly angir EEA/EMEP at det er forventet at utslipp

fra fly av NO_x, CO og HC vil reduseres med henholdsvis 20%, 27% og 24% fra 2014 til 2020 på grunn av ny teknologi (EMEP/EEA, 2013). Denne nedgangen er framskrevet videre til 2030 med en konservativ antagelse om at nedgangen i utslipp gradvis vil bli mindre slik at reduksjon i utslipp fra 2015 til 2030 blir 30 % for NO_x og PM₁₀ og 36 % for HC.

Videre er det antatt at utslipp av partikler knyttet til boligoppvarming ikke endres, oppvarming med ved for nye boliger i regionen er forutsatt dekket i stor grad av andre former for oppvarming samtidig som de eldste ovnstypene i noen grad skiftes ut.

Tabell 10: Faktor for utslippsendring for ulike aktiviteter 2015-2030 basert på endring i aktivitetsnivå og spesifikke utslipp for aktiviteten (faktor på 1 tilsvarer ingen endring)

Aktivitet / komponent	NO_x	PM₁₀	PM_{2,5}	HC
Fly	0,94	0,94	0,94	0,86
Bakkeaktivitet	0,67	1	0,3	0,61
Trafikk	0,55	1,12	0,37	-
Boligoppvarming	-	1	1	-

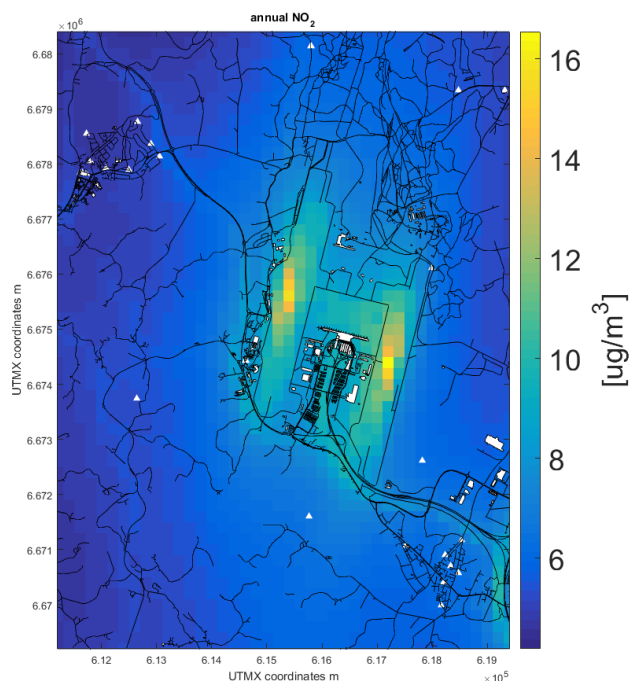
For beregning av konsentrasjoner i 2030 er utslippsdataene i modellen skalert med faktorene i Tabell 10. Fra forventet utslippsendring framgår det at utslipp av NO_x og PM_{2,5} reduseres eller er de samme for alle kildekategorier, mens utslippene av PM₁₀ øker for veitrafikk. Utslipp i modellområdet i 2030 er vist i Tabell 11 på samme måte som utslipp i 2015 er vist i Tabell 4.

Tabell 11: Årlig utslipp 2030 for kildegrupper og for samlet utslipp i modellområdet. Utslippene er vist som tonn pr. år og som relativ andel av totalt utslipp i %.

Kildegruppe	Tonn / år				Relativ andel (%)			
	NO _x	PM ₁₀	PM _{2,5}	HC	NO _x	PM ₁₀	PM _{2,5}	HC
Fly i luften	1009	7,6	7,6	15,5	86,5	15,6	24,3	16,4
Fly på bakken	43,1	0,7	0,7	78	3,7	1,3	2,1	82
Bakkeaktivitet	9,2	0,076	0,02	1,4	0,8	0,15	0,07	1,6
Vegtrafikk	104,8	21,8	4,3	-	9	44,6	13,7	
Boligoppvarming	-	18,7	18,7	-	-	38,2	59,7	
Totalt utslipp	1165,8	48,9	31,2	95	100	100	100	100

2.4.3 Konsentrasjonsendringer til 2030

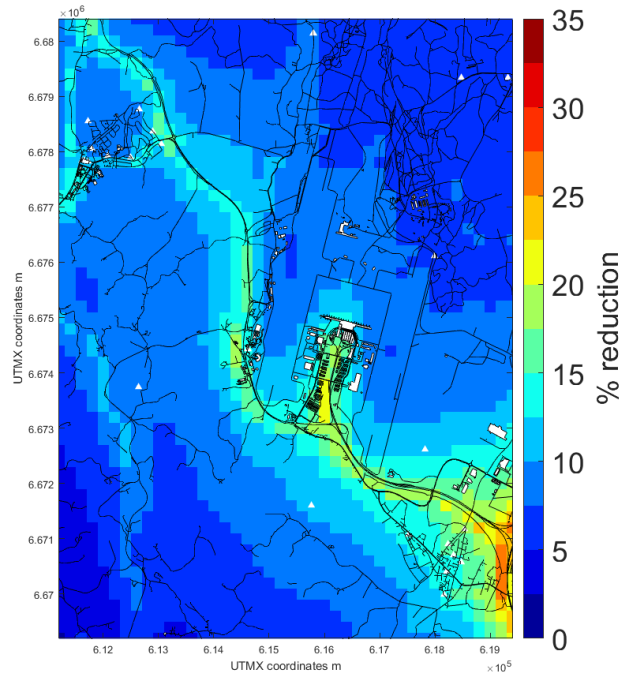
Utvikling i forurensningsnivå fram til 2030 er vist i figurer for konsentrasjon i 2030 og endring i prosent fra 2015 til 2030. Hydrokarbonkonsentrasjon for 2030 er ikke presentert, fordi konsentrasjonene reduseres med 14 % i hele konsentrasjonsfeltet. Figurene er presentert sortert etter komponent, først for NO₂, deretter PM₁₀ og til slutt PM_{2,5}.



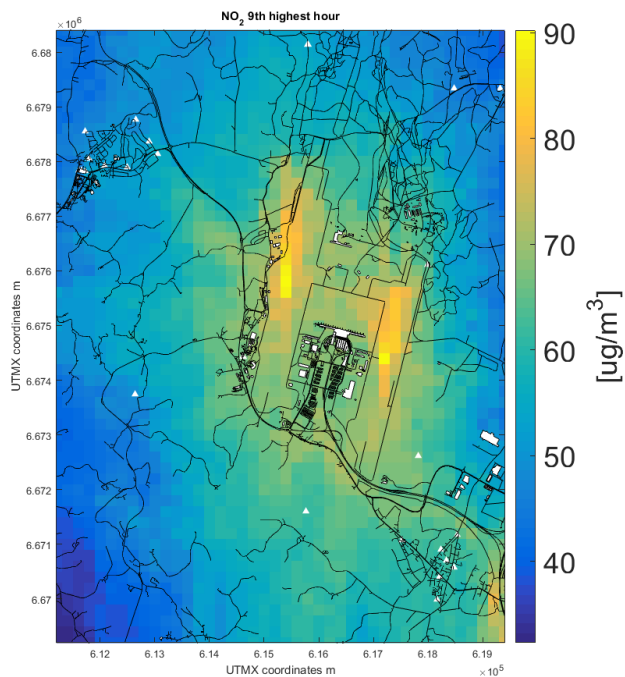
Figur 39: Årlig middelkonsentrasjon av NO₂ i 2030.

Kildegruppen med størst endring i utslipp fra 2015 til 2030 er vegtrafikk. Nedgang i årlig konsentrasjon fra 2015 til 2030 er vist i Figur 40. Reduksjonen i konsentrasjon er størst der bidraget fra vegtrafikk betyr mest, og reduksjon i konsentrasjon avtar med økende avstand fra vegene. For den 9. høyeste timemiddelkonsentrasjonen der reduksjonen er vist i Figur 42, er trekkene de samme som for årsmiddelverdien, men variasjonen i reduksjon er ikke like avhengig av avstanden fra veg som for årsmiddelkonsentrasjonen. Dette skyldes at for

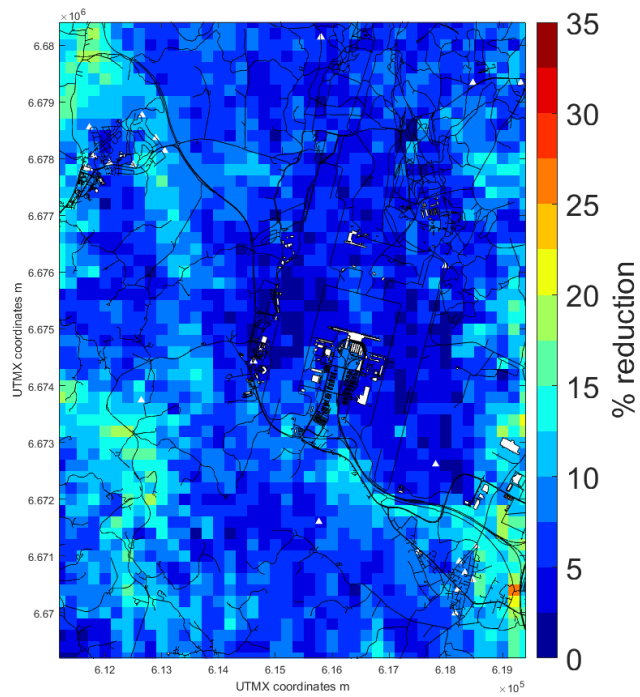
konsentrasjoner med midlingstid time kan en kildegruppe være dominerende for nesten hele totalkonsentrasjonen. Ved rullebanene gir flytstlippene det største bidraget, og denne kildegruppen har en mye lavere reduksjon i utslippet fra 2015 til 2030 enn vegtrafikk.



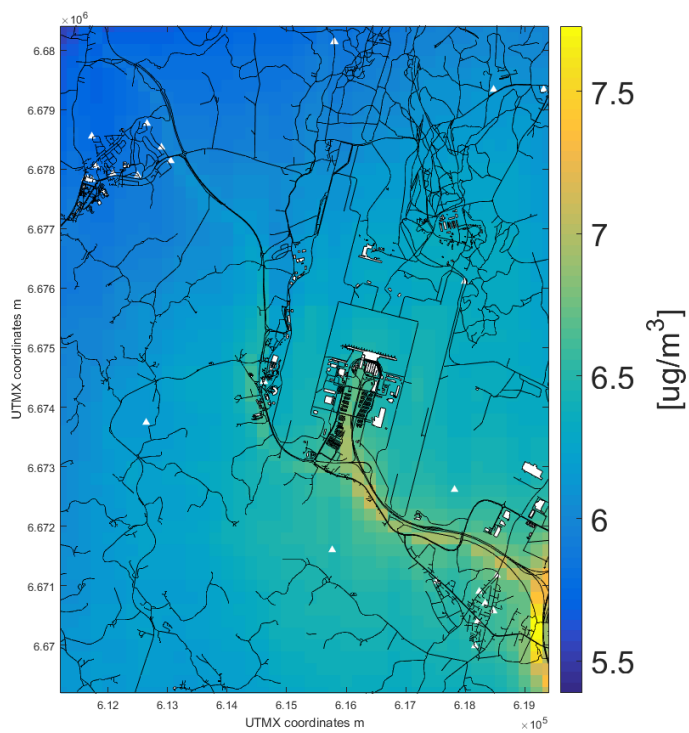
Figur 40: Endring av årlig middelkonsentrasjon av NO_2 fra 2015 til 2030.



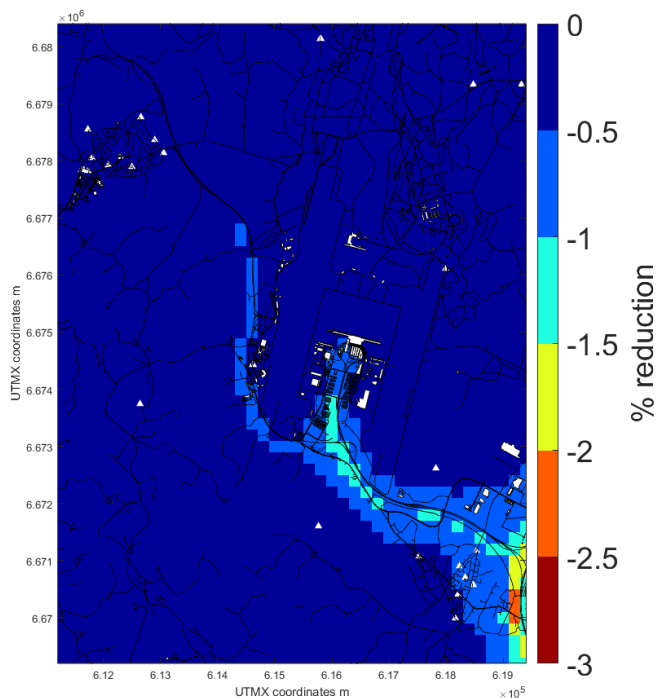
Figur 41: Niende høyeste timemiddelverdi i året, NO_2 i 2030.



Figur 42: Endring av niende høyeste timemiddelverdi i året for NO₂ fra 2015 til 2030.



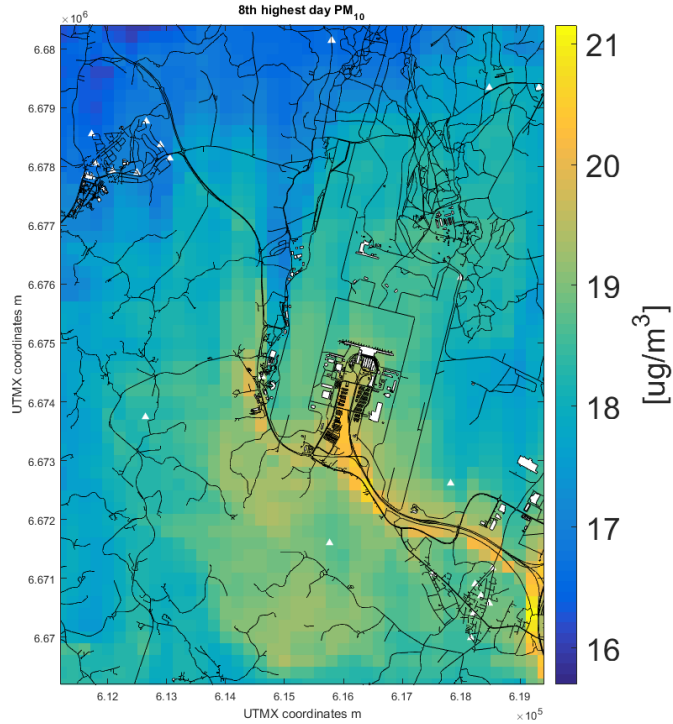
Figur 43: Årlig middelkonsentrasjon av PM₁₀ i 2030.



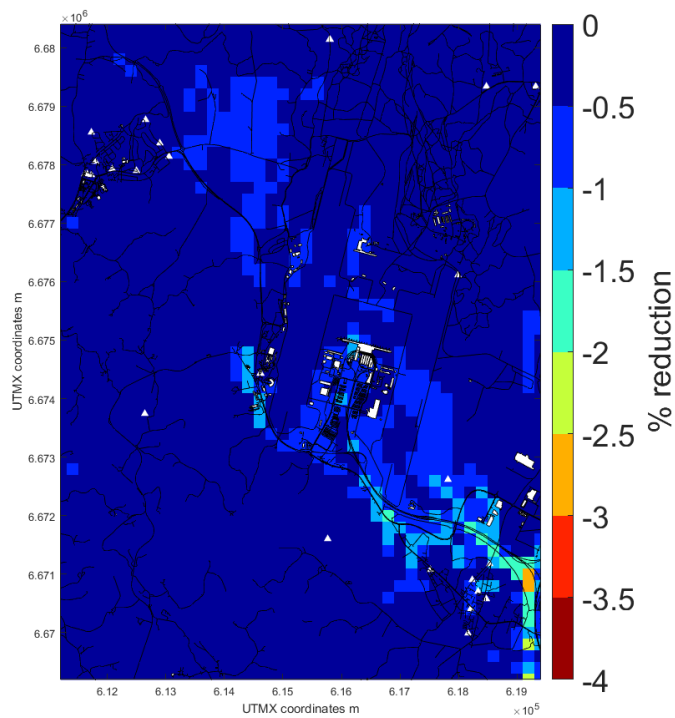
Figur 44: Endring av årlig middelkonsentrasjon av PM_{10} fra 2015 til 2030.

Endring av årlig middelkonsentrasjon for PM_{10} er vist i Figur 44. Figuren viser at konsentrasjonen øker. Økningen er størst nær de sterkest trafikkerte vegene, og avtar i omfang og nivå med økende avstand fra veg med stor trafikk. Økningen av konsentrasjon er imidlertid beskjedent, og marginen til grenseverdien for PM_{10} er god.

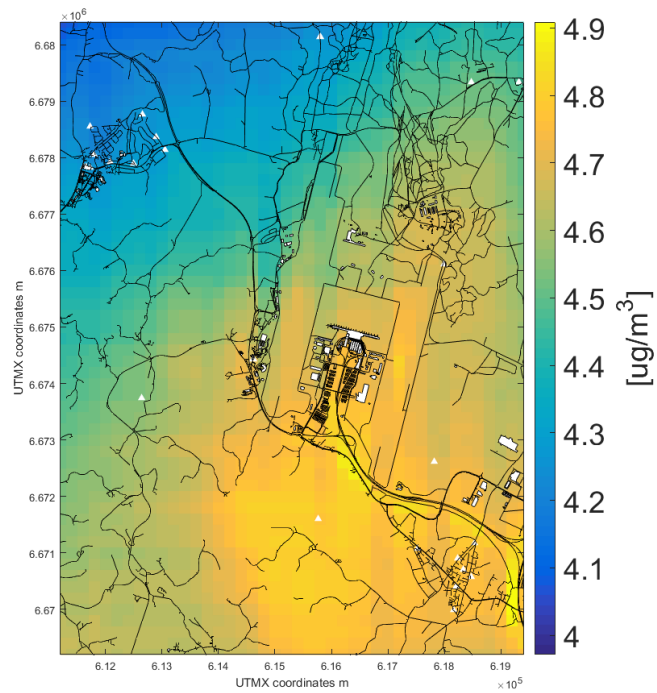
Figur 46 viser endring av konsentrasjon for den 8. høyeste døgnmiddelkonsentrasjonen. Som tilfellet var for års- og timemiddelkonsentrasjoner for NO_2 er romlig endring av døgnmiddelkonsentrasjoner mindre systematisk i forhold til avstand fra veg enn årsmiddelkonsentrasjonen. Den største økningen er mellom 3 og 4 % og finnes nær E6, der bidraget fra vegtrafikken var størst i 2015.



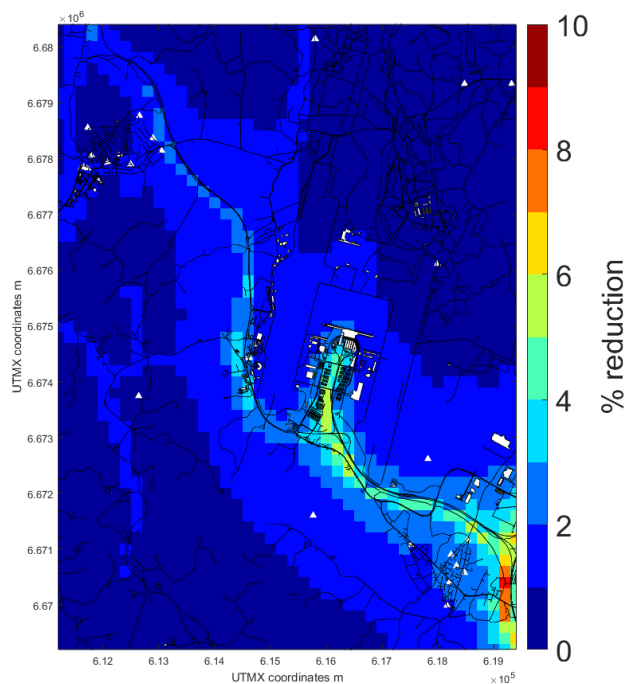
Figur 45: Den 8. høyeste døgnmiddelkonsentrasjonen av PM_{10} i 2030.



Figur 46: Endring av den 8. høyeste døgnmiddelkonsentrasjonen av PM_{10} fra 2015 til 2030.



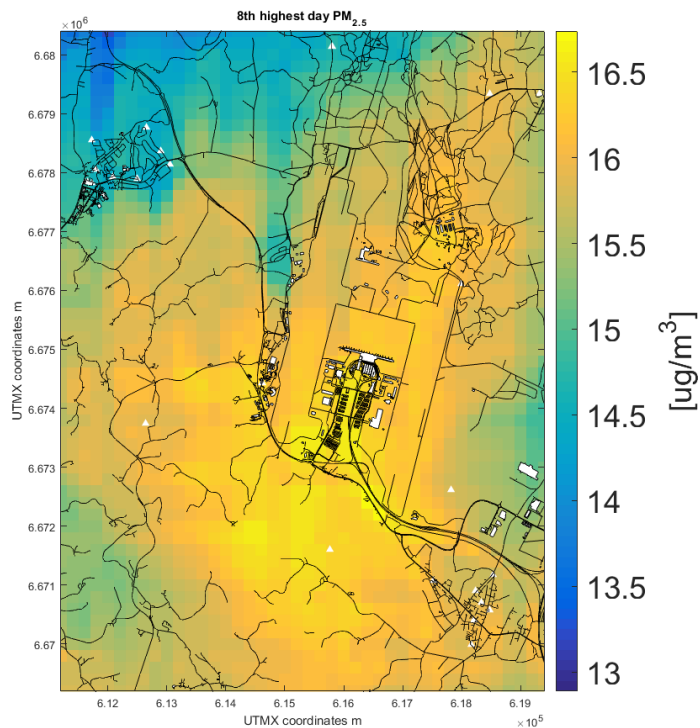
Figur 47: Årlig middelkonsentrasjon av $PM_{2,5}$ i 2030.



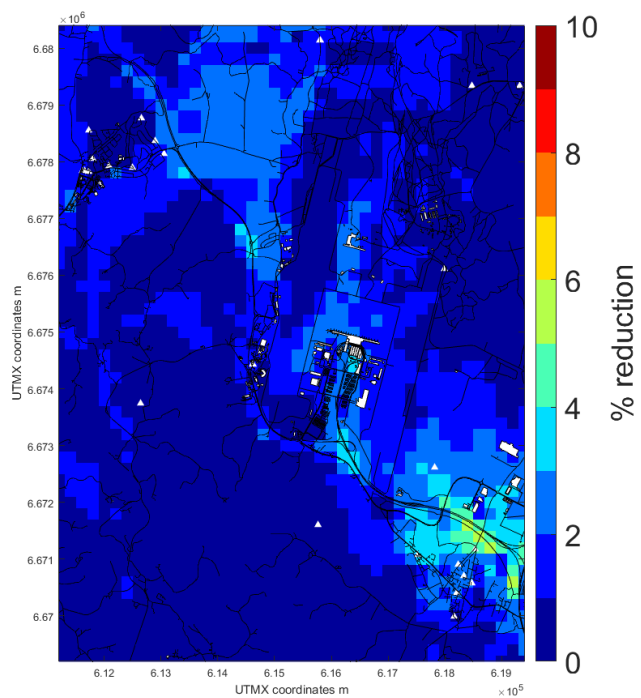
Figur 48: Endring av årlig middelkonsentrasjon av $PM_{2,5}$ fra 2015 til 2030.

Endring av konsentrasjonen av årlig middelværdi for $PM_{2,5}$, vist i Figur 48, og endring i 8. høyeste døgnmiddelskonsentrasjon (Figur 50) viser de samme trekkene som endring av NO_2 -konsentrasjoner, men med lavere reduksjon. Nedgangen er størst nær de sterkest trafikkerte

veiene, og reduksjonen avtar med avstand fra veg. Reduksjonen er mer uniform for årsmiddelkonsentrasjon enn for døgnmiddelkonsentrasjon, fordi konsentrasjoner for døgnmiddel består av et mye færre antall retninger for spredning av utslipp ut fra kildene.

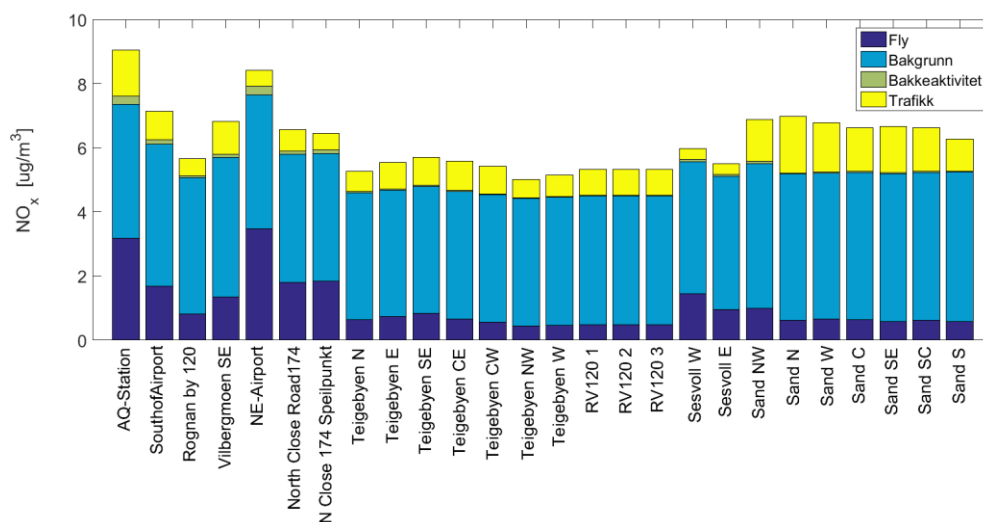


Figur 49: Den 8. høyeste døgnmiddelkonsentrasjonen av $PM_{2,5}$ i 2030.

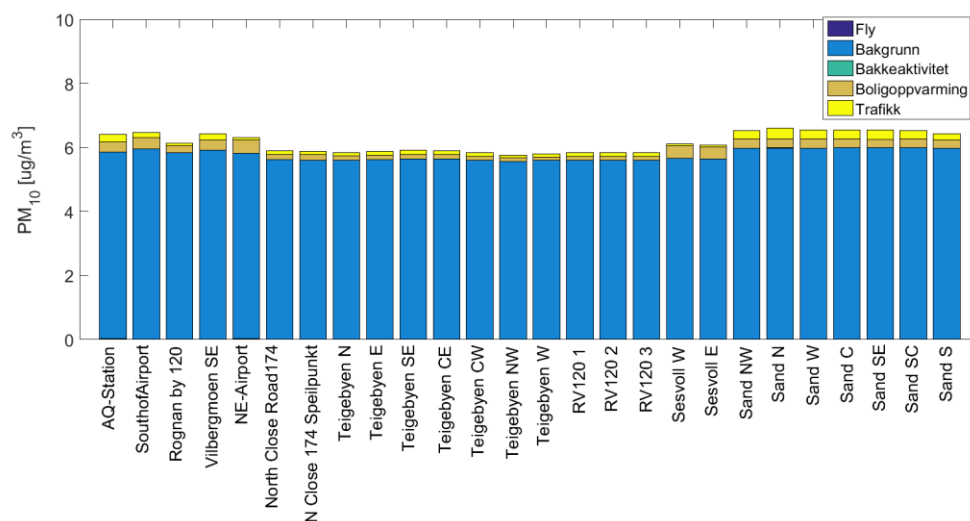


Figur 50: Endring av den 8. høyeste døgnmiddelkonsentrasjonen av $PM_{2,5}$ fra 2015 til 2030.

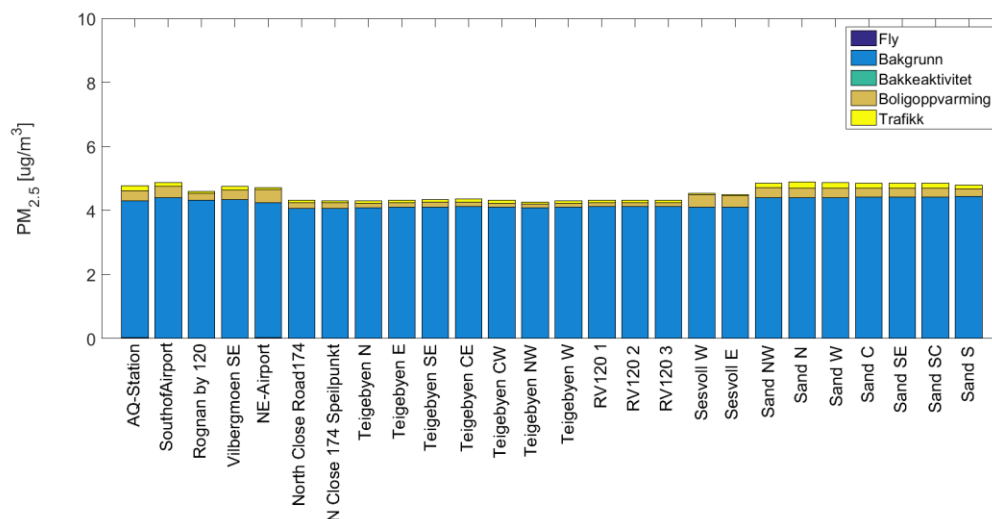
Beregnete konsentrasjoner for årlig middelkonsentrasjon i utvalgte punkter oppdelt i bidrag fra kildegruppene er vist i Figur 51, Figur 52 og Figur 53. Siden bakgrunnsbelastning er uendret og de fleste utslippene avtar, øker betydningen av bakgrunnskonsentrasjonen fra 2015. For NO_x har utslipp fra fly en svakere nedgang enn vegtrafikk, og derfor øker det relative bidraget fra fly i forhold til bidraget fra vegtrafikk.



Figur 51: Årlige middelkonsentrasjoner i 2030 av NO_x i beregningspunktene oppdelt i bidrag fra kildegruppene.



Figur 52: Årlige middelkonsentrasjoner i 2030 av PM_{10} i beregningspunktene oppdelt i bidrag fra kildegruppene.



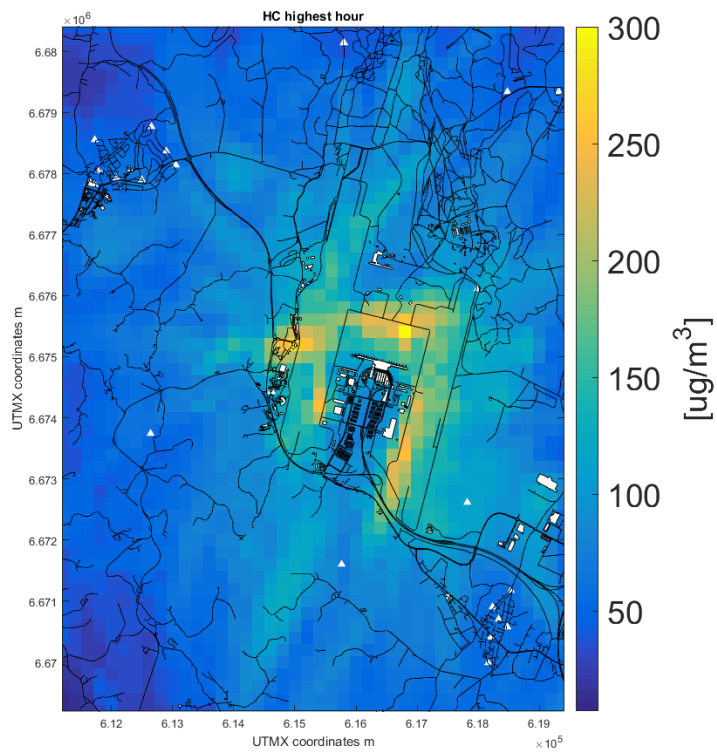
Figur 53: Årlige middelkonsentrasjoner i 2030 av $PM_{2,5}$ i beregningspunktene oppdelt i bidrag fra kildegruppene.

3 Forekomst av lukt rundt flyplassen

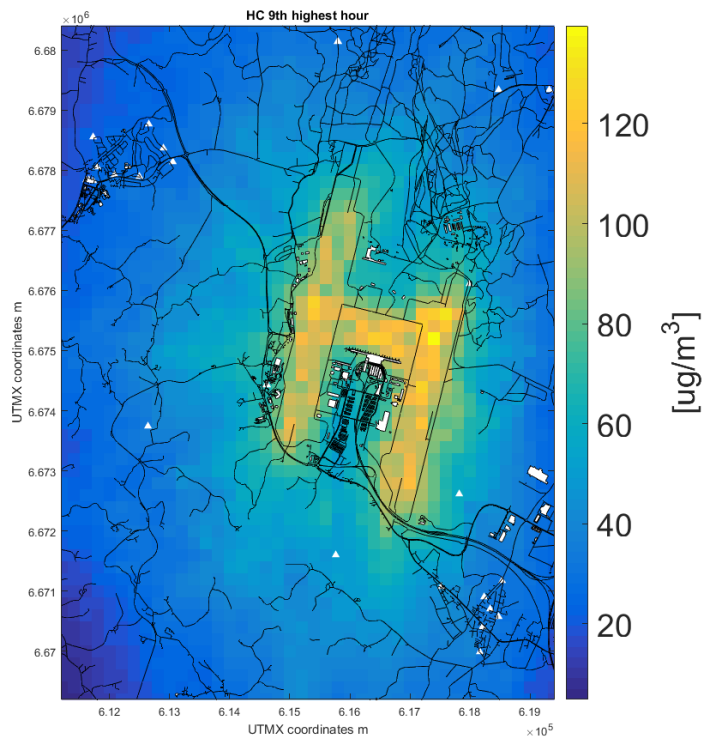
Analyse av luktforekomst bygger på forekomst av hydrokarbon-konsentrasjoner fra de beregnede utslippene på flyplassen. Den største kildegruppen for utslippet av hydrokarboner er fly i taxi-modus. Denne aktiviteten står for 82 % av det samlede beregnede utslippet av hydrokarboner. Jet-brennstoff består hovedsakelig av alkaner og alifater med 9 til 16 karbonatomer. Standardisert lukteterskel for de letteste alkanene er fra 4 til 16 mg/m^3 og med økende lukteterskel for økende antall karbonatomer (Devos et al., 1990). I en komponentblanding vil lukteterskelen kunne være lavere enn for enkeltkomponentene.

Luktopplevelse er et fenomen som sanses på svært kort tidsskala (få sekunder). En timemiddelkonsentrasjon består av fluktasjoner av konsentrasjoner rundt middelveien, med både høyere og lavere verdier. Maksimale 5-minutters middelkonsentrasjoner er i størrelsesorden 5 ganger timemiddelkonsentrasjonene, og forhold mellom konsentrasjon på sekundnivå og timemiddelverdi vil være enda høyere. I tillegg vil det forekomme romlig variasjon av konsentrasjonsnivået innenfor et område med størrelse av modellens rutenett, med størst variasjon nærmest området der utslippene forekommer.

Det finnes andre mulige utslipp av jet-brennstoff enn utslipp fra flymotorene. En mulig kilde til utslipp av lukt er avdamping i forbindelse med håndtering av brennstofftransport. Konsentrasjoner i luft som er langt under grenser for sikkerhet i forbindelse med eksplosjonsfare kan være over luktetersklene. Noen flytyper (store fly) har mulighet for utslipp av drivstoff i luften («fuel-dumping»). Dette er et sikkerhetstiltak som iverksettes når flyet må avbryte flygingen og returnere til avreisested uten at tilstrekkelig mengde drivstoff er forbrent. Denne typen hendelser har ikke forekommet på Oslo Lufthavn de tre siste årene.



Figur 54: Maksimal timemiddelkonsentrasjon av hydrokarboner i 2015



Figur 55: 9. høyeste timemiddelkonsentrasjon av hydrokarboner i året i 2015

Beregningene av maksimale timemiddelkonsentrasjoner av hydrokarboner (Figur 54) viser konsentrasjoner av størrelse fra 300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ til under 50 $\mu\text{g}/\text{m}^3$. Beregninger for 9. høyeste timemiddelkonsentrasjon (Figur 55) viser et nivå på litt under halvparten av den maksimale konsentrasjonen.

Spredningsmønsteret for hydrokarbon-konsentrasjoner er en indikator for forekomst av lukt som er knyttet til utslipp fra fly. Utbredelse av den 9. høyeste timemiddelkonsentrasjonen av hydrokarbonkonsentrasjoner kan anvendes som en indikator på hvor lukt av flydrivstoff oftest forekommer. Med tidsoppløsning på en time og geografisk oppløsning på 200 x 200 m viser resultatene et konsentrasjonsnivå på 1/10 av lukteterskelen for komponenter i jet-brennstoff. Dette innebærer at konsentrasjonsnivåer av hydrokarboner over lukteterskelen kan forekomme på tidsskala minutt og med romlig utbredelse på 20 x 20 m.

For områder utenfor flyplassen ser det ut som tettbebyggelsen vest for flyplassen og Sand er de boligområdene der lukt oftest kan opptre. Det finnes ikke grenseverdier for generell luftkvalitet for komponentene i jet-brennstoff.

For arbeidsatmosfære finnes grense for 8 timers middelkonsentrasjon for dekaner (C10) og andre alifater med høyere karbontall. Denne grensen er på 275 mg/m^3 . Dette er en indikasjon på at lukteterskelen må overstiges svært mye før komponentene som lukter utgjør noen helsefare.

4 Kartlegging av sverting på bygninger

Det har vært klager fra naboer til OSL om sverting på bygninger. Klagene baserer seg på at flyeksos skal være årsaken til oppbyggingen av svart belegg på fasader i nærheten av lufthavnen. For å finne årsak og kilder som bidrar til sverting/oppbygging av svart belegg på bygninger i områder rundt flyplassen OSL i det aktuelle prosjektet, ble det tatt prøver fra husfasader som ble analysert av Mycoteam for soppvekst og andre årsaker til misfarging.

NILU har utført flere utredninger og måleprogrammer på luftkvaliteten rundt flyplassen på Gardermoen i perioden 1992-2002, dvs. før og etter flyplassen flyttet til Gardermoen. I denne sammenhengen ble det påvist tilsynelatende tilsmussede veggflater og gjerder. Dette viste seg ved mikroskopering i alle tilfeller å være forårsaket av svertesopp. Denne gjør dessuten overflaten ru og vil således lettere holde tilbake støvpartikler, noe som vil forsterke svertingen. Disse soppartene krever fuktighet for å trives og opptrer derfor fortrinnsvis på nordvegger, nær bakken eller på vegg skjermet av vegetasjon. Et slikt soppunderlag vil sannsynligvis kunne samle og holde tilbake mer støv enn en glatt malt vegg.

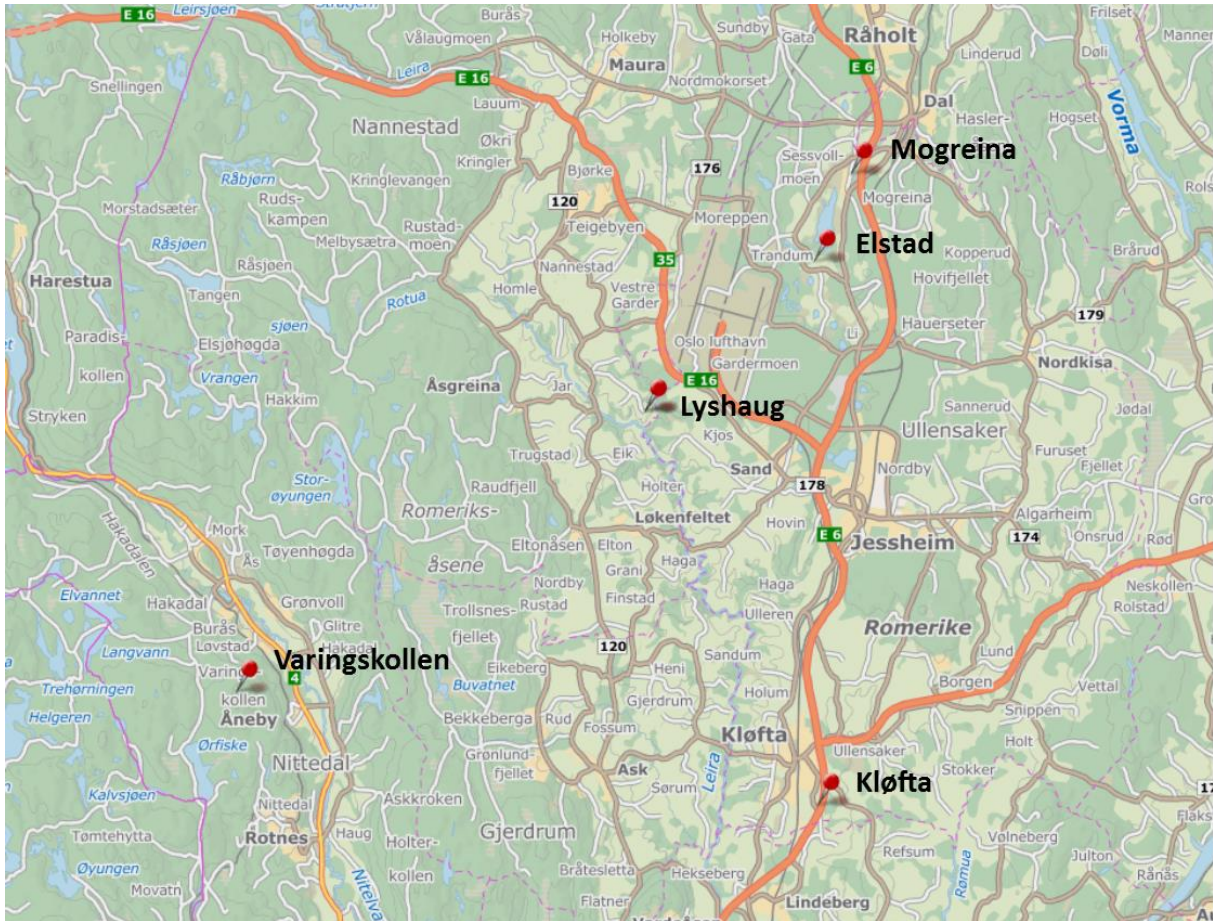
Klagene fra naboene er ikke kartlagt. Det var derfor ikke mulig å velge vedkommende hus for prøvetaking. Fem hus, respektive i nærheten av flyplassen og i nærheten av E6, samt et referansested et stykke fra flyplassen og veitrafikk, ble valgt av Oslo Lufthavn for kartleggingen av sverting på husfasader. En oversikt av stedene er gitt i Tabell 12. Husene er malt i ulike farger og tidsperioden siden siste maling varierer mellom 3 år og over 10 år. Noen av husene har blitt vasket etter siste maling. Husene i Mogreina, Elstad, Lyshaug og Kløfta er bolighus. Huset ved referansestedet hører til Varingskollen skisenter og ligger på toppen av Varingskollen. Siden huset er malt svart var det ikke mulig å oppdage sverting på fasaden.

Tabell 12: Beliggenhet av bygningene valgt for analyse av fasadesverting (se også kart i Figur 56). Alle hus ligger nær flyplassen og/eller E6. Varingskollen er referansestedet og ligger unna både fly- og veitrafikk.

Navn	Nærhet		Maling	Fasadeorientering
	E6	OSL		
Mogreina	x	x	Hvitt, malt for 4-5 år siden, vasket for 1.5-2.5 år siden	N
Elstad		x	Grått, malt for 3 år siden, ikke vasket siden	ØSØ, NNØ
Lyshaug		x	Hvitt, malt i 2012, vasket i 2014	NNV
Kløfta	x		Rødt, malt for 3 år siden, vasket for 1.5 år siden	N, Ø
Varingskollen	Ref.	Ref.	Svart*, ikke malt eller vasket på over 10 år	S, Ø, N, V

*Huset på Varingskollen er malt svart. Dette skaper utfordringer å identifisere sverting av fasaden.

Oversiktskartet i Figur 56 viser beliggenhet av husene i forhold til flyplassen og hovedveier. Toppen av Varingskollen ligger 546 moh, dvs. ca. 400 m over RV4 som er i nærheten. Mogreina og Elstad ligger ved utflygningskorridorene for fly som starter mot nord. Lyshaug ligger i utflygningskorridoren for fly som starter mot sør fra vestre rullebane. Vindforholdene er avgjørende for valg av rullebane og retning.



Figur 56: Oversikt over prøvestedene for fasadesverting.

Nedenfor følger en nærmere beskrivelse av husene / prøvestedene:

Mogleina er en grend med ca. 2000 innbyggere som ligger 3 km nordøst for lufthavnen og rett vest for motorveien E6. Mogleina ligger nord for en av utflygningskorridorene («01R») for østre rullebane, men det registreres fly som bryter korridor ved avgang 01R og flyr lengre nord enn tillatt.

Et hvitmalt hus i nordspissen av Mogleina ble valgt som prøvested. Motorveien går ca. 200 m øst for huset. Spor av sverting ble funnet på nordveggen (se Figur 57), der det ble tatt 3 prøver.



Figur 57: Mogreina. Bolighus, malt for 4-5 år siden (2011/2012), vasket for 1,5-2,5 år siden (2013/2014).

Elstad ligger på Mogreina og består av flere gårder. Elstad ligger ca. 1300 m nordøst for østre rullebane til OSL. Fly som tar av mot nord på østre rullebane flyr rett over Elstad. Naturområdet Elstad er vernet som landskapsvernområde for å bevare bl.a. grytehullsjøene. Prøvestedet på Elstad var et gråmalt bolighus som viste misfarging på veggen orientert mot nord-nordøst og ved inngangsportalen orientert mot øst-sørøst. Det ble tatt 2 prøver fra nordveggen («1» og «2») og én prøve fra rekkverket på østsiden («3»). Sistnevnte vises på bildet til høyre i Figur 58.



Figur 58: Elstad. Bolighus, malt for 3 år siden (2013), ikke vasket siden.

Lyshaug er et gårdsbrukområde i Nannestad kommune, 1,8 km sør-sørvest for vestre rullebane til OSL. Lyshaug ligger i utflygningskorridoren for fly som tar av mot sør på vestre rullebane. Fylkesvei 120 går ca. 1,5 km vest for Lyshaug.

Prøvene ble tatt fra et hvitmalt bolighus som hadde blitt malt i 2012 og vasket i 2014. Det ble påvist veldig lite misfarging på fasaden og 3 prøver ble tatt fra nordveggen nær bakken (Figur 59).



Figur 59: Lyshaug. Bolighus, malt i 2012, vasket i 2014.

Kløfta er et tettsted i Ullensaker kommune med ca. 7300 innbyggere. Motorveien E6 går rett forbi Kløfta i øst. Avstanden til OSL er ca. 12,5 km og utflygningskorridorene passerer ikke Kløfta.

Prøvestedet var et rødmalt bolighus som ligger i utkanten av Kløfta, og uskjermet fra motorveien som går ca. 100 m i øst. Spor av sverting ble påvist i liten grad. 3 prøver ble tatt fra nord- og østfasaden (se Figur 60).



Figur 60: Kløfta. Bolighus, malt for 3 år siden (2012/13), vasket for 1,5 år siden (2014).

Varingskollen er en kolle (546 moh) nær Hakadal som reiser seg ca. 400 m over omliggende terreng. Varingskollen ligger ca. 17 km sørvest for OSL og er hverken direkte påvirket av flytrafikk eller biltrafikk. Derfor ble stedet valgt som referansted.

«Varingsstua» som ligger på toppen av Varingskollen ble valgt som prøvested. Bygget er svartmalt, derfor er det i utgangspunktet vanskelig å oppdage sverting (Figur 61). Riktignok flasser malingen av mange steder og det ble tatt 4 prøver (sør, nord, øst og vest) fra fasaden.



Figur 61: Varingskollen, ikke malt eller vasket på over 10 år.

For å velge prøveområdene ble fasaden av husene undersøkt og prøver ble tatt der fasaden oppviste sverting.

Prøver fra fasader ble tatt av NILU ved bruk av Mycotape 2 og sendt til Mycoteam for analyse. Analysen kombinerer mikroskopi med DNA-test for spesifisering av støvsammensetning og påvisning av muggsopp i støv. Ingen av husene viste sterk sverting.

Resultatene ble satt sammen i resultatoversikten i Tabell 13. Denne gir svar på hva som er årsaken til sverting, dvs. om prøven inneholder sopp, hvilke typer muggsopp og mengde muggsopp på overflaten, samt mengde sot og andre årsak til misfarging på overflaten. I prøvene samlet i sammenheng med dette prosjektet ble det påvist hussvertemuggsopper (*Aureobasidium* sp.), tvillingsvertemuggsopper (*Hormonema* sp.), kondensmuggsopper (*Cladosporium* sp.), svertesopp (uidentifisert¹), grønnalger, lav (uidentifisert) og sot fra f.eks. peis, brann, diesel.

¹ Flere arter, men artene ble ikke identifisert spesifikk.

Tabell 13: Resultater av prøveanalysene. Vekst av sopp, alger og lav og forekomst av sot er klassifisert som – meget sparsom (MS), sparsom (S), sparsom til moderat (S-M), moderat (M), moderat til rik (M-R) og rik (R).

Sted	Hus- sverte- mugg- sopper	Tvilling- sverte- mugg- sopper	Kondens mugg- sopper	Sverte- sopp	Grønn- alger	Lav	Sot
Mogreina							
1	S-M						S
2		M					S
3	M						S
Elstad							
1		M					S
2		M					S
3			M				MS
Lyshaug							
1 (nord)				M	R	M	S
2 (nord)				S	M		S
3 (nord)	M				M		S
Kløfta							
1 (øst)	M				S		S
2 (nord)	R						M
3 (nord)	R						S-M
Varingskollen							
1 (sør)				M	M		S-M
2 (nord)				S	M		S
3 (øst)	M						S
4 (vest)	M-R				M		S

4.1 Mycoteams vurdering av resultatene

Mycoteam angir informasjon om de ulike sopp- og algeartene, som er gjengitt i Vedlegg A. Mycoteams vurdering av prøveresultatet siteres nedenfor:

Generelt kan sies at misfargingen på fasadene ser ut til å skyldes en svertesopp og ikke sot fra flyplassen. Det er påvist sotpartikler i alle prøvene men stort sett ingen unormale mengder. Unntak er fasade 2 fra Kløfta hvor det ble funnet moderat forekomst med sot. Dette kan komme fra en kilde i nærheten av prøvestedet. Samtidig har denne prøven rik forekomst av svertesopp som tilsier at svertingen, også her, i hovedsak skyldes svertesopp. Videre er det vekst av grønnalger på flere prøver og prøve 10 fra Lyshaug 1 har vekst av lav.

Det er godt kjent at misfarging på grunn av svertesopp er et økende problem på overflatebehandlet utvendig treverk. Dette skyldes strengere restriksjoner på bruken av soppdrepende midler. Vekst av svertesopp kan både fremstå som en jevn gråning av materialene, og som svarte flekker.

Svertesopp-skadene viser at de soppdrepende midlene i overflatebehandlingen har liten effekt mot den påviste svertesoppen. Det er i første omgang vegger og områder som er utsatt for høy fuktighet som vil bli angrepet.

Svertesopp på malt kledning er et kosmetisk problem, og vil ikke være avgjørende for holdbarheten til kledningen. Råtesopp vil normalt ikke være noe problem, og utvendig vekst av svertesopp er ikke problematisk for inneklimateet.

I forbindelse med boliger opptrer algevekst først og fremst på skyggefulle (nordvendte) steder hvor ikke opptørking etter nedbør blir tilfredsstillende. Vekst på andre vegger skyldes oftest sen opptørking som følge av nærstående vegetasjon, skyggefulle gårdsrom, grunnmur nær terreng og lignende. Algevekst er også avhengig av hvilke farger det er på fasaden. Lyse farger er mer utsatt enn mørke, noe som har en sammenheng med lysrefleksjon, varmeopptak og uttørking. Disse algene er som regel grønnalger som kan danne større flater med grønnaktig misfarging, men rødlig til brunlig misfarging forårsaket av andre alger forekommer også. Lyse murfasader kan farges rødoransje av alger.

Lav som vokser på stein kan påvirke substratet både mekanisk og kjemisk. På samme måte som alger gjør, kan lav produsere organiske syrer som bryter ned karbonater fra stein/murpuss. Den kosmetiske skaden er i de fleste tilfeller av større betydning enn den kjemisk nedbrytningen.

Vekst av alger, sopp og lav er et vanlig fenomen på nordvendte, fuktutsatte fasader. Mekanisk vask (skrubbing, spyling) fjerner midlertidig veksten effektivt, men det er fare for ny vekst etter en tid hvis fukt- og temperaturforholdene holdes uforandret. Vi vil dermed anbefale at man vurderer mer inngående hva som er mulig å bedre med tanke på fuktbelastning, for å begrense videre mulighet for vekst mest mulig.

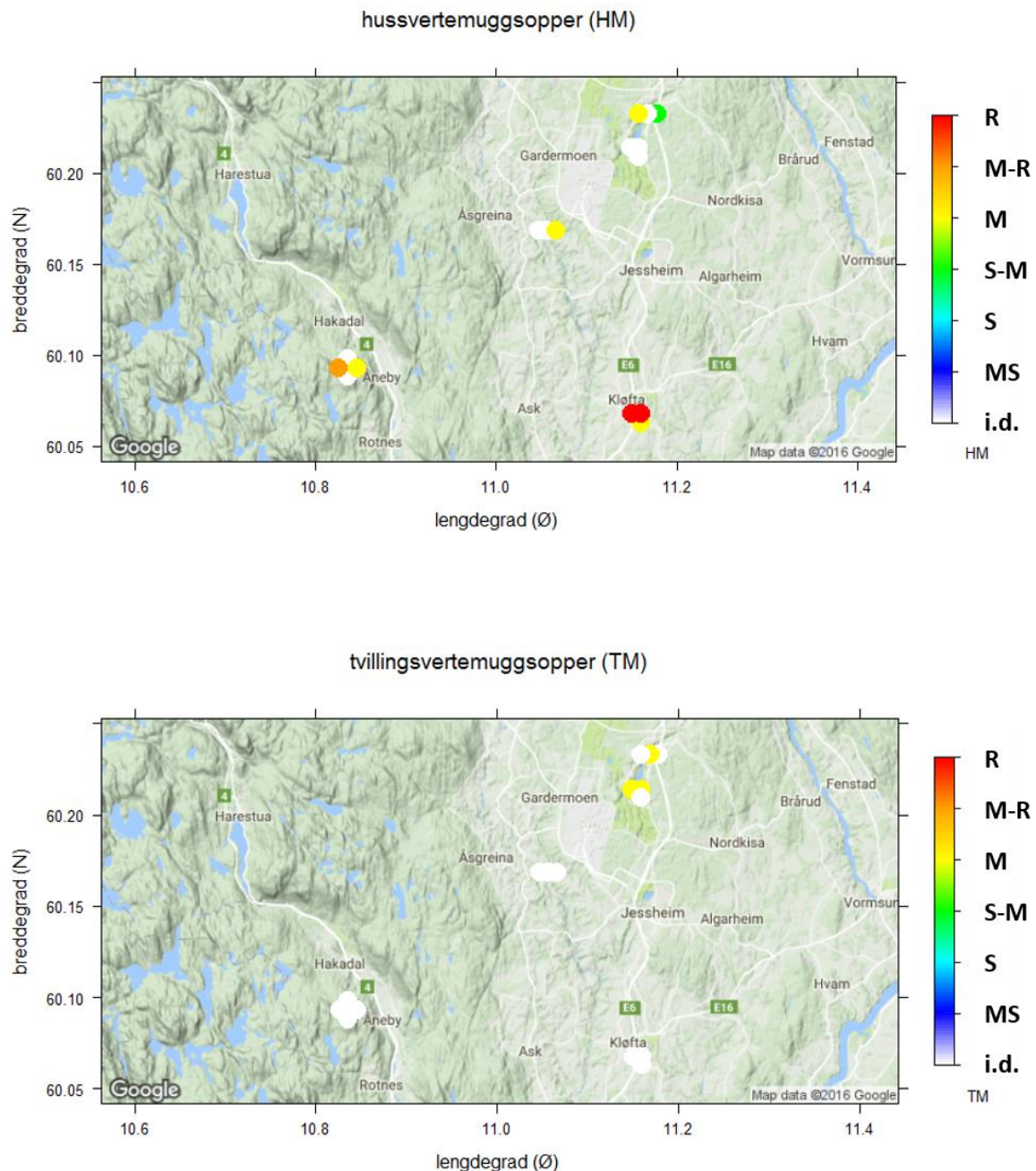
4.2 Tolkning av prøveresultatene

Forekomst av sot var klassifisert som «sparsom» ved Mogreina, Elstad og Lyshaug. Både Elstad og Lyshaug ligger rett under utflygningskorridoren til OSL. Mogreina ligger ikke langt fra motorveien men virker å være skjermet fra motorveien av trær. På Kløfta ble sot forekomsten klassifisert som «sparsom» til «moderat», på en skala som varierer mellom «meget sparsom» til «rik» (se Tabell 13). Dette kan tolkes som påvirkning av trafikkutslipp fra motorveien som går ca. 100 m øst for huset, uten nevneverdig avskjerming imellom. Også på referansestedet Varingskollen var det en prøve med «sparsom til moderat» forekomst av sot. Det er ikke klart hvorfor prøven fra sørveggen av Varingsstua oppviser marginalt høyere sotnivå enn de øvrige prøvene. En lokal utslippskilde kan være snøscooteren som brukes til transport.

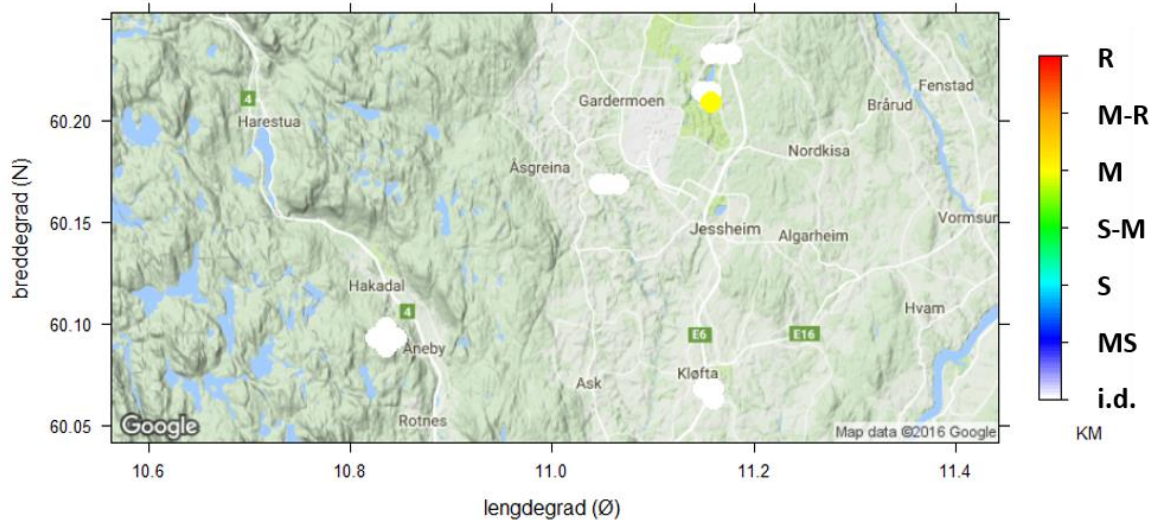
«Moderat» til «rik» forekomst av ulike arter sopp ble identifisert på alle prøvestedene. Alle nevnte soppartene fører til misfarging. På Kløfta ble det funnet hussvertemuggsopp, spesielt på nordveggen («rik» forekomst). Forekomsten på østveggen ble klassifisert som «moderat». Svertingen på fasaden ble observert i fordypningene av vedstrukturen. Også på Varingskollen var det «moderat til rik» forekomst av hussvertemuggsopp, i tillegg til «moderat» forekomst av svertesopp og grønnalger. Bolighuset på Lyshaug viste veldig lite misfarging på fasaden.

Prøveområdene som ble valgt lå nær bakken. Dette kan forklare «moderat» til «rik» forekomst av grønnalger og «moderat» forekomst av lav på prøvestedet.

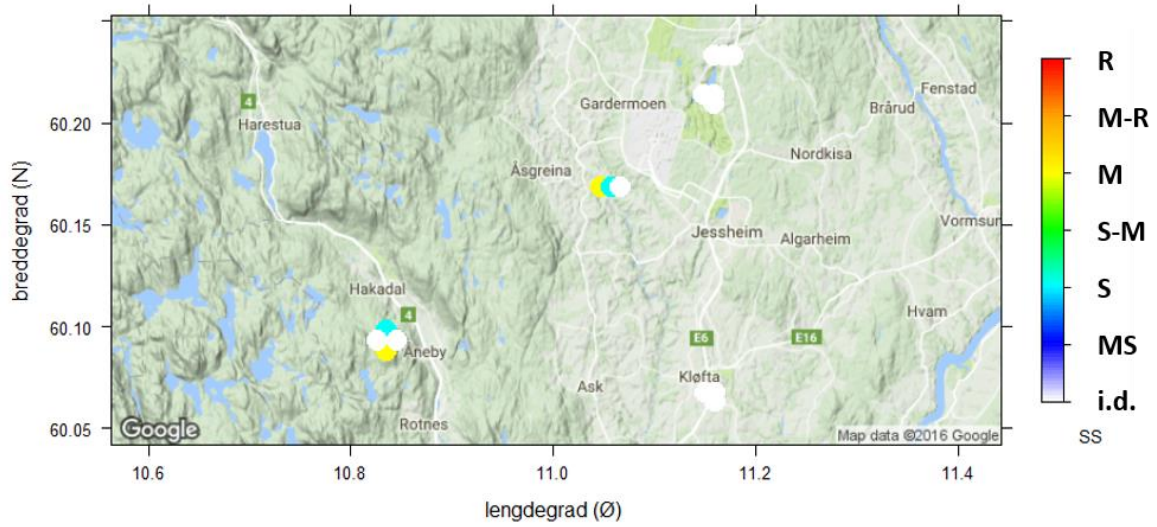
Forekomsten for ulike årsaker til sverting av fasadene er visualisert på kart nedenfor (Figur 62) for de individuelle prøvene ved hvert prøvested. Rød markering viser rik forekomst, blå markering viser sparsom til meget sparsom forekomst. Ikke påvist forekomst er markert hvitt.



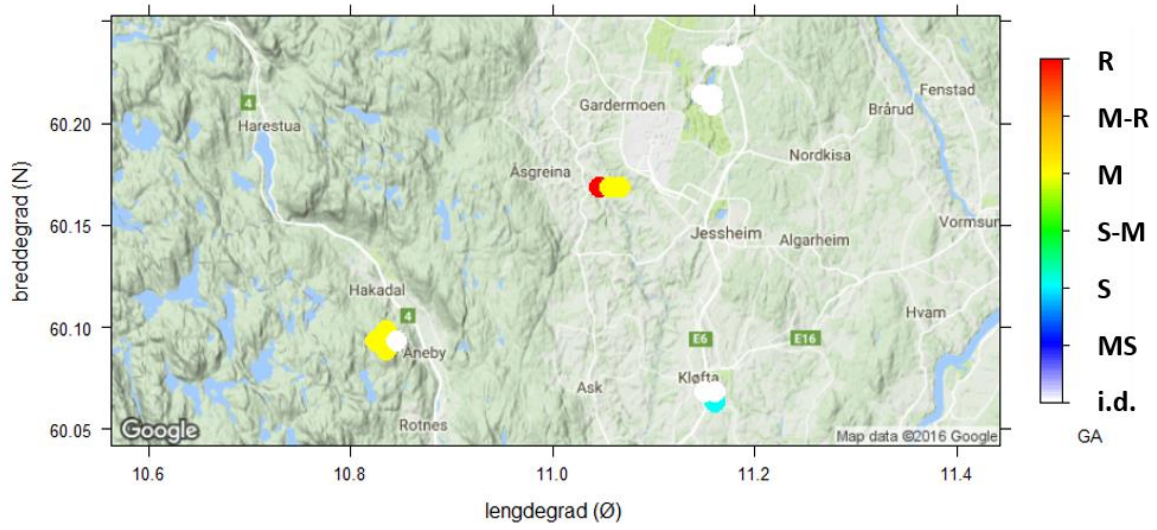
kondensmuggsopper (KM)



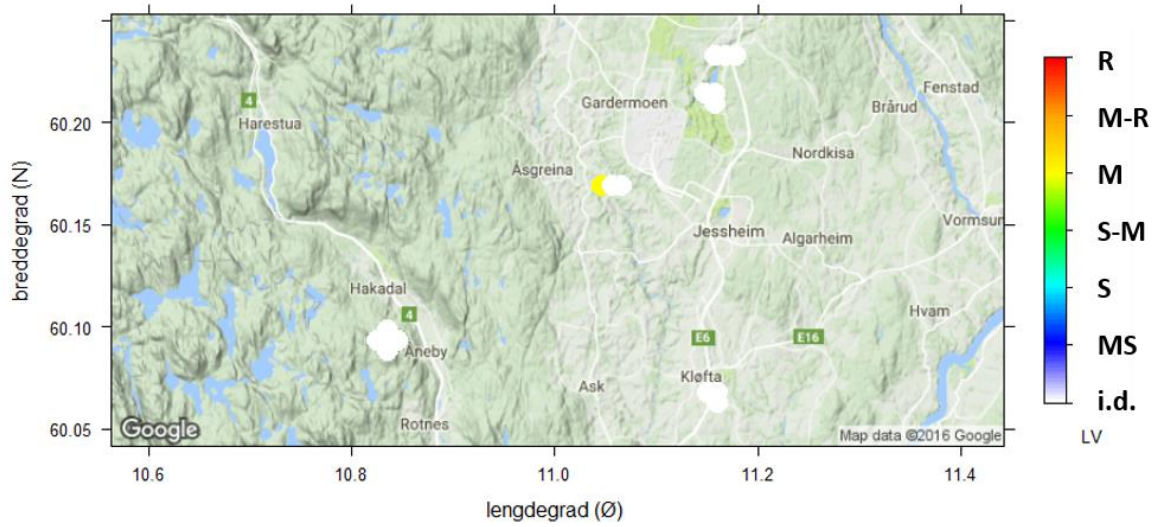
svertesopp (SS)

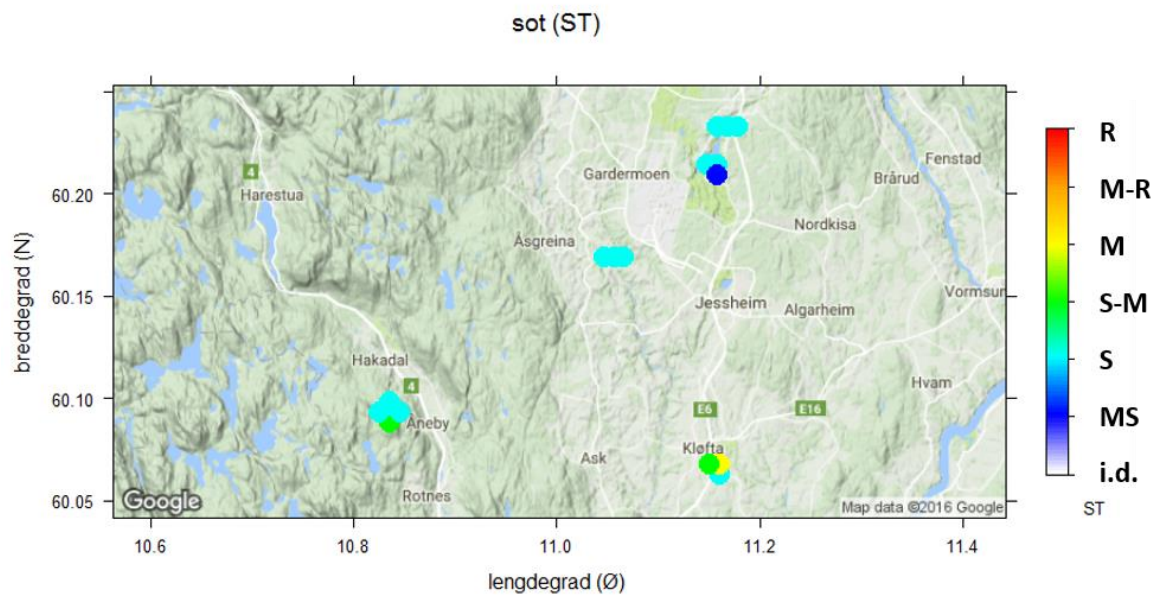


grønnauger (GA)



lav (LV)





Figur 62: Forekomst av hussvertemuggsopper, tvillingsvertemuggsopper, kondensmuggsopper, svertesopp, grønnalger, lav, og sot i fasadeprøvene. R: rik, M-R: moderat-rik, M: moderat, S-M: sparsom-moderat, S: sparsom, MS: meget sparsom, i.d.: ikke detektert.

Med dette, holder vi med konklusjonen fra Mycoteam om at det kan sies generelt at misfargingen på fasadene ser ut til å skyldes en svertesopp og ikke sot fra flyplassen. Det er påvist sotpartikler i alle prøvene men mengdene av sot er ikke høye.

5 Kartlegging av påvirkning av ferskvannsområder

5.1 Bakgrunn

Gardermoen lufthavn ligger på store løsmasser av grus, fluviale fensedimenter og flyvesand, i et landskap som fikk sin utforming under nedsmeltingen av innlandsisen for 9500 år siden. Nord og øst for flyplassen domineres landskapet av grus og sand, mens marin leire er fremherskende på vest- og sørsiden. Disse forskjellene har også satt sitt preg på vassdragene i området, og har skapt et mangfold av tjern- og innsjøtyper over korte avstander, fra næringsfattige og lavproduktive til næringsrike og høyproduktive. Man finner tjern med forskjellig grad av grunnvannspåvirkning, og med mer eller mindre definerte inn- og utløp. Området har dermed en unik samling av forskjellige innsjølokaliteter med en usedvanlig spennvidde i hydrologiske og fysisk-kjemiske egenskaper, og med et stort biologisk mangfold, innenfor et ensartet klimatisk område (Erikstad 1997). Som del av de mektige grusavsetningene inngår også et av landets største grunnvannsreservoarer, i totalareal om lag 105 km², hvorav reguleringsområdet til OSL utgjør 13 km². Grunnvannet beveger seg dels nordøstover og drenerer til Hersjøen, og dels sørvestover mot Leira-vassdraget. Den marine leira vest og sør for flyplassen har skapt et særegent ravinlandskap - et nettverk av grunne daler med bratte skrenter der det stadig pågår utrasing av vegetasjon og leire. Ravinedalene samler seg til Sogna-Vikka og drenerer til Leira, og området inngår i Romerike Landskapsvernområde. I tillegg er et mindre kompleks av separate ravinedaler, kalt Nannestad kapellangård, vernet.

Nord og øst for Gardermoen er det lite leire, men store grusavsetninger fra isrand-deltaer som tok form under avsmeltingen av innlandsisen. Mange steder ble det liggende små og store isolerte is-legemer - dødis - som først smeltet vekk etter at grusmassene i hovedsak hadde satt seg. De etterlot seg "dødisgroper", som nå strekker seg fra Aurmoen i nord og i et belte sørover på østsiden av flyplassen. Mange av gropene er fylt med vann og lager små innsjøer, tjern eller dammer, gjerne noe runde i omkrets. Nærmere 30 slike vannforekomster, gjerne omtalt som grytehullsjøer, finnes i området (Dervo m. fl. 2012; Wold m.fl. 2012). Flere av dem ligger i Aurmoen eller Elstad Landskapsvernområde. Mange mangler både innløp og utløp og er dermed enten generert av regnvann eller av grunnvann som står oppe i dagen. De største er Hersjøen, Transjøen og Nordbytjern, og her er det også registrert fisk. Men ellers er mange naturlig fisketomme, og dette forholdet gjør at de kan ha en avvikende fauna av virvelløse dyr og amfibier (Solvang m. fl. 2012). I tillegg til verneområdene nevnt ovenfor er Norbytjern, Svenskestutjern, Ljøgodttjern og Sandtjern vernet.

Grytehullsjøene kan tilordnes to typer. Særlig nord for Gardermoen ligger fordypningene for høyt til å ha kontakt med grunnvannet. Disse gropene er dessuten ofte nesten "tette" i bunnen, består av regnvann og er dermed naturlig sure, gjerne også brune av humus fra skogen rundt. Vannstanden i disse tjernene varierer derfor noe med årstider og nedbørmengder. Sørmotjern, Flatnertjern og Vesle Bakketjern er eksempler på denne typen. Den andre kategorien har grunnvannskontakt og ofte krystallklart vann. De er ofte kalsiumrike (> 20 mg Ca/L) og klassifiseres dermed som kalksjøer. Dels har de også naturlig forhøyete konsentrasjoner av fosfor og er da naturlig eutrofe.

Miljøtilstand og biologisk mangfold i grytehullsjøene er noe ujevnt kartlagt. Vannbotaniske kvaliteter og kransalger er beskrevet av Brandrud (1995) og Landgangen (2011), som også gir

data for pH, konduktivitet og kalsium. Erikstad (1997) angir også vannkjemiske data. En nyere oversikt over hva som foreligger av data for biologisk mangfold er gitt av Wold m.fl. (2012). Til sammen er det registrert 39 ulike vannplanter i grytehullsjøene (Branderud 1994), noe som er oppsiktsvekkende høyt. Akvatisk fauna finnes det færre data for. Den grundigste studien som omhandler virvelløse dyr både i strandsonen, dypvann og de frie vannmasser (littoral, profundal og pelagial) virvelløse dyr er fra 1994 (Halvorsen m.fl. 1994). I mange av innsjøene var profundal dominert av høye tettheter av fjærmygglarver, i tillegg til fåbørstemark. Av større littorale krepsdyr var både marflo (*Gammarus lacustris*) og asell (*Acellus aquaticus*) til stede i flere innsjøer, men viktige grupper, som øyenstikkere, vårfluelarver og døgnfluer, ble ikke nærmere bestemt. Røddlistearten svanemusling (*Anodonta cygnea*) er påvist i Transjøen og i Hersjøen (Sandaas & Enerud 2005).

De seks grytehulltjerna som ligger nærmest E6 (Skåntjern, Svarttjern, Nordbytjern, Svenskestutjern, Bånnjtjern og Vilbergtjern) er utredet med tanke på tilførsler av veisalt (Bækken & Åstebøl 2012). De siste tiårene har det vært brukt økende mengder veisalt på norske veier, som kan lekke ut i innsjøer. Over tid kan saltanrikt tungt vann akkumuleres i bunnen av bassenget, og de to fullsirkulasjonene vår og høst, som er essensielle for innsjøens økologi, stopper opp og fremmer permanent stratifisering (meromiksis). Det ble funnet signifikante økninger av salt i Svarttjern, Skåntjern og Norbytjern. Det har også vært reist spørsmål om at Sandtjernet kunne være utsatt for tilførsler av veisalt, men dette er ikke nærmere utredet.

5.2 Livet i vann, betydningen av overflatespenning og fukting

Referansegruppa for Vannområde Hurdalsvassdraget/Vorma har mottatt bekymringsmeldinger knyttet til mulige luft-til-vann deposisjoner fra flytrafikken på OSL, for sot, NO_x eller hydrokarboner. Enkelte mener å ha sett reduserte tettheter av mygg ved Hurdalssjøen, og også i Romerike Landskapsvernområde, men det har ikke vært foretatt noen systematisk kartlegging. I kombinasjon med observasjoner av svarte partikler på hvite rundballer og andre hvite flater gjør dette at man har reist spørsmål om fly-eksos kan tenkes å bidra til dette. I det følgende drøftes mulige implikasjoner av avsetning av luftbårne stoffer og partikler fra fly til tjern og vann omkring Gardermoen.

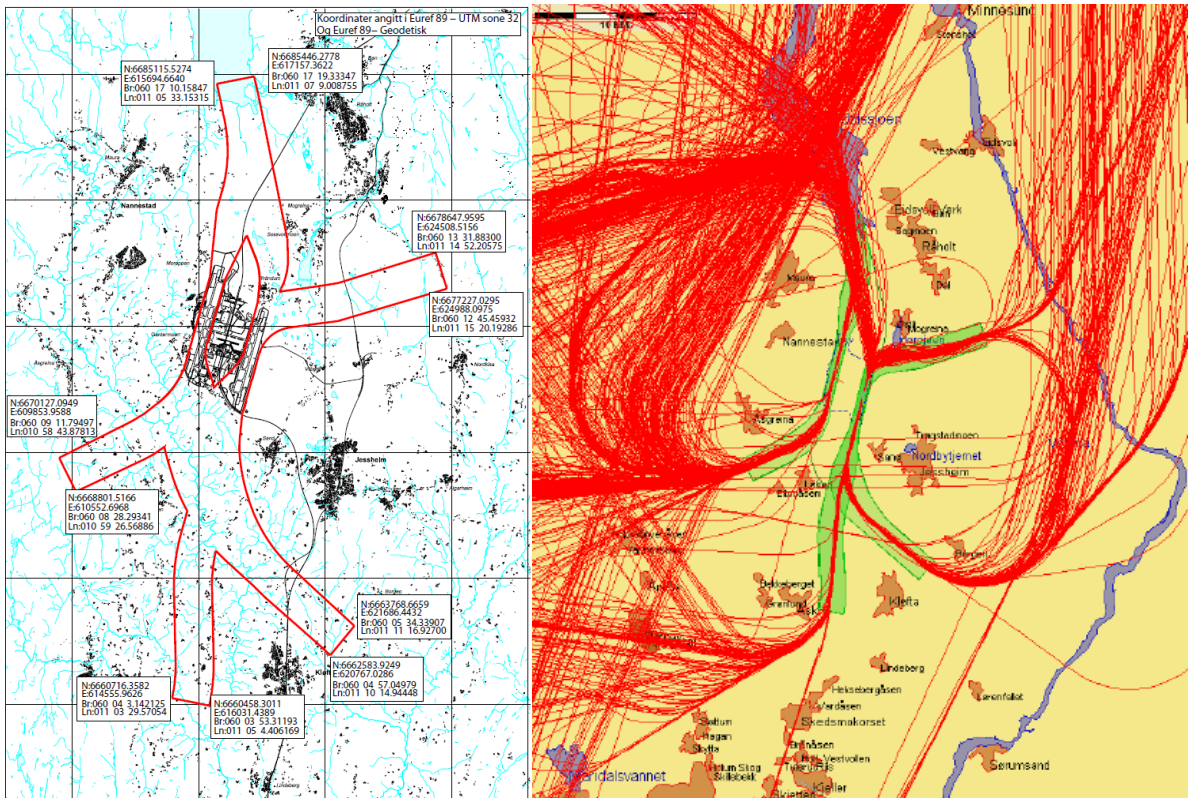
Alle væsker har overflatespenning. Årsaken er at mens molekylene inne i en væske har samme spenning i alle retninger og derfor trekkes like mye i alle retninger, vil denne kohesjonen (tiltrekningen) på overflaten være sterkere innover mot væsken. Overflatespenningen kan beskrives som kraft per lengdeenhet (eller areal). I vann utgjør den 72,8 millinewton/m⁻¹ (ved 20 °C), men den faller ved tilførsler av andre vannløselige væsker (Bormashenko & Musin 2009). Stoffer som reduserer en væskes overflatespenning kalles *surfaktanter*. Overflatespenningen er årsak til at mange insekter kan "gå" på vannet, for eksempel vannløperen (*Gerridae*) og edderkopper. Økosystemet på innsjøers overflatespenning kalles *neuston* (Gladyshev 2002; Marshall & Burchardt 2005), og utgjør et eget organismsamfunn. I små tjern kan atskillig energirik næring bli liggende på overflaten, for eksempel pollen og insekter etter sverming (maur, døgnfluer). Neuston har en egen bakterief fauna og flere arter av planteplankton er også del av neuston (Butler m. fl. 2007). Flere arter av zooplankton, som *Notodromas sp.* og *Scapholeberis sp.*, er også del av neuston-samfunnet, og lever på undersiden av overflatespenningen, der de beiter på dødt organisk materiale (detritus), bakterier og alger. Også snegler kan nyttiggjøre seg neustonisk energi (Saveanu & Martin 2015).

En del vannlevende insektlarver, særlig arter av stikkemygg, mangler gjeller og "henger" i vannets overflatehinne for å få tak i oksygen. Andre, som fjærmygg (Chironomidae), svevemygg (Chaoboridae) og enkelte arter av døgnfluer (Ephemeroptera) fester seg til overflaten når de klekker fra puppestadiet. Overflatespenningen er også viktig for vannedderkopper (*Argyroneta aquatica*). Også for ryggsvømmere (*Notonectidae*) og den store gruppen av vannkalver (*Dytiscidae*, av disse er 21 rødlistede), som puster via en luftboble som festes til bakkroppen, er vannets overflatespenning av betydning. Vannløpere, vannedderkopper og andre som bæres av vannhinnen løser dette ved at beina er utrustet med fine hår, som ligger så tett at beinet innenfor fortsatt er tørt også når enden synker ned i hinnen (Hu & Bush 2010). Evnen en væske har til å få kontakt med en fast overflate kalles *fukting*, og den beror dels på væskens overflatespenning og dels på den faste overflatens egenskaper. I insekters tilfelle er det kitinøse eksoskjelettet overtrukket med en hinne av kutin. Hinnen består av tre lag hvor det ytterste er av vannavstøtende voks. For mange insekter er dette laget konstant (0,2-0,3 µm tykt; Bush m.fl. 2008), og uten denne ville mange insekter sunket ved fukting, til tross for overflatespenningen. Ved tilførsel av surfaktanter, som såpe eller olje, vil overflatespenningen avta, men surfaktanter vil i tillegg endre organismenes vannavstøtende overflate.

5.3 Mulige luft-til-vann-avsetninger knyttet til flytrafikken på OSL

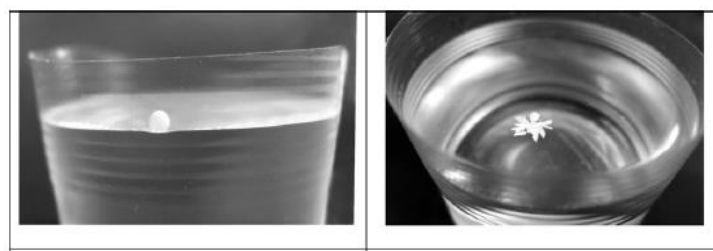
All trafikk drevet av forbrenningsmotorer forårsaker utslipp av sotpartikler, CO, CO₂, hydrokarboner og NO_x (Sandmo 2014). Forbrenningen i flymotorer er imidlertid minst like fullstendig som forbrenningen i f.eks. bilmotorer. Jetdrivstoff har også færre komponenter enn bensin, og etter det vi kjenner til er det ikke komponenter i flyeksos som ikke også slippes ut fra vanlig biltrafikk. Det er dermed vanskelig å finne konkrete holdepunkter for at flyeksos i seg selv bidrar til utslipp som kan føre til avsetning i vann og vassdrag. Sotpartikler er sterkt hydrofobiske, og heller ingen andre komponenter av flyeksos er surfaktanter. Derfor er det vanskelig å tenke at de utslippene som er blitt tatt hensyn til ellers i denne rapporten vil kunne bidra til problemer i ferskvann.

Imidlertid er det i vinterhalvåret et betydelig forbruk av av-isningsvæske, i form av monopropylenglykol (MPG). Forbindelsen er ikke spesielt toksisk, men den er en kraftig surfaktant. Vintersesongen for av-ising regnes på Østlandet fra oktober til mai, og totalforbruket sesongene 2012/13 og 2013/14 var henholdsvis 1526 og 1557 tonn glykol (OSL Miljøårsrapport 2014). Om lag 80 % av dette fanges opp og resirkuleres, og alt smeltevann renses. Av de gjenværende 20 % vil en liten andel kunne forstøves fra flykroppen de første minuttene etter flyavgang, mens flyene fortsatt befinner seg i lav høyde over OSLs nær-områder. Ifølge korridorkartet (Figur 63) går deler av flytrafikken nordover mot Aurmoen og nordøst mot Elstad. På dager med lite luftbevegelse er det i prinsippet tenkbart at det kan føre til en viss deposisjon av glykol, selv om det er grunn til å tro at konsentrasjonene vil være små over de to landskapsvernområdene, der grytehullsjøer nord for Bakketjern (i øst) vil kunne være utsatt. Flere av disse sjøene er klassifisert som "viktige" naturtypelokaliteter i Naturbase (www.naturbase.no), og Transjøen, Veslesjøen og Danielsetertjern er klassifisert som "svært viktige" (Wold m. fl. 2012). Glykol har lavt damptrykk og svært lite går over i gassform ved romtemperatur. Nedbrytningen i vann krever imidlertid mye oksygen (1,68 mg KOF/mg MPG). Avsetningene per areal vil rimeligvis både avta raskt med avstanden fra rullebanene, både ettersom glykolrestene er borte fra flyets overflate, og fordi spredningen øker jo høyere over bakken flyet kommer.



Figur 63: Korridorkart for OSL Gardermoen (venstre) og eksempel på avgangskart (høyre, her innlandsavganger for Norwegian for april 2014). Kilde: Støy- og traséovervåkingsanlegget, Oslo Lufthavn, April 2014).

Bormashenko & Musin (2009) har utviklet en metode for å anslå mengden surfaktanter i innsjøvann. De bruker såkalte flytende kuler, som består av (10 μ l) dråper av destillert vann påført en kappe av PVDF (polyvinyliden-fluorid). I upåvirket innsjøvann vil kulene holde seg flytende (Figur 64, venstre), men ved nærvær av surfaktanter vil den reduserte overflatespenningen gjøre at de punkteres (Figur 64, høyre).



Figur 64: Bruk av flytende kuler for identifisering av surfaktanter. I upåvirket vann vil overflatespenningen holde kulene flytende, mens allerede svak reduksjon av denne får dem til å punktere (med tillatelse, fra Bormashenko & Musin, 2009).

Det finnes enkelte studier som har belyst hvordan bunndyr responderer på surfaktanter. Takamura (1995) undersøkte klekkesuksess av ulike arter Chironomidae (fjærmygg) eksponert for surfaktanten lineær alkylbenzen sulfosat (LAS), og fant at klekkesuksessen ble signifikant

reduisert ved konsentrasjoner > 2 mg LAS/L. Belanger m.fl. (2005) testet ut en ny surfaktant (lettløselig alkyl-sulfat) på biota i rennende vann, men fant først en signifikant respons ved konsentrasjoner over $64 \mu\text{g/L}$. Mazur m.fl. (2013) fant at embryonalutviklingen hos stor damsnegl (*Lymnaea stagnalis*) ble forstyrret når de ble eksponert for ulike surfaktanter. Slike studier relaterer seg imidlertid til toksiske effekter av spesifikke surfaktanter, og er ikke knyttet til det som kan være aktuelt for den akvatiske biotaen i grytehullsjøene omkring OSL, der spørsmålet først og fremst er knyttet til mulige effekter av endret overflatespenning.

Det er ikke mulig å si noe sikkert om hvorvidt konsentrasjonene av glykol-aerosoler fra fly etter avgang påvirker vannmiljøet i grytehullsjøene omkring flyplassen. I vann oksideres glykol forholdsvis raskt, men ved lave temperaturer og i snø vil oksidasjonen være liten. Snømasser omkring flyplassen vil i prinsippet kunne akkumulere glykol i løpet av vinteren, og gi støt av glykol om våren. Fordi surfaktanter reduserer vannets overflatespenning, øker også ofte skumdannelsen i slike tilfeller. Det har faktisk vært kommentert av lokalfolk at det i perioder har vært mye skum på enkelte av tjernene omkring flyplassen (muntlig info Anette Åkerström/Ullensaker kommune, se også Figur 65). Det må imidlertid understrekes at det finnes flere mulige kilder til dette, og særlig etter nedbør vår og høst vil det skylles ut fettstoffer og lipider fra visnende vegetasjon, som er surfaktanter og gir økt skum-dannelse til bekker og elver.



Figur 65: Skumdannelse på Nordbytjern (foto: A. Åkerström).

Det er i prinsippet tenkbart at episodiske tilførsler av glykol til vannmiljøet under snøsmelting kan skje. Fordi mange insekter klekker til larver eller nymfer på denne tiden, vil en periode med redusert overflatespenning da kunne påvirke klekkesuksessen. Dersom det er episoder da glykol-kontaminert grunnvann tilføres vassdrag, vil dette trekke i samme retning. Vi registrerer at NIVA fant redusert økologisk tilstand basert på undersøkelser av bunndyrfaunaen i Elstadbekken, som forbinder Transjøen og Hersjøen (via Vesletjern og Mjøntjern), og i Bjørtombekken, som forbinder Dagsjøen med Hersjøen (Lindholm 2015). Disse to små vassdragene mottar også mye grunnvann fra løsmassene under og omkring flyplassen. I Bjørtombekken ble det verken registrert steinfluer eller døgnfluer, noe som er svært uvanlig og som tilsier at bekken er påvirket. Det ble imidlertid ikke gitt noen forklaring på hvorfor miljøtilstanden var redusert i disse to bekkene. Erikstad m.fl. (2010) poengterer imidlertid at

Bjørntombekken er sterkt grunnvannspåvirket, og at flere kilder og oppkommer knyttet til grunnvann tømmer seg mer eller mindre direkte ut i vassdraget. Dette bidrar nok også til det klare vannet (Figur 66). AVINOR overvåker grunnvannets vannkjemi gjennom 300 grunnvannsbrønner. I nordøstre del av området ligger grunnvannsspeilet 15-25 m under overflaten, noe som gir rikelig oksygenering til eventuell nedbrytning av avisings-kjemikalier i umettet sone (muntlig info, Morten Jartun/AVINOR).



Figur 66: Bjørntombekken (foto: NIVA).

Det er grunn til å understreke at de mulige påvirkningene som drøftes i dette kapittelet er teoretiske og inneholder flere usikkerheter. Feltstudier gjennom sommerhalvåret ville være nødvendige dersom man skal få mer klarhet i hvorvidt glykol faktisk påvirker vannmiljøet omkring flyplassen. Halvorsen m fl (1994) tok blant annet kvantitative prøver av fjærmygg fra flere innsjøer, og en feltstudie ville kunne legge denne undersøkelsen til grunn for en fornyet kartlegging, og kanskje avdekke hvorvidt tetthetene har endret seg. En slik undersøkelse kunne ha som målsetning å avdekke om det faktisk finnes surfaktanter som endrer overlevelse for fjærmygg og andre virvelløse dyr i OSLs nærområde. En enkel måte å avklare spørsmålet på ville være å kvantifisere tetthetene av arter som er avhengige av overflatehinnen i økende avstand fra rullebanene, for å se om de endrer seg systematisk. Grytehullsjøer som ut fra OSLs korridorkart vil være eksponert for flytrafikk i ulik grad, for eksempel Båntjern, Dagsjøen, Svenskestutjern, Vollnesputten, Flatnertjern og Sørnotjern, vil kunne prøvetas. Om det skulle vise seg noe mønster som tilser påvirkning kan det også gjennomføres målinger av overflate-spenningen i ulike vann.

6 Konklusjoner

På bakgrunn av de utførte beregningene og vurderingene kan det trekkes følgende konklusjoner:

Luftkvalitetsvurdering rundt flyplassen

Beregning av luftforurensning i et modellområde på 9 x 12 km rundt OSL viser ikke overskridelse av grenseverdier og nasjonale mål for luftkvalitet for komponentene NO₂, PM₁₀ og PM_{2,5}. Beregnet konsentrasjon i de mest belastede områdene, som ligger inne på flyplassen, er på samme nivå som beregningsresultater for sentrumsområder i middelstore byområder i Norge. Modellen gir imidlertid underestimer av konsentrasjonene i disse områdene. Målte NO₂-konsentrasjoner ved den lokale målestasjonen hadde lange perioder med dårlige eller manglende data, og kan ikke anvendes for sammenligning med beregningsresultatene. De beregnede verdiene er under grenseverdiene for luftkvalitet.

I boligområder nærmest Oslo Lufthavn er påvirkning av luftkvalitet fra flyplassens virksomhet størst for komponenten NO₂, mens forurensning av partikler (PM₁₀ og PM_{2,5} målt som massekonsentrasjon) er dominert av bidrag fra kilder utenfor modellområdet.

Konsentrasjonsfordelingen som framkommer ved modellering av bidrag fra fly viser at selv om en mye større del av utslippet fra fly i modellområdet foregår i luften (81 % av alt NO_x-utslipp i modellområdet) er konsentrasjonsbidraget helt dominert av den delen av flyutslippet som foregår på bakken.

For boligområdene rundt flyplassen viser beregningene at årsmiddelbelastning av NO₂ fra fly er litt større på Sessvollmoen enn på Sand, og litt større på Sand enn i Teigebyen. Bidrag fra flyplassens bakkeaktivitet er størst i de samme beregningspunktene som bidrag fra fly. For høye timemiddelkonsentrasjoner av NO₂ er bidraget fra fly 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 timemiddelkonsentrasjon har sammenheng med hvilke vindretninger som forekommer samtidig med dårlige spredningsforhold. Bidragene fra vegtrafikk og fly er av nær samme størrelse i alle beregningspunktene i Sand, bortsett fra punktet lengst mot nordvest (Sand NW) der vegtrafikkbidraget er størst. 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 belastning fra vegtrafikken. Tabell 14 viser beregningsresultater for kildebidrag gitt som % i de to beregningspunktene innenfor boligområdene med høyest konsentrasjon for årsmiddelverdi og høy timemiddelkonsentrasjon av NO_x.

Tabell 14: Konsentrasjonsbidrag til NO_x i tettbebyggelse for punktene med høyest konsentrasjon. Enhet % bidrag fra kildegruppe.

Midlings-tid	Område	Vegtrafikk	Flyutslipp	Bakkeaktivitet	Bakgrunn og andre
År	Vest for flyplass	23,8	28,6	2,9	44,7
År	Sand N	35,3	8,8	1,2	54,7
Time	Vest for flyplass	59,1	25,0	6,8	9,1
Time	Sand N (time)	33,3	46,7	5,3	14,7

Modellresultatene for PM_{10} og $PM_{2,5}$ viser at det største bidraget kommer fra bakgrunnsbelastningen. I boligområdene rundt flyplassen er bidrag til årsmiddelkonsentrasjon av PM_{10} fra vegtrafikk og boligoppvarming samlet 8 % på Sand og vest for flyplassen, 6 % på Sessvollmoen og 3 % i Teigebyen. Bidrag til 8. høyeste døgnmiddelkonsentrasjon er noe større, 15 % på Sand, Sessvollmoen og vest for flyplassen, og 9 % i Teigebyen. Det resterende bidraget er fra bakgrunnskonsentrasjon.

Utvikling fra 2015 til 2030

Framskrivning til 2030 av aktiviteter knyttet til flyplassen er utført på bakgrunn av prognoser gitt i OSL Masterplan 2012-2050. Utslipp knyttet til aktiviteter er framskrevet på bakgrunn av prognoser fra EMEP/EEA (flyvirksomhet) og teknologiforbedring og endring av kjøretøysammensetning (vegtrafikk og bakkeaktivitet ved flyplassen). Til tross for økning i aktivitet viser framskrivningene en reduksjon av konsentrasjon fram til 2030 for NO_2 og $PM_{2,5}$. Dette skyldes forbedret teknologi med lavere utslipp. Reduksjonen er på mellom 5 og 25 % for NO_2 og på mellom 2 % og 6 % for $PM_{2,5}$. Framskrivningene viser en økning i konsentrasjon for PM_{10} . Økning i konsentrasjon av PM_{10} er knyttet til økning i vegtrafikk, og forutsetter at den nåværende bruk av piggdekk i vintersesongen ikke endres. Økningen av konsentrasjon er imidlertid beskjeden, maksimalt 4 %, og er størst nær E6. Reduksjon av utslipp av NO_x er størst fra vegtrafikk (45 %), dernest fra bakkeaktivitet ved flyplassen (33 %) og minst for utslipp fra fly (6 %).

Forekomst av lukt rundt 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 tettbebyggelsen vest for flyplassen og Sand lukt i boligområder oftest kan opptre. Dersom lukt rundt flyplassen skyldes komponenter i jetdrivstoff, må lukteterskelen overstiges svært mye før komponentene som lukter utgjør noen helsefare.

Årsak til svart belegg på bygninger rundt flyplassen

For å finne årsak og kilder som bidrar til sverting/oppbygging av svart belegg på bygninger i områder rundt Oslo Lufthavn i det aktuelle prosjektet, ble det tatt prøver fra husfasader som ble analysert av Mycoteam for soppvekst og andre årsaker til misfarging. Fem hus, i nærheten av flyplassen og i nærheten av E6, samt et referansested, ble valgt av Oslo Lufthavn for kartleggingen av sverting på husfasader. Misfargingen på fasadene ser ut til å skyldes en svertesopp og ikke sot fra flyplassen. Det er påvist sotpartikler i alle prøvene, men stort sett ingen unormale mengder. Unntak er fasade 2 fra Kløfta hvor det ble funnet moderat forekomst med sot. Dette kan komme fra en kilde i nærheten av prøvestedet. Samtidig har denne prøven rik forekomst av svertesopp som tilsier at svertingen, også her, i hovedsak skyldes svertesopp.

Effekter på ferskvann

Det er utført en systematisk litteraturstudie, som omhandler de mulige effektene og påvirkninger på ferskvannøkologi, herunder endring av overflatespenning på vann. Spesifikt er eksisterende litteratur om mulig påvirkning av endret (nedsatt) overflatespenning på mygglarver og andre organismer som lever på vannoverflater, blitt gjennomgått. Gjennomgangen viser at den mest sannsynlige påvirkningen fra flyplassens virksomhet på overflatespenning i ferskvann i området, er tilførsel av glykol fra avisningsvæske, ikke NO_x eller sotutslippene fra selve flyene. Det er grunn til å understreke at de mulige påvirkningene som drøftes er teoretiske og inneholder flere usikkerheter. Feltstudier gjennom sommerhalvåret ville være nødvendige dersom man skal få mer klarhet i hvorvidt glykol faktisk påvirker vannmiljøet omkring flyplassen.

7 Referanser

- Bormashenko, E., Musin, A. (2009) Revealing of water surface pollution with liquid marbles. *Appl. Surf. Sci.*, 255, 6429-6431.
- Brandrud, T.E. (1995) Vannvegetasjonen i verneverdige grytehullsjøer på Romerike. Status, verneverdi og trusselfaktorer. Oslo, NIVA (NIVA rapport, 3182-1995).
- Brandrud, T.E. (2002) Kartlegging av biologisk mangfold (naturtypekartlegging) i ferskvann. Innsjøer. Fylkesoversikt i Oslo og Akershus. Oslo, NINA (NINA Oppdragsmelding, 764).
- Bush, J.W.M., Hu, D.L., Prakash, M. (2008) The integument of water-walking arthropods: form and function. *Adv. Ins. Phys.*, 34, 117-192.
- Butler, J., Croome, R., Rees, G.N. (2007) The composition and importance of the phytoneuston in two floodplain lakes in south-eastern Australia. *Hydrobiologia*, 579, 135-145.
- Bækken, T., Åstebøl, S.O. (2012) Grytehullsjøer Ullensaker. Overvåking av vannkvalitet og vurdering av tiltak. Oslo, NIVA (NIVA rapport 6313-2012).
- Dervo, L., Sørbye, Ø., Markussen, J. A., Isdahl, C. (2012) Istidslandskap og naturperler. Unike verneområder ved Gardermoen. Oslo, Fylkesmannen i Oslo og Akershus.
- Devos, M., Patte, F., Rounalt, J., Laffort, P., Van Gemert, L.J. (1990) Standardized human olfactory thresholds. Oxford, IRL Press at Oxford University Press.
- EMEP/EEA (2103) EMEP/EEA air pollutant emission inventory guidebook 2013. Technical guidance to prepare national emission inventories. Copenhagen, European Environment Agency (EEA Technical Report, 12/2013). URL: <http://www.eea.europa.eu/publications/emep-eea-guidebook-2013>.
- Erikstad, L. (red.) (1997) Forsvarets relokalisering Gardermoen - Konsekvenser for natur, forurensning og avrenning. Oslo, NINA (NINA Oppdragsmelding, 457).
- Erikstad, L., Stabbetorp, O.-E., Halvorsen, G. (2010) Utkast til forvaltningsplan for Elstad landskapsvernområde, Ullensaker kommune. Oslo, NINA (NINA Rapport, 630)
- FOCA (2009) Guidance on the determination of helicopter emissions. Bern, Federal Office of Civil Aviation, Federal Department of the Environment, Transport, Energy and Communications. Swiss Confederation.
- Gladyshev, M.I. (2002) Biophysics of the surface microlayer of aquatic ecosystems. London, IWA Publishing.
- Gram, F., Walker, S.E. (2002) Beregninger av luftkvalitet ved Oslo Lufthavn Gardermoen 2001. NILU, Kjeller (NILU OR, 33/2002).

- Hagman, R., Gjerstad, K.I., Amundsen, A.H. (2011) NO₂-utslipp fra kjøretøyparken i norske storbyer. utfordringer og muligheter frem mot 2025. Oslo, Transportøkonomisk institutt (TØI rapport ,1168/2011).
- Halvorsen, G., Sloreid, S.-E., Sporsheim, P., Walseng, B. (1994) Ferskvannsbiologiske undersøkelser av grytehullsjøene i Gardermo-området. Oslo, NINA (NINA Forskningsrapport, 57).
- ICAO (2011) Airport air quality manual. Montréal, Quebec, Canada, International Civil Aviation Organization.
- Keuken, M.P., Moerman, M., Zandveld, P. Henzing, J.S., Hoek, G. (2015) Total and size-resolved particle number and black carbon concentrations in urban areas near Schiphol airport (the Netherlands). *Atmos. Environ.*, 104, 132-142.
- Lindholm, M. (2015) Tilstandsklassifisering av vannforekomster i Vannområde Hurdalsvassdraget/Vorma 2011, 2012 og 2014. Oslo, NIVA (NIVA rapport, 6814-2015).
- Lopez-Aparicio, S., Vo, D.T. (2015) Emission estimates for Norwegian cities. Kjeller, NILU (NILU OR, 35/2015).
- Marshall, H.G., Burchardt, L. (2005) Neuston: Its definition with a historical review regarding its concept and community structure. *Arch. Hydrobiologie*, 164, 429-448.
- Masiol, M., Harrison, R.M. (2014) Aircraft engine exhaust emissions and other airport-related contributions to ambient air pollution: A review. *Atmos. Environ.*, 95, 409-455.
- Mazur, R., A. Wagener, Zhou, M. (2013) The application of the *Lymnaea stagnalis* embryo-test in the toxicity bioindication of surfactants in fresh waters. *Ecol. Indic.*, 30, 190-195.
- Nieminen, T., Asmi, A., Dal Maso, M., Aalto, P.P., Keronen, P., Petaja, T., Kulmala, M., Kerminen, V. (2014) Trends in atmospheric new-particle formation: 16 years of observations in a boreal forest environment. *Boreal Environ. Res.*, 19, Supl. B, 191-214.
- Oslo Lufthavn (2015) Miljøårsrapport 2014. Gardermoen, Oslo Lufthavn. URL: <https://avinor.no/globalassets/oslo-lufthavn/om-oslo-lufthavn/om-oss/rapporter/miljoarsrapporter/miljoarsrapport-2014.pdf> (Nedlastet 11. januar 2016).
- OSL (2012) OSL Masterplan 2012-2050. Plan for langsiktig utvikling i perioden 2012-2050. Rev E03 av 15.05.12. Gardermoen, Oslo Lufthavn.
- Sandaas, K., Enerud, J. (2005) Svanemusling i Akershus fylke, status 2004. Oslo, Fylkesmannen i Oslo og Akershus, Miljøvernavdelingen (Rapport, 1/2005).
- Sandmo, T. (2014) The Norwegian emission inventory 2014. Documentation of methodologies for estimating emissions of greenhouse gases and long-range transboundary air pollutants. Oslo, Statistics Norway (Documents, 2014/35).

- Saveanu, L., Martin, P.R. (2015) Neuston: A relevant trophic resource for apple snails? *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 52, 75-82.
- Slørdal, L.H., Walker, S.E., Solberg, S. (2003) The urban air dispersion model EPISODE applied in AirQUIS2003, Technical Description. Kjeller NILU (NILU TR, 12/2003).
- Suld, J. K., Denby, B. R. (2015) Verification of AROME-MetCoOp reanalysis for 2010. Application for the NBV project. Oslo, 2015.
- Takamura, K. (1995) Chironomids fail to emerge from LAS-contaminated water. *Ecotoxicology*, 4, 245-257.
- Tønnesen, D. (2000) Programdokumentasjon VLUFT versjon 4.4. Kjeller, NILU (NILU TR, 7/2000).
- US EPA (1978) Air pollutant emission factors for military and civil aircraft. Research Triangle Park, United States Environmental Protection Agency (EPA-450/3-78-117).
- Wold, O., Liebel, H., Solvang, R. (2012) Biologisk mangfold på Oslo lufthavn, Gardermoen, Nannestad og Ullensaker kommuner, Akershus. (Avinor BM-rapport, 6-2012).

Vedlegg A

Bakgrunnsinformasjon om sopparter (Mycoteam)

Muggsopp kan opptre på tilnærmet samtlige materialer som utsettes for høy fuktighet enten som følge av direkte fuktpåvirkning/lekkasjer eller som følge av meget høy luftfuktighet. Det vil si at muggsoppene kan vokse på både organiske materialer (trematerialer, tekstiler, papp og lignende) og uorganiske materialer (betong, teglstein o.l.) hvor organiske materialer har blitt avsatt, eksempelvis støv og papirfiber. Soppene forårsaker vanligvis ikke nedbrytning (råtedannelse) i materialene de vokser på, men kan gi helsemessige plager for disponerte personer.

Nasjonalt folkehelseinstitutt anbefaler når det gjelder muggsopp: «*Eksponering for fuktskader eller muggsopp gir økt risiko for utvikling eller forverring av sykdom. Det foreligger imidlertid ikke kunnskapsgrunnlag for å sette en helsebasert, tallfestet norm for fukt eller muggsopp i innemiljøer. Vedvarende fukt og vekst av muggsopp på overflater innendørs og i bygningskonstruksjoner skal unngås. Tegn på risikoforhold er også mugglukt og hyppig forekommende kondens på overflater eller i konstruksjonen. Tidligere større fuktskader der materialer ikke er raskt uttørket, rengjort eller fjernet kan også utgjøre en helseisiko. Der slike forhold påvises skal de utbedres så raskt som mulig.*» (Anbefalte faglige normer for inneklimate, 2013).

Svertesopp er en samlebetegnelse for en gruppe mikrosopp med mørkfargede hyfer som gir en misfarging av angrepet trevirke og malte overflater. Soppene finner næring på overflaten av eller i malingsfilmen, i støv eller liknende. Det gjøres spesielt oppmerksom på at en del av det man tradisjonelt betegner som muggsopp også er svartfarget. Betegnelsen svertesopp refererer derfor i hovedsak til en kombinasjon av voksested og type muggsoppslekt. Muggsopp innen slektene hussvertemuggsopper (*Aureobasidium*), *Ceratocytis*, kondensmuggsopper (*Cladosporium*), tvillingsvertemuggsopper (*Hormonema*) og kragemuggsopper (*Phialophora*) er eksempler på ulike svertesopp. Se vedlagte faktablad for nærmere beskrivelse av soppgruppen.

Hussvertemuggsopper (*Aureobasidium*) er en svertesopp som ofte blir funnet i jord og på bladene på forskjellige treslag. Vi finner den også på fuktige bygningsmaterialer og da spesielt utvendig, men også i innvendig skader, men da gjerne i kjølige deler av konstruksjonen. Den gir en svart misfarging av angrepet trevirke og malt overflater.

Tvillingsvertemuggsopper (*Hormonema*) er svertesopp som ofte forekommer på organisk materiale som treverk og råtnende planterester. Den forekommer også regelmessig i forbindelse med fuktskader i bygninger. Den gir en misfarging av angrepet trevirke og malte overflater.

Kondensmuggsopper (*Cladosporium*) er svært vanlig utendørs på dødt organisk materiale (planterester osv.). Sporer fra denne slekten forekommer derfor hyppig i luftanalyser særlig om sensommeren/høsten. Imidlertid kan kondensmuggsopparter også vokse innendørs i forbindelse med fuktskader, hvor det er vanlig å påvise dem i forbindelse med kondensskader på loft, kjølerom og soverom.

Alger er en mangfoldig gruppe organismer som produserer oksygen gjennom fotosyntese. Alger som ikke lever i vann kalles for «luftalger». Slike alger finnes på jord, stein, sand, snø,

trestammer eller festet til andre planter eller dyr. De er avhengige av vedvarende høy fuktighet for å overleve.

Lav er en sopp som lever i symbiose (samliv) med en alge. Sammen danner de et vegetativt plantelegeme (thallus) hvor soppkomponenten som regel dominerer. Soppkomponenten hører nesten alltid til sekssporesoppene, men algekomponenten kan være en grønnalge eller en blågrønnalge. Lavene kan etter sin vekstform deles inn i skorpelav, bladlav og busklav.

Behandling

Misfargingen er vanskelig å bli kvitt. Det anbefales grundig rengjøring, vasking med soppdrepende middel og påføring av ny overflatebehandling tilsatt effektive soppdrepende midler.

Selv om denne framgangsmåten følges, er det ikke garantert at resultatet blir vellykket.

Bemerkninger

Overflate-, malings-, og blåvedsopp:
Aureobasidium sp.,
Ceratocystis sp.,
Cladosporium sp.,
Hormonema sp.,
Phialophora sp. med flere er eksempler på ulike svertesopp. Blåvedsopp forekommer ofte på furumaterialer.

Svertesopp på overflatebehandlinger skyldes tildels at soppen er i stand til å leve av stoffer i selve behandlingen og av støv og skitt som samler seg i malingsfilmen. Forskjellige produkter til overflatebehandling har ulik evne til å motstå angrep av svertesopp.

Svertesopp

Svertesopp er en fellesbetegnelse på sopp som danner blå til svarte misfarginger i ved og på overflaten av maling, lakk og enkelte plaststoffer.

Svertesopp forårsaker kun minimal nedbrytning av trematerialer.

Typisk utseende er svarte flekker på overflaten av yttervegger, i vinduskarmer og på andre flater som utsettes for fuktighet. Både soppens hyfer (sopptråder) og sporer er mørkfargede.

Foruten å gi et skjemmende utseende, kan større mengder av svertesopp svekke overflatebehandlingen, og holde på fuktighet og dermed forsinke optorking av trematerialer. Dette vil igjen gi større risiko for angrep av råtesopp.

Svertesopp angriper oftest trematerialer og overflater som blir stående fuktige over lengre tid, eksempelvis nordsiden av hus, nedre del av panelbord som er utsatt for sprut av regnvann, og bak trær og planter plassert inntil husvegger.



Svertesopp kan virke skjemmende på husfasader. Soppen vokser her i overflatebehandlingen hvor linolje utgjør et godt næringsgrunnlag. Svertesopp tolererer mye UV-stråling, ekstreme temperaturer og uttørring i flere måneder.



Bildet t.v. viser et furubord som er nybehandlet (1/2 år) med et tretjæreprodukt.



Svertesopp på hvitmalt panelbord.

Svertesopp motstår en rekke soppdrepende midler. De har et meget beskjedent næringskrav. Soppene kan leve direkte i overflatebehandlingen, men bryter ofte igjennom fra en allerede infisert og nedbrutt treoverflate.

Det må vurderes om det kun er overflaten på eksisterende maling som er angrepet, eller om angrepet sitter under og inne i malingsfilmen. I siste tilfelle kreves det meget grundig skraping/fjerning av maling for å oppnå et godt resultat ved ny overflatebehandling.

Dette faktabladet er utarbeidet av Mycoteam as som en veiledning overfor våre kunder. Opplysningene reflekterer dagens kunnskapsnivå, og vil måtte revideres etterhvert som ny kunnskap kommer til.

Ved kopiering fra dette faktabladet skal Mycoteam oppgis som kilde.

© Mycoteam as

Versjon ND 0405



Misfarging av innvendig takbord forårsaket av fargeskadesopp.

Angrepet skyldes kondensering eller lekkasjer. NB ! Det må i slike tilfeller vurderes om det forekommer alvorlige muggsopp-skader eller råtesopp-skader i materialene. Muggsopp-skader kan påvirke innneklima på en uheldig måte. Råtesopp-skader kan svekke konstruksjonen.

Navn	Nærhet		Maling	Adresse
	E6	OSL		
Mogreina	x	x	Hvitt, malt for 4-5 år siden, vasket for 1.5-2.5 år siden	Sørbakkveien 29 Anne og Vidar Larsen
Elstad		x	Grått, malt for 3 år siden, ikke vasket siden	Elstadveien 12 Knut R. Kjos
Lyshaug		x	Hvitt, malt i 2012, vasket i 2014	Øyavegen 71 Barbro og Bjørn Aaby
Kløfta	x		Rødt, malt for 3 år siden, vasket for 1.5 år siden	Isingrudveien 42 Reidar Øberg og Marit Hexeberg
Varingskollen	Ref.	Ref.	Svart*, ille malt eller vasket på over 10 år	Varingskollen skisenter Øyvind

NILU – Norsk institutt for luftforskning

NILU – Norsk institutt for luftforskning er en uavhengig stiftelse etablert i 1969. NILUs forskning har som formål å øke forståelsen for prosesser og effekter knyttet til klimaendringer, atmosfærens sammensetning, luftkvalitet og miljøgifter. På bakgrunn av forskningen leverer NILU integrerte tjenester og produkter innenfor analyse, overvåkning og rådgivning. NILU er opptatt av å opplyse og gi råd til samfunnet om klimaendringer og forurensning og konsekvensene av dette.

NILUs verdier: Integritet – Kompetanse – Samfunnsnytte

NILUs visjon: Forskning for en ren atmosfære

NILU – Norsk institutt for luftforskning
Postboks 100, 2027 KJELLER

E-post: nilu@nilu.no

<http://www.nilu.no>

ISBN: 978-82-425-2864-3

ISSN: 2464-3327