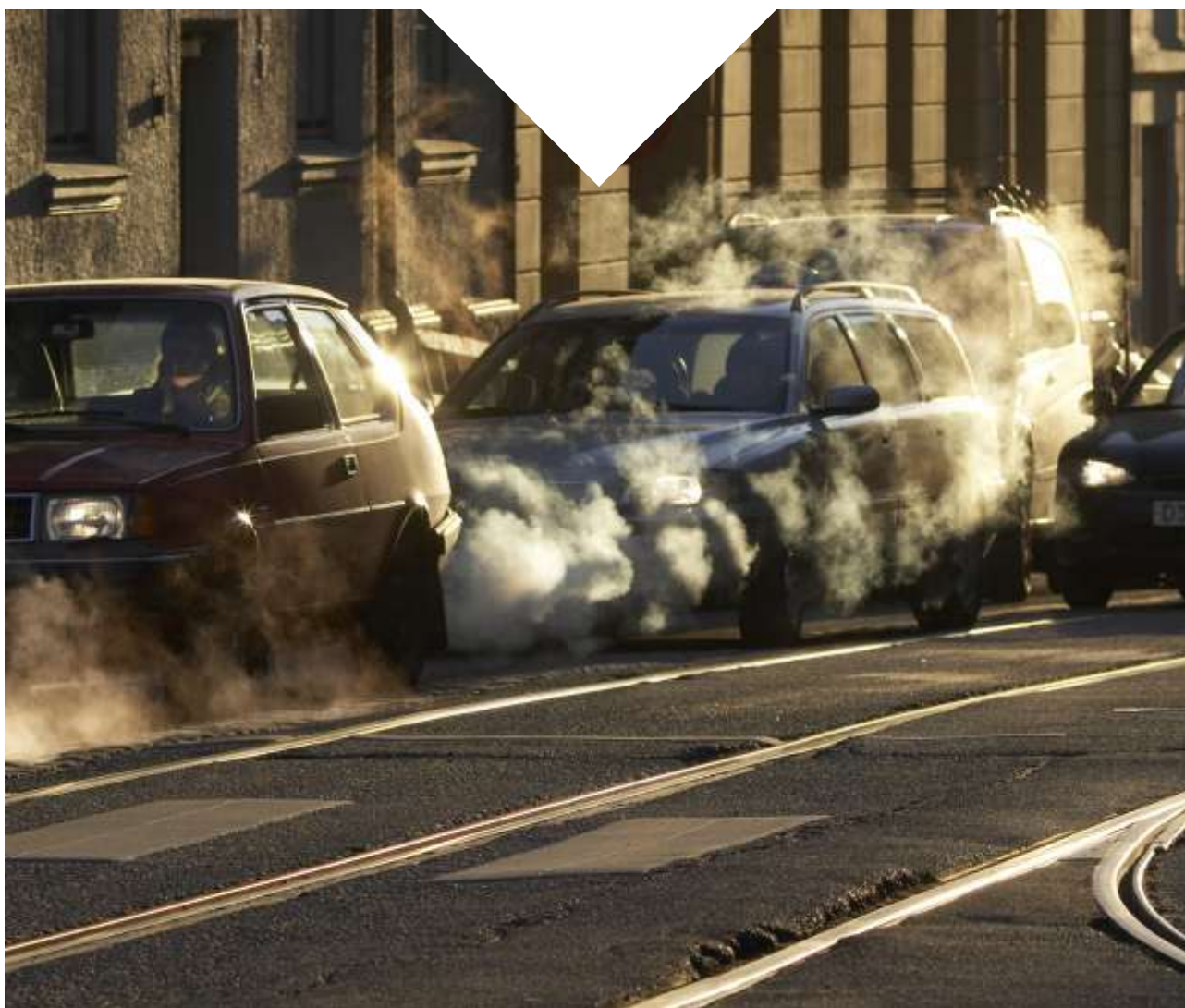


# Grenseverdier og nasjonale mål

Forslag til langsiktige helsebaserte nasjonale mål og reviderte grenseverdier for lokal luftkvalitet





# Grenseverdier og nasjonale mål

Forslag til langsiktige helsebaserte nasjonale mål og reviderte grenseverdier for lokal luftkvalitet.

## Sammendrag

Miljødirektoratet, Vegdirektoratet, Helsedirektoratet og Folkehelseinstituttet har hatt i oppdrag fra Klima- og miljødepartementet, Samferdselsdepartementet og Helse- og omsorgsdepartementet å etablere langsiktige helsebaserte nasjonale mål og revidere forurensningsforskriftens grenser for lokal luftkvalitet.

Arbeidsgruppa, med deltakere fra alle involverte etater, har samarbeidet om en nytte-kostnadsanalyse for å se på potensialet for innstramming av grenseverdiene i forurensningsforskriften kapittel 7. Videre har gruppen laget en anbefaling for nye langsiktige, helsebaserte nasjonale mål.

## Vurdering av nye, skjerpede grenseverdier i forskrift om begrensning av forurensing (forurensningsforskriften), kapittel 7 "Lokal luftkvalitet"

Grenseverdiene i forurensningsforskriften setter minstekrav til akseptabel luftkvalitet. Nyere forskning viser at det forekommer negative helseeffekter ved langt lavere konsentrasjoner av partikler enn tidligere antatt, og at helseplager kan oppstå selv ved overholdelse av dagens grenseverdier. Derfor er det i dette oppdraget utredet hvordan og hvor mye grenseverdiene for partikler (PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>) bør skjerpes inn framover for å redusere helsebelastningen i befolkningen.

Det har også blitt vurdert om grenseverdien for andre komponenter bør skjerpes inn. For nitrogendioksid (NO<sub>2</sub>) er grenseverdien for årsmiddelkonsentrasjonen i forurensningsforskriften lik luftkvalitetskriteriet, det vil si at når grenseverdien er oppnådd forventer man at de aller fleste er beskyttet fra negative helseeffekter knyttet til NO<sub>2</sub>. Det er derfor ikke hensiktsmessig å redusere grenseverdien for NO<sub>2</sub> ytterligere. Det har videre blitt vurdert å redusere grenseverdien for benzen, siden den nåværende grenseverdien tilsvarer en risiko på 2-4 krefttilfeller per 100 000, som er noe høyere enn det som regnes som akseptabel. Dessverre finnes det per i dag ingen enhetlig målemetodikk for benzen og resultater fra ulike analyser varierer med en faktor 2. Derfor mener vi at det trengs en forbedret, enhetlig målemetodikk før en nytte-kostnadsanalyse av en innskjerpet benzen-grenseverdien kan gjennomføres.

## Nytte-kostnadsanalyse PM<sub>10</sub>

For å utrede innskjerpingen av grenseverdien for PM<sub>10</sub> er det gjort en nytte-kostnadsanalyse med målår 2024. Analysen er gjort i Oslo, Trondheim og Bergen. Vegdirektoratet og Miljødirektoratet har

utredet åtte tiltak som kan redusere partikkelkonsentrasjonene i store norske byer. De utredete tiltakene for å redusere PM<sub>10</sub>-konsentrasjonen er:

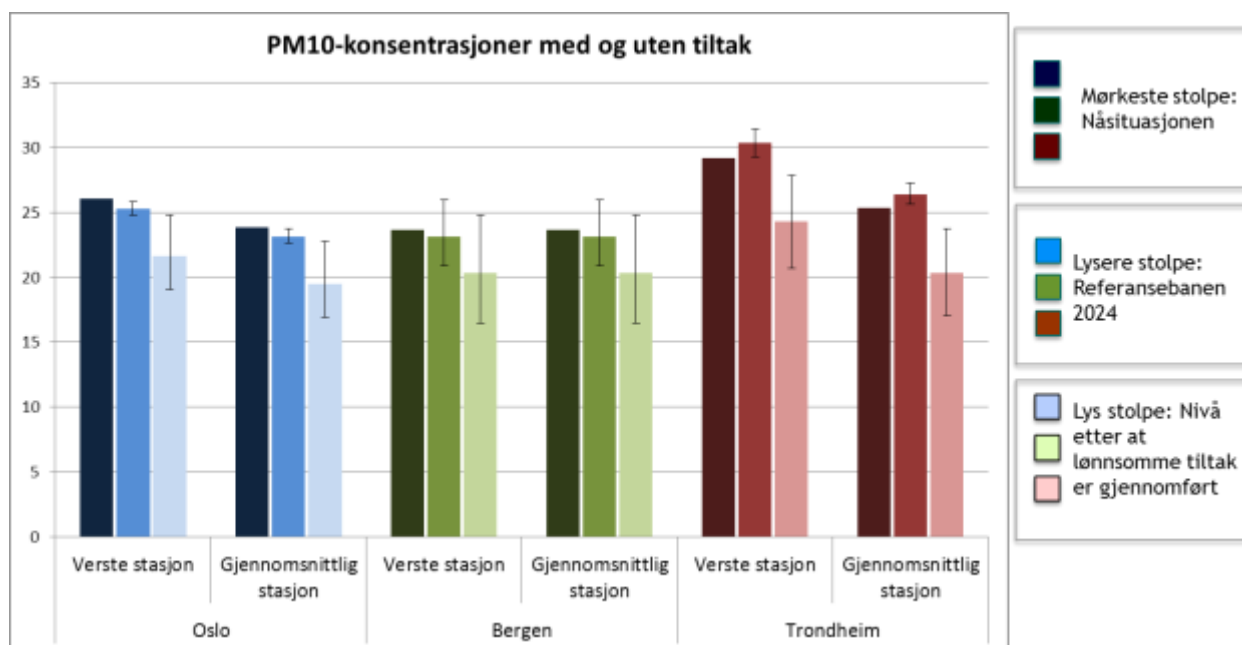
1. Forbedret støvfjerning kombinert med støvbinding
2. Redusert hastighet på utvalgte veier om vinteren
3. Redusert bruk av piggdekk
4. Ettermontering av partikkelfilter på bygg- og anleggsmaskiner
5. Forsert utskifting av gamle vedovner med overgang til rentbrennende ovner
6. Forsert utskifting av gamle vedovner med overgang til pelletskamin
7. Bruk av naturgass istedenfor diesel som drivstoff for busser og andre tyngre kjøretøy
8. Bruk av biogass istedenfor diesel som drivstoff for busser og andre tyngre kjøretøy

Det finnes flere tiltak som også kan redusere partikkelkonsentrasjonene, som for eksempel alle tiltak som gir en generell trafikkreduksjon (overgang fra privatbil til kollektiv, sykkel og gange etc.) og ytterligere nedsatt hastighet, men i rammen av dette prosjektet har det ikke vært mulig å utrede flere tiltak.

For de utredede tiltakene er kostnader og nytteeffekter kvantifisert, der alle eksternaliteter som økte trafikkulykker, tidstap og lignende er verdsatt så langt som mulig. Helseeffekten av den reduserte partikkelkonsentrasjonen er kvantifisert ved hjelp av en DALY-beregning (DALY = Disability Adjusted Life Years lost, kvalitetsjusterte tapte leveår). DALY er et anerkjent mål på total sykdomsbyrde som er utviklet av Verdens helseorganisasjon (WHO). DALY-beregningen er gjort av Folkehelseinstituttet og viser at en reduksjon av årsmiddelkonsentrasjonen med 1 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>10</sub> gir minst 54 sparte DALYs per år i en befolkning på 100 000 personer.

For hvert tiltak beregnes samfunnsøkonomisk lønnsomhet. Lønnsomheten til et gitt tiltak kan være ulik for de ulike byene. Årsaken til dette er forskjeller i kostnader, konsentrasjonsreduksjoner og befolkningstall. De fleste av tiltakene (tiltak 1, 3, 4, 5, og 6) er lønnsomme i alle tre byene og bør gjennomføres. Tiltak 2 (Redusert hastighet på utvalgte veier om vinteren) er et lønnsomt tiltak i Oslo. Samme tiltak overført til Bergen og Trondheim er ikke lønnsomt siden veistrekningene som er utredet i Bergen og Trondheim ligger utenfor bykjernen, slik at reduksjonen av partikkelkonsentrasjonen bare gir en nytteeffekt for relativt få personer. Dersom man ser på andre veistrekninger enn de som er utredet her, vil tiltaket kunne være lønnsomt også i disse byene. Tiltak 7 og 8 (innkjøp av gassdrevne busser istedenfor dieseldrevne busser) er ulønnsomme tiltak i Oslo, Bergen og Trondheim i 2024 fordi utslippene til nye dieselbusser forventes å bli veldig lave i 2024. Erstatning av nye dieselbusser med gassbusser gir dermed en svært lav utslippsreduksjon i 2024. Dersom tiltaket gjennomføres tidligere, vil lønnsomheten bedres betraktelig.

Alle samfunnsøkonomisk lønnsomme tiltak bør i prinsippet gjennomføres og en innskjerping av grenseverdiene bør ta sikte på å utløse disse tiltakene. Gitt at alle lønnsomme tiltak gjennomføres, kan årsmiddelkonsentrasjonen for PM<sub>10</sub> reduseres med cirka 3-7 µg/m<sup>3</sup> i 2024 sammenlignet med en referansebane for samme år. Figur 1 viser hvordan vi forventer at konsentrasjonen utvikler seg i Oslo, Bergen og Trondheim fra dagens nivå (mørkeste stolpe) til 2024 uten nye tiltak (referansebanen, lysere stolpe), og hvordan nivåene kan reduseres ytterligere dersom alle lønnsomme tiltak gjennomføres (lyseste stolpe). Analysen er gjennomført for den verste målestasjonen i hver by og for et gjennomsnitt av alle veinære stasjoner i hver by.



Figur 1 - PM<sub>10</sub>-konsentrasjonen i Oslo, Bergen og Trondheim med og uten lønnsomme tiltak.

Basert på analysen som er illustrert i Figur 1 er det mulig å redusere årsmiddelkonsentrasjonen av PM<sub>10</sub> til cirka 22 µg/m<sup>3</sup> i alle tre byene, bortsett fra ved den verste stasjonen i Trondheim. Det vil måtte gjennomføres ytterligere, målrettede tiltak rundt denne stasjonen for å klare å oppnå en årsmiddelkonsentrasjon på 22 µg/m<sup>3</sup> her. Selv om disse målrettede tiltakene mot verste stasjon i Trondheim potensielt kan vise seg å være ulønnsomme tiltak isolert sett, vil en reduksjon av grenseverdien til 22 µg/m<sup>3</sup> utløse såpass mange lønnsomme tiltak i de andre byene, at vi forventer at den totale effekten likevel vil være positiv. Vi har ikke identifisert lønnsomme tiltak som kan redusere årsmiddelkonsentrasjonen helt ned til 20 µg/m<sup>3</sup>, men vi vil påpeke at for eksempel redusert trafikkvekst (kollektiv, sykkel og gange istedenfor privatbil) samt større hastighetsreduksjoner vil kunne bidra med ytterligere reduksjoner av partikkelkonsentrasjonene. Det anbefales å oppdatere kunnskapsnivået før 2018 slik at foreslått innskjerping i 2020 blir gjort på et mest mulig sikkert grunnlag.

Basert på nytte-kostnadsanalysene anbefaler vi en stegvis innstramming av dagens grenseverdi for årsmiddelkonsentrasjonen av PM<sub>10</sub> til 25 µg/m<sup>3</sup> fra 2015, og til 22 µg/m<sup>3</sup> fra 2020. Dette er altså en betydelig innskjerping fra dagens grenseverdi på 40 µg/m<sup>3</sup>.

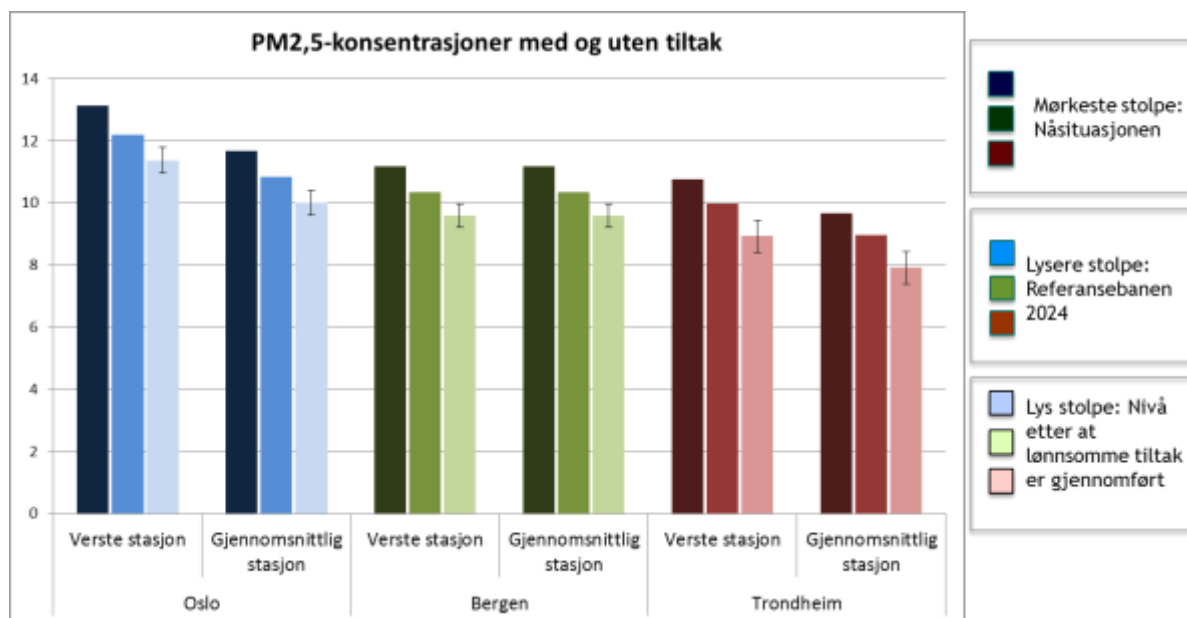
Måledatanalysen som NILU utførte for Miljødirektoratet i forbindelse med denne utredningen (Gjerstad et al., 2012) viser en sterk korrelasjon mellom årsmiddelkonsentrasjonen av PM<sub>10</sub> og antall overskridelser av en maksimal døgnmiddelkonsentrasjon. Det er hensiktsmessig at en grenseverdi for døgnmiddel er balansert i forhold til korresponderende grenseverdi for årsmiddel. Da kan vi forvente at det er like krevende å overholde begge disse grenseverdiene. Det vil si at en by som er i brudd med grenseverdien for årsmiddelkonsentrasjon, som oftest også vil bryte grensen for tillatte overskridelser av døgnmiddelkonsentrasjonen; og omvendt. En PM<sub>10</sub>-årsmiddelkonsentrasjon på 25 µg/m<sup>3</sup> tilsvarer ca. 30 overskridelser av en døgnmiddelkonsentrasjon på 50 µg/m<sup>3</sup>, mens en årsmiddelkonsentrasjon på 22 µg/m<sup>3</sup> gir rundt 15 overskridelser av døgnmiddelkonsentrasjon på 50 µg/m<sup>3</sup>.

### Nytte-kostnadsanalyse PM<sub>2,5</sub>

En mulig innskjerping av PM<sub>2,5</sub>-grenseverdien er utredet på samme måte som for PM<sub>10</sub> over. Vi har analysert følgende tiltak som kan redusere nivåene av PM<sub>2,5</sub> i Oslo, Bergen og Trondheim:

1. Ettermontering av partikkelfilter på bygg- og anleggsmaskiner
2. Forsert utskifting av gamle vedovner med overgang til rentbrennende ovner
3. Forsert utskifting av gamle vedovner med overgang til pelletskamin
4. Bruk av naturgass istedenfor diesel som drivstoff for busser og andre tyngre kjøretøy
5. Bruk av biogass istedenfor diesel som drivstoff for busser og andre tyngre kjøretøy

Lønnsomheten til PM<sub>2,5</sub>-tiltakene vil være lik lønnsomheten til de tilsvarende PM<sub>10</sub>-tiltakene, det vil si at tiltak 1, 2 og 3 er lønnsomme, mens tiltak 4 og 5 er ulønnsomme tiltak. Figur 2 viser hvordan PM<sub>2,5</sub>-nivåene forventes å utvikle seg uten tiltak og hvor mye nivåene kan reduseres dersom de lønnsomme tiltakene blir gjennomført.



Figur 2 - PM<sub>2,5</sub>-konsentrasjonen i Oslo, Bergen og Trondheim med og uten lønnsomme tiltak.

Basert på denne analysen anbefaler vi å skjerpe inn PM<sub>2,5</sub>-grenseverdien for årsmiddelkonsentrasjonen til 15 µg/m<sup>3</sup> i 2015 og til 12 µg/m<sup>3</sup> i 2020. Denne innskjerpingen vil sannsynligvis ikke utløse tiltak, men de lønnsomme tiltakene forventes uansett å bli utløst av den innskjerpede PM<sub>10</sub>-grenseverdien.

### Oppsummert anbefaling grenseverdier:

Fra og med **2015** skal følgende verdier nås:

- Årsmiddelkonsentrasjon PM<sub>10</sub>: maksimalt 25 µg/m<sup>3</sup>
- Døgnmiddelkonsentrasjon PM<sub>10</sub>: 50 µg/m<sup>3</sup> med maksimalt 30 tillatte overskridelser
- Årsmiddelkonsentrasjon PM<sub>2,5</sub>: maksimalt 15 µg/m<sup>3</sup>

For å ta høyde for ny kunnskap og fremtidig teknologi anbefales det å oppdatere denne utredningen i 2018. Foreløpig anbefales at følgende verdier skal nås fra og med **2020**:

- Årsmiddelkonsentrasjon PM<sub>10</sub>: maksimalt 22 µg/m<sup>3</sup>
- Døgnmiddelkonsentrasjon PM<sub>10</sub>: 50 µg/m<sup>3</sup> med maksimalt 15 tillatte overskridelser
- Årsmiddelkonsentrasjon PM<sub>2,5</sub>: maksimalt 12 µg/m<sup>3</sup>

Disse grenseverdiene vil dermed være strengere enn minstekravet i EUs luftkvalitetsdirektiv.

### Nye langsiktige, helsebaserte nasjonale mål

Miljødirektoratet, Vegdirektoratet, Helsedirektoratet og Folkehelseinstituttet har gjennomgått de gjeldende nasjonale målene for lokal luftkvalitet, og gjort en vurdering av hensiktsmessige komponenter, midlingstid og nivåer. Målet er å sikre en luftkvalitet som er trygg for alle. Det anses derfor som hensiktsmessig å benytte luftkvalitetskriteriene som utgangspunkt for målsettingen. Siden luftkvalitetskriteriene inneholder mange komponenter og midlingstider er det et behov for en målsetting som gir en praktisk prioritering imellom de ulike luftkvalitetskriteriene. De foreslåtte nasjonale mål vil bidra til at fokus rettes mot de viktigste luftkvalitetskriterier slik at kommuner og anleggseiere skal kunne disponere sine ressurser hvor det er mest hensiktsmessig.

Det har blitt sett nærmere på partikler (både PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>) og nitrogendioksid (NO<sub>2</sub>), både fordi det er disse komponentene som antas å ha størst negativ effekt på folkehelsen og fordi disse er gode indikatorer for andre forurensningskomponenter i byluft. Komponentene stammer i hovedsak fra veitrafikk og vedfyring og skaper helseproblemer i en rekke byområder.

Hensikten med de nasjonale målene er å bidra til en utvikling der færrest mulig får negative helseeffekter av forurenset uteluft. Dagens nasjonale mål gjelder er gitt som timesmiddel for NO<sub>2</sub> og døgnmiddel for PM<sub>10</sub>. Vi vurderer imidlertid at de mest alvorlige helseeffektene er knyttet til langtidseksponering for høyere nivåer av forurenset luft. Det er derfor hensiktsmessig å knytte nasjonale mål til årsmiddelkonsentrasjoner, og ikke korttidseksponering. Problem med skadelig korttidseksponering blir likevel ivaretatt av forurensningsforskriften.

Miljødirektoratet, Vegdirektoratet, Helsedirektoratet og Folkehelseinstituttet anbefaler at nasjonale mål omformuleres til:

Det er et nasjonalt mål å sikre trygg luft. Basert på dagens kunnskapsstatus anser vi følgende nivåer til å være trygg luft:

- Årsmiddel PM<sub>10</sub>: 20 µg/m<sup>3</sup>
- Årsmiddel PM<sub>2,5</sub>: 8 µg/m<sup>3</sup>
- Årsmiddel NO<sub>2</sub>: 40 µg/m<sup>3</sup>

Verdiene er lik de anbefalte luftkvalitetskriteriene som nylig er revidert. Vi anbefaler også at nasjonalt mål skal kobles til disse utvalgte luftkvalitetskriteriene slik at dersom luftkvalitetskriteriene endres på et senere tidspunkt så vil også nasjonalt mål endres.

Forslaget til nasjonale målene vil være godt anvendbare til blant annet arealplanlegging. Oppnåelsen av de nasjonale målene vil da være et viktig utgangspunkt ved etablering av ny infrastruktur, blant annet ved å sikre at boliger ikke etableres i områder med for dårlig luftkvalitet. Det anbefales derfor at nivåene i retningslinjen for behandling av luftkvalitet i arealplanlegging (T-1520) revideres i etterkant av justeringen av nye nasjonale mål og luftkvalitetskriterier.

|                                                                                                      |    |
|------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Sammendrag .....                                                                                     | 1  |
| Fagbegrep og forkortelser .....                                                                      | 8  |
| Figurliste .....                                                                                     | 9  |
| 1. Bakgrunn .....                                                                                    | 11 |
| 1.1 Bakgrunn for oppdraget .....                                                                     | 11 |
| 1.2 Status luftkvalitet .....                                                                        | 12 |
| 1.2.1 Partikler (PM <sub>10</sub> og PM <sub>2,5</sub> ) .....                                       | 12 |
| 1.2.2 Nitrogendioksid (NO <sub>2</sub> ) .....                                                       | 17 |
| 1.2.3 Svoveldioksid (SO <sub>2</sub> ) .....                                                         | 20 |
| 1.2.4 Benzen (C <sub>6</sub> H <sub>6</sub> ) .....                                                  | 20 |
| 2. Revidering av grenseverdiene i forurensningsforskriften kapittel 7 .....                          | 21 |
| 2.1 Bakgrunn og metodikk .....                                                                       | 21 |
| 2.2 Referansebane .....                                                                              | 23 |
| 2.2.1 Bakgrunn referansebane .....                                                                   | 23 |
| 2.2.2 Forutsetninger og beregning av referansebanen 2024 PM <sub>10</sub> og PM <sub>2,5</sub> ..... | 24 |
| 2.3 Tiltak .....                                                                                     | 27 |
| 2.3.1 Tiltak 1 - Forbedret støvfjerning og støvbinding .....                                         | 29 |
| 2.3.2 Tiltak 2 - Reduserte fartsgrenser i vinterhalvåret .....                                       | 30 |
| 2.3.2 Tiltak 3 - Redusert andel piggdekk .....                                                       | 32 |
| 2.3.4 Tiltak 4 - Partikkelfilter på anleggsmaskiner .....                                            | 34 |
| 2.3.5 Tiltak 5 og 6 - forsert utskifting av gamle vedovner .....                                     | 35 |
| 2.3.6 Tiltak 7 og 8 - Overgang til naturgass eller biogass som drivstoff .....                       | 37 |
| 2.4 Helseeffekter av luftforurensning og verdsetting av redusert eksponering .....                   | 39 |
| 2.4.1 Helseeffekter av luftforurensning .....                                                        | 39 |
| 2.4.2 Verdsetting av redusert eksponering for partikler .....                                        | 39 |
| 2.5 Nytte-kostnad analyse .....                                                                      | 44 |
| 2.5.1 Metode .....                                                                                   | 44 |
| 2.5.2 Resultater PM <sub>10</sub> .....                                                              | 46 |
| 2.5.3 Resultater PM <sub>2,5</sub> .....                                                             | 48 |
| 2.6 Anbefalinger .....                                                                               | 51 |
| 2.6.1 Innskjerpede grenseverdier for PM <sub>10</sub> .....                                          | 51 |
| 2.6.2 Innskjerpede grenseverdier for PM <sub>2,5</sub> .....                                         | 53 |
| 3. Etablere langsiktige helsebaserte nasjonale mål .....                                             | 54 |
| 3.1 Bakgrunn .....                                                                                   | 54 |
| 3.2 Utvelgelseskriterier .....                                                                       | 54 |
| 3.3 Aktuelle tiltak for å nå nasjonale mål og vurdering av når målene kan nås .....                  | 56 |
| Tiltak og virkemidler for å redusere PM-konsentrasjoner og vurdering av når målene kan nås .....     | 56 |
| 3.3.1 Tiltak og virkemidler for å redusere NO <sub>2</sub> konsentrasjoner .....                     | 56 |
| 3.3.2 Vurdering av når målene for NO <sub>2</sub> kan nås .....                                      | 59 |



|                                                                   |    |
|-------------------------------------------------------------------|----|
| 3.4 Bruk av nasjonale mål .....                                   | 60 |
| Arealplanlegging (T-1520) .....                                   | 60 |
| NTP - utvikling av helhetlige bymiljøavtaler .....                | 61 |
| 3.5 Anbefaling .....                                              | 61 |
| 4. Referanser .....                                               | 62 |
| 5. Vedlegg.....                                                   | 65 |
| 5.1 Referansebane .....                                           | 65 |
| Bakgrunn referansebane .....                                      | 65 |
| Metodikk .....                                                    | 65 |
| Referansebanen og sensitivitetsanalysen .....                     | 71 |
| 5.2 Detaljert beskrivelse av tiltakene .....                      | 75 |
| 5.3 DALY-beregning og sykелighet .....                            | 89 |
| 5.4 Alternative utforminger av en grenseverdi for partikler ..... | 90 |

## Fagbegrep og forkortelser

**Bakgrunnskonsentrasjon:** Konsentrasjonsbidrag som ikke kommer direkte fra en lokal kilde i umiddelbarnærhet til målepunktet/beregningspunktet. Bakgrunnskonsentrasjon er blant annet kildebidrag fra omkringliggende byområder og omkringliggende byer og tettsteder.

**Biogass:** Metangass som er produsert fra biomasse.

**Bybakgrunnsstasjon:** Målestasjon for luftkvalitet som er plassert slik at målingene representerer konsentrasjonen i et byområde på flere km<sup>2</sup>.

**Døgnmiddelkonsentrasjon:** Gjennomsnittlig konsentrasjon av en forurensningskomponent over et døgn.

**Kildebidrag:** En andel av en konsentrasjon som kommer fra utslipp fra en definert kilde eller kildegruppe.

**Midlingstid:** Gjennomsnittlig konsentrasjon målt over en viss periode.

**NO:** Nitrogenmonoksid, gass som dannes ved forbrenning.

**NO<sub>2</sub>:** Nitrogendioksid, gass som dannes ved forbrenning.

**NO<sub>x</sub>:** Nitrogenoksider, en samlebetegnelse på de to gassene NO og NO<sub>2</sub>.

**PM:** Fra engelsk, particulate matter. Betegnelse på partikler i alle størrelser. Etterfulgte senkede tall angir størrelse på partiklene i mikrometer (µm). PM<sub>10</sub> er partikler som er inntil 10 µm i diameter. PM<sub>2,5</sub> er partikler som er inntil 2,5 µm i diameter. Dvs. partikler som er PM<sub>2,5</sub>, er også PM<sub>10</sub>.

**Referansebane:** Framskrivning av relevante utslipp til luft som inkluderer utslippsreducerende effekt av vedtatte virkemidler og tiltak som følger av vedtatt miljøpolitikk. Utslippsreduksjoner som følge av tiltak og virkemidler identifisert i forslaget til handlingsplan kommer i tillegg til reduksjoner som er lagt inn i referansebanen.

**Svevestøv:** Et annet begrep for partikler som er så lette at de opptrer som en gass i luft og så små at de er inhalerbare og følgelig kan være helseskadelige. Svevestøv er med andre ord det samme som PM<sub>10</sub>.

**Timemiddelkonsentrasjon:** Gjennomsnittlig konsentrasjon av en forurensningskomponent over en time.

**Veinær stasjon:** Målestasjon for luftkvalitet som er lokalisert langs en høytrafikkert vei, slik at denne veien er hovedkilde for de konsentrasjoner som måles på stasjonen.

**ÅDT:** Årsdøgntrafikk, summen av antall kjøretøy som passerer et punkt på en veistrekning (for begge retninger sammenlagt) gjennom året, dividert på årets dager, altså et gjennomsnittstall for trafikkmengde per døgn.

**Årsmiddelkonsentrasjon:** Gjennomsnittlig konsentrasjon av en forurensningskomponent over et år.

## Figurliste

|                                                                                                                 |    |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figur 1 - PM10-konsentrasjonen i Oslo, Bergen og Trondheim med og uten lønnsomme tiltak.....                    | 3  |
| Figur 2 – PM2,5-konsentrasjonen i Oslo, Bergen og Trondheim med og uten lønnsomme tiltak. ....                  | 4  |
| Figur 3 – Årsmiddelkonsentrasjonen av PM10 i ulike norske byer i årene 2003-2012. ....                          | 13 |
| Figur 4 - Nivåer av PM10 i ulike norske byer, antall døgn over gjeldende grenseverdier i årene 2004-2012.. .... | 14 |
| Figur 5 -: Årsmiddelkonsentrasjon av PM2,5 i årene 2003-2012.. ....                                             | 15 |
| Figur 6 - Årsmiddelkonsentrasjon av NO2 i årene 2003-2012. ....                                                 | 18 |
| Figur 7 - Antall overskridelser av forskriftens grenseverdi for timesmiddelkonsentrasjon av NO2.. ....          | 18 |
| Figur 8: Målte årsmiddelkonsentrasjoner av benzen i norske byer i perioden 2004 - 2012.....                     | 20 |
| Figur 9: Illustrasjon av utvelgelsen av tiltak og potensiale for reduksjon i PM-konsentrasjonene.....           | 23 |
| Figur 10 - Illustrasjon av referansebanen for PM10-konsentrasjonen i Oslo.....                                  | 24 |
| Figur 11: Framskrivning av PM10 og PM2,5 -konsentrasjonen i 2024.....                                           | 26 |
| Figur 12 – Utslippsreduksjonen ved overgang fra diesel- til gassbuss i 2014 og 2024.. ....                      | 37 |
| Figur 13 - NOX-utslipp fra diesel og gasskjøretøy. ....                                                         | 38 |
| Figur 14 - Eksponerings-responskurver for PM2,5.....                                                            | 42 |
| Figur 15: Illustrasjon av utvelgelsen av tiltak og potensiale for reduksjon i PM-konsentrasjonene.....          | 45 |
| Figur 16: PM10-Reduksjonspotensiale til tiltakene som er utredet for hver enkelt by. ....                       | 46 |
| Figur 17: Tiltaksoversikt for de tre byene. ....                                                                | 47 |
| Figur 18: PM10-konsentrasjoner i 2024, med og uten tiltak .....                                                 | 48 |
| Figur 19: PM2,5-Reduksjonspotensiale fra de utredede tiltakene i de tre byene. ....                             | 49 |
| Figur 20: PM2,5-konsentrasjoner i 2024, med og uten tiltak .....                                                | 50 |
| Figur 21 - Historiske årsmiddelkonsentrasjoner av NO2 i Oslo og framskrivning til 2025 .....                    | 60 |
| Figur 22- Metodikk framskrivning, illustrert vha. tall for Oslo .....                                           | 66 |
| Figur 23 - Nasjonale utslippsframskrivninger fra trafikk, PM10.....                                             | 68 |
| Figur 24 - Nasjonale PM2,5-utslipp i tonn, snitt 09-11 og framskrivning 2024.....                               | 69 |
| Figur 25 - Nasjonale PM2,5-utslipp fra trafikk, snitt 09-11 og framskrivning 2024 .....                         | 69 |
| Figur 26 - Illustrasjon av kildebidraget til PM10-konsentrasjonen .....                                         | 72 |

|                                                                                                              |    |
|--------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Figur 27 - Referansebane PM10 og PM2,5.....                                                                  | 73 |
| Figur 28 - Sensitivitetsanalyse meteorologisk variasjon .....                                                | 74 |
| Figur 29 - Referansebanen for Trondheim med revidert kildefordeling .....                                    | 75 |
| Figur 30: Gjennomsnittlig observert kjørehastighet ved 3 målepunkter som funksjon av skiltet hastighet. .... | 77 |
| Figur 31: Relativ endring i årsmiddel PM10 som følge av å endre skiltet hastighet .....                      | 78 |
| Figur 32: Eksempel på effekten av redusert hastighet på fremkommelighet .....                                | 81 |
| Figur 33: Sammenheng mellom endring av piggdekkbruk og endring av antall personskadeulykker .....            | 84 |
| Figur 34: Utslippskrav til ikke-veigående kjøretøy for de ulike stage-kravene .....                          | 86 |
| Figur 35: Innføring av utslippskravene for ikke-veigående kjøretøy avhengig av motorstørrelse.....           | 87 |
| Figur 36 - Sammenhengen mellom døgnmiddelverdier og årsmiddel .....                                          | 91 |
| Figur 37 - 4 ulike eksponeringsscenarier som har samme areal under kurven.....                               | 92 |

# 1. Bakgrunn

## 1.1 Bakgrunn for oppdraget

Generelt har luftkvaliteten i Norge blitt bedre i løpet av de siste tiårene, men likevel gjenstår noen utfordringer. Konsentrasjonene av ulike luftforurensningskomponenter som for eksempel svevestøv og NO<sub>2</sub> medfører fortsatt negative helseeffekter og plager i befolkningen.

Bakgrunnen for prosjektet er et ønske om å redusere luftforurensningen i Norge både på kort og lang sikt og dermed redusere helseplagene i befolkningen.

Lokal luftkvalitet er regulert i forurensningsforskriftens kapittel 7. Det er her satt grenseverdier for maksimalt tillatte konsentrasjoner for ulike midlingstider (time, døgn, år) og maksimalt tillatt antall overskridelse av verdiene for mange komponenter, blant annet svevestøv (PM) og nitrogendioksid (NO<sub>2</sub>). Grenseverdiene er juridisk bindende og kommunen er gitt myndighet til å sørge for at det iverksettes tiltak som sikrer overholdelse av kravene. Strengere grenseverdier vil kunne gi kommuner og anleggseiere et større incitament til å gjennomføre tiltak som forbedrer lokal luftkvalitet. Arbeidsgruppen har derfor utarbeidet en anbefaling for reduserte grenseverdier basert på en samfunnsøkonomisk nytte-kostnadsanalyse. Komponentene vurdert som aktuelle for innskjerpede grenseverdier er PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>. Videre begrunnelse for valg av komponenter er beskrevet i kapittel 2.1.

I tillegg finnes det per i dag nasjonale mål for nivåer av PM<sub>10</sub> og NO<sub>2</sub>. Arbeidsgruppen er bedt om å utarbeidet et forslag til langsiktige, helsebaserte nasjonale mål som viser når luftkvaliteten er tilfredsstillende. Komponentene vurdert for etablering av helsebaserte nasjonale mål er PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> og NO<sub>2</sub>. Videre begrunnelse for valg av komponenter beskrives i kapittel 3.

## 1.2 Status luftkvalitet

I dette kapittelet beskrives hvordan luftkvaliteten i Norge har utviklet seg de siste tiårene. Vi har valgt å fokusere på partikler (PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>), nitrogendioksid (NO<sub>2</sub>), svoveldioksid (SO<sub>2</sub>) og benzen. For hver komponent beskrives de gjeldende grenseverdiene, nasjonale mål og luftkvalitetskriteriene, de viktigste utslippskildene og målte konsentrasjoner de siste årene. For partikler og nitrogendioksid beskrives i tillegg den forventete framtidige utviklingen.

### 1.2.1 Partikler (PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>)

Tabell 1: Gjeldende grenseverdier (forskriftens krav), nasjonale mål og luftkvalitetskriterier (LKK) for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>.

| Komponent, midlingstid   | Grenseverdi                                                                            | Nasjonalt mål                           | LKK                  |
|--------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------|-----------------------------------------|----------------------|
| PM <sub>10</sub> , døgn  | 50 µg/m <sup>3</sup> med maks. 35 overskridelser                                       | 50 µg/m <sup>3</sup> med maks. 7 ganger | 30 µg/m <sup>3</sup> |
| PM <sub>10</sub> , år    | 40 µg/m <sup>3</sup>                                                                   | -                                       | 20 µg/m <sup>3</sup> |
| PM <sub>2,5</sub> , døgn | -                                                                                      | -                                       | 15 µg/m <sup>3</sup> |
| PM <sub>2,5</sub> , år   | 25 µg/m <sup>3</sup> (gjeldende fra 2015)<br>20 µg/m <sup>3</sup> (gjeldende fra 2020) | -                                       | 8 µg/m <sup>3</sup>  |

#### Utslippskilder til partikler

De viktigste utslippskildene til partikler (PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>) er veitrafikk, vedfyring og langtransportert forurensning.

Veitrafikk: Støv fra veitrafikk kan dannes ved forbrenning av drivstoff, slitasje fra veibane, dekk og bremses samt sanding/strøing og salting med natriumklorid. Utslipp av partikler som ikke er fra eksos er hovedsakelig grovfraksjonen av PM<sub>10</sub>, det vil si PM<sub>10</sub>-PM<sub>2,5</sub>. Utslipp fra eksos består hovedsakelig av mindre partikler og er en del av finfraksjonen (PM<sub>2,5</sub>) av PM<sub>10</sub>.

Vedfyring: Utslippet fra vedfyring avhenger av vedens egenskaper, fyringsteknikk og ovn- og pipeteknologi, samt vedlikehold av ovnen. Siden utslippene skjer relativt høyt over bakken er konsentrasjonsbidraget ved bakken lavere enn for bakkenære utslippskilder fordi partiklene spres i atmosfæren. Flere detaljer om vedfyring finnes i kapittel 2.3 (tiltak 5 og 6 – forsert utskifting av gamle vedovner).

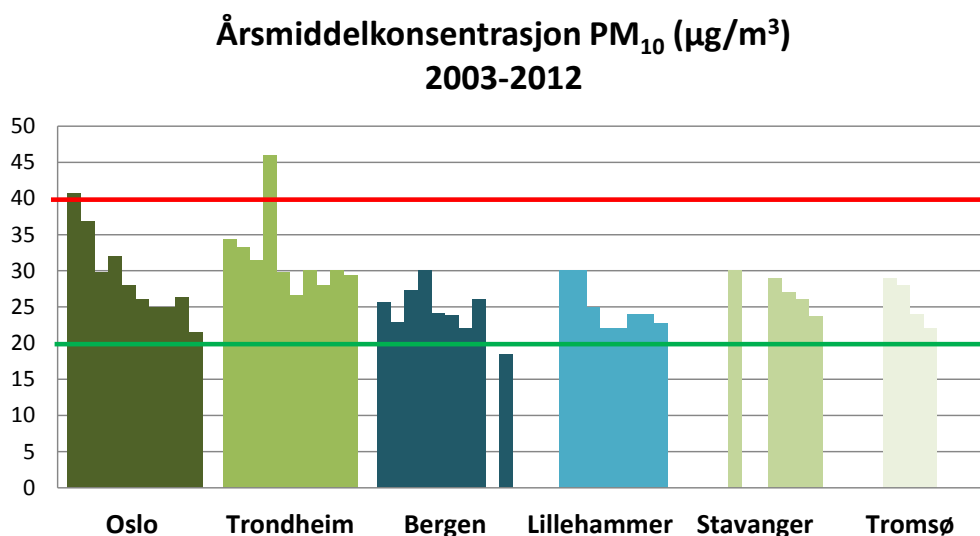
Langtransport: Små partikler (PM<sub>2,5</sub>) er lette og kan derfor transporteres over lange avstander. Langtransportert forurensning bidrar derfor til PM<sub>2,5</sub>-konsentrasjonene i Norge. Større partikler avsettes raskere og bidraget til PM<sub>10</sub>-konsentrasjonen er derfor mindre.

Andre kilder: Andre mindre utslippskilder til partikler kan være bygg- og anleggsaktivitet, lokal industri, forbrenningsanlegg og havneanlegg. Bidraget fra disse kildene er i stor grad avhengig av lokale forhold.

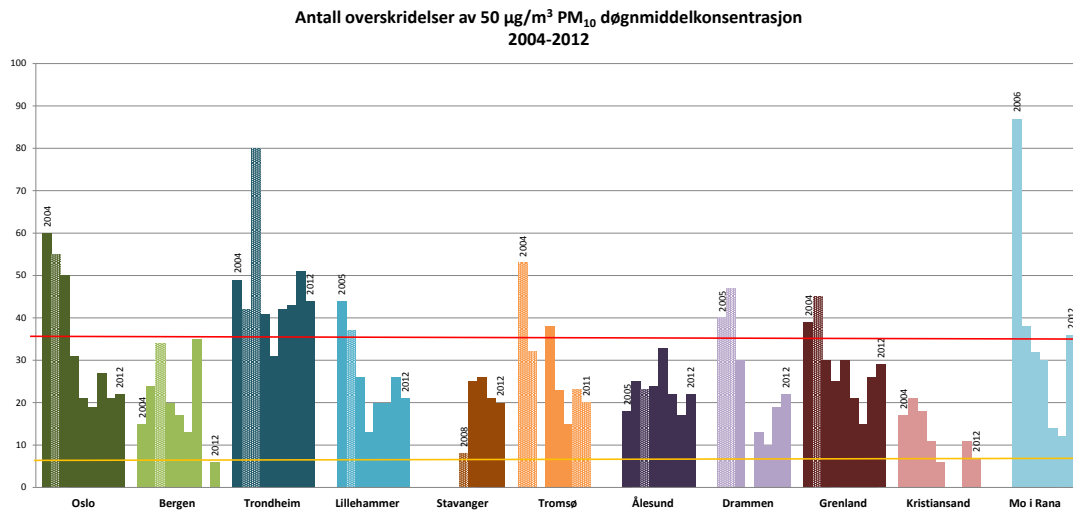
### PM<sub>10</sub> – konsentrasjoner i norske byer

Årsmiddelkonsentrasjon: Måleresultater fra norske kommuner viser en nedadgående trend i årsmiddelkonsentrasjon for PM<sub>10</sub> og alle byene overholder nå grenseverdien for årsmiddelkonsentrasjon med god margin, se Figur 3 (rød linje). Samtidig ligger konsentrasjonene fortsatt over de nivåene som Verdens helseorganisasjons *Retningslinjer for god luftkvalitet* og Folkehelseinstituttet og Miljødirektoratets *Luftkvalitetskriterier* beskriver som trygge nivåer for alle: en årsmiddelkonsentrasjonen for PM<sub>10</sub> under 20 µg/m<sup>3</sup>. Som vist i Figur 3 overskrides denne verdien i de fleste store byer (grønn linje).

Antall dager med konsentrasjoner 50 µg/m<sup>3</sup> er også redusert i løpet av de siste årene, se Figur 4. Grenseverdien for døgnmiddel overskrides likevel fortsatt jevnlig i Trondheim, mens andre byer ligger akkurat under grensen eller overskrider grensen kun i noen år.



Figur 3 - Årsmiddelkonsentrasjonen av PM<sub>10</sub> i ulike norske byer i årene 2003-2012. Rød linje viser forskriftens krav, grønn linje viser Miljødirektoratets og FHIs luftkvalitetskriterium. Det er målestasjonen med de høyeste måleverdiene i de ulike byene som er vist.



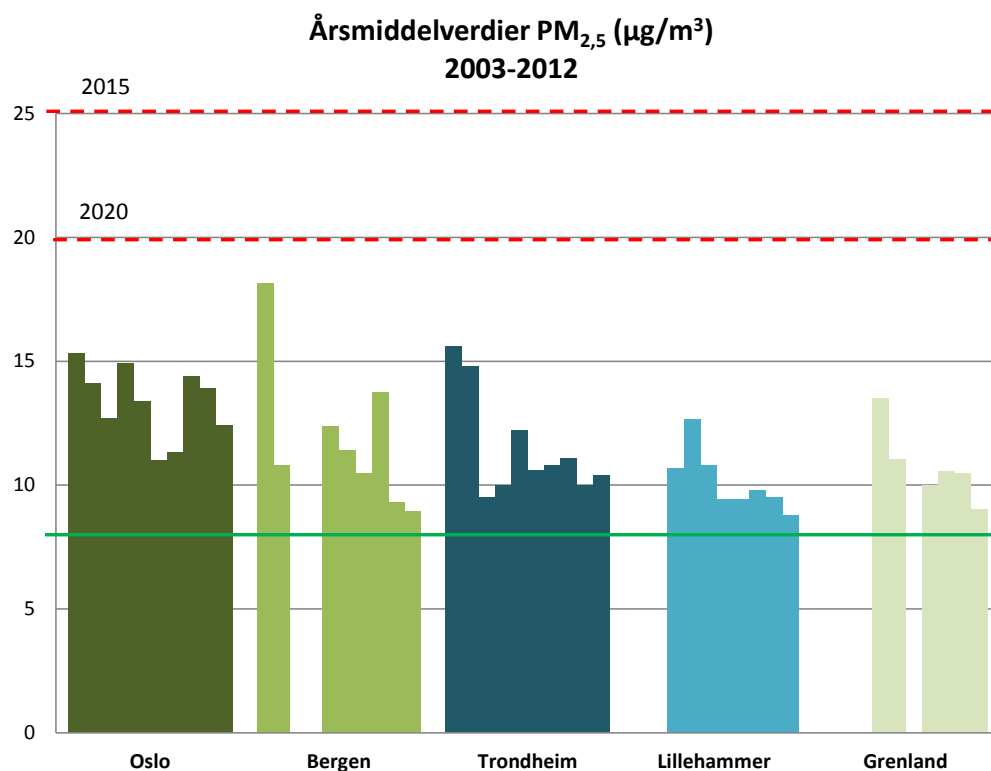
**Figur 4 - Nivåer av  $\text{PM}_{10}$  i ulike norske byer, antall døgn over gjeldende grenseverdier i årene 2004-2012.** Mønstrer histogram viser målinger utført, men med manglende datadekning. Rød linje viser antall tillatte overskridelse av forskriftens grenseverdi. Oransje linje viser antall tillatte overskridelser av nasjonalt mål. Det er målestasjonen med de høyeste måleverdiene i de ulike byene som er vist.

#### **$\text{PM}_{2,5}$ – konsentrasjoner i norske byer**

Måleresultater fra norske kommuner viser en nedadgående trend i årsmiddelkonsentrasjon av  $\text{PM}_{2,5}$ , som vist i Figur 5. Per i dag er det ingen grenseverdi for  $\text{PM}_{2,5}$ . Fra 2015 vil grenseverdien være på  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  og fra 2020 på  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Alle byene overholder de kommende grenseverdien for årsmiddel. Figur 5 viser også at konsentrasjonene er over luftkvalitetskriteriet på  $8 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , som betyr at  $\text{PM}_{2,5}$ -nivåene i norske byer kan forårsake helseeffekter hos deler av befolkningen.

Det finnes ingen grundige studier av kildebidragene til  $\text{PM}_{2,5}$  i norske byer. Generelt er det rimelig å anta at vedfyring og eksos er de dominerende kildene. Langtransportert luftforurensning bidrar også betydelig.





Figur 5 -: Årsmiddelkonsentrasjon av PM<sub>2,5</sub> i årene 2003-2012. Stiplet linje viser forskriftens grenseverdier som blir gjeldende fra henholdsvis 2015 og 2020. Grønn linje viser Miljødirektoratets og FHIs luftkvalitetskriterium. Det er målestasjonen med de høyeste måleverdiene som er vist.

### Sammenheng mellom korttids- og langtidsmiddelet for PM

NILU gjorde en måledatanalyse (Gjerstad et al, 2012) på oppdrag fra Miljødirektoratet i forbindelse med dette arbeidet. Analysen av PM<sub>10</sub>-konsentrasjoner i norske byer viste en klar relasjon mellom årsmiddelkonsentrasjonen av PM<sub>10</sub> og antall døgn over en gitt konsentrasjon i årene 2009-2011. Denne sammenhengen fantes i alle byene (målestasjonene) som ble studert. Siden årene som ble analysert hadde ulike meteorologiske forhold ser sammenhengen ut til å være relativt robust. Forholdet mellom årsmiddel og antall døgn fører til at vi enkelt kan sammenligne antall overskridelser av ulike døgnmiddelkonsentrasjoner med årsmiddel som vist i Tabell 2.

Tabell 2 viser at en målestasjon som har 35 overskridelser av et døgnmiddel på 50 µg/m<sup>3</sup>, vil ha en årsmiddelkonsentrasjon på ca. 26 µg/m<sup>3</sup>. Dette betyr at dagens grenseverdi for antall tillatte overskridelser av døgnmiddelkonsentrasjonen er en betydelig strengere grense enn dagens grense for maksimal årsmiddelkonsentrasjon på 40 µg/m<sup>3</sup>.

Tabell 2: Relasjon mellom årsmiddelkonsentrasjon av PM<sub>10</sub> og forventede døgnmiddel over henholdsvis 50 µg/m<sup>3</sup>, 35 µg/m<sup>3</sup> og 30 µg/m<sup>3</sup>. Tabellen er basert på regresjonsligningene fra rapport OR 43/2012.

| Årsmiddel<br>PM <sub>10</sub> (µg/m <sup>3</sup> ) | Forventet antall<br>døgnmiddel<br>> 50 µg/m <sup>3</sup> | Forventet antall<br>døgnmiddel<br>> 35 µg/m <sup>3</sup> | Forventet antall<br>døgnmiddel<br>> 30 µg/m <sup>3</sup> |
|----------------------------------------------------|----------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------|
| 20                                                 | 5                                                        | 29                                                       | 43                                                       |
| 22                                                 | 14                                                       | 43                                                       | 61                                                       |
| 24                                                 | 24                                                       | 57                                                       | 78                                                       |
| 26                                                 | 33                                                       | 70                                                       | 96                                                       |
| 28                                                 | 43                                                       | 84                                                       | 113                                                      |
| 30                                                 | 52                                                       | 97                                                       | 131                                                      |

### Framtidig utvikling av PM- konsentrasjoner i norske byer

Det er stor usikkerhet knyttet til framtidige konsentrasjoner av partikler i byene. Med dagens piggdekkandel, praktisering av støvdemping, støvfjerning og fartsgrenser, vil ikke veistøvutslippene endre seg i særlig stor grad. Trafikkvekst kan øke slitasjen og oppvirvlingen, mens økt kjøring kan moderere bidraget fra denne kilden (lavere hastighet → mindre veislitasje). Det er forventet at eksosutslippene fra dieseldrevet kjøretøy vil reduseres pga. stadig høyere andel av dieseldrevet kjøretøy med partikkelfilter. Det er samtidig ventet en trafikkvekst i byene og sammen med økt kjøring (økt kjøring → høyere eksosutslipp per km) kan dette bidra til å øke utslippene fra dieseldrevet kjøretøy. Andelen rentbrennende ovner vil også øke, som sannsynligvis vil redusere utslippene fra vedfyring. Det er imidlertid usikkerhet knyttet til hvor store utslippsforskjeller det er mellom gamle og nye ovner, spesielt fordi god vedlikehold av ovnene er viktig for å holde utslippene lave over tid. Bidraget fra langtransportert forurensning vil sannsynligvis ikke endre seg vesentlig, men det er noe usikkerhet knyttet til dette.

### 1.2.2. Nitrogendioksid (NO<sub>2</sub>)

Tabell 3: Gjeldende grenseverdier (forskriftens krav), nasjonale mål og luftkvalitetskriterer (LKK) for NO<sub>2</sub>.

| Midlingstid | Grenseverdi                                       | Nasjonalt mål                                    | LKK                   |
|-------------|---------------------------------------------------|--------------------------------------------------|-----------------------|
| Time        | 200 µg/m <sup>3</sup> med maks. 18 overskridelser | 150 µg/m <sup>3</sup> med maks. 8 overskridelser | 100 µg/m <sup>3</sup> |
| År          | 40 µg/m <sup>3</sup>                              | -                                                | 40 µg/m <sup>3</sup>  |

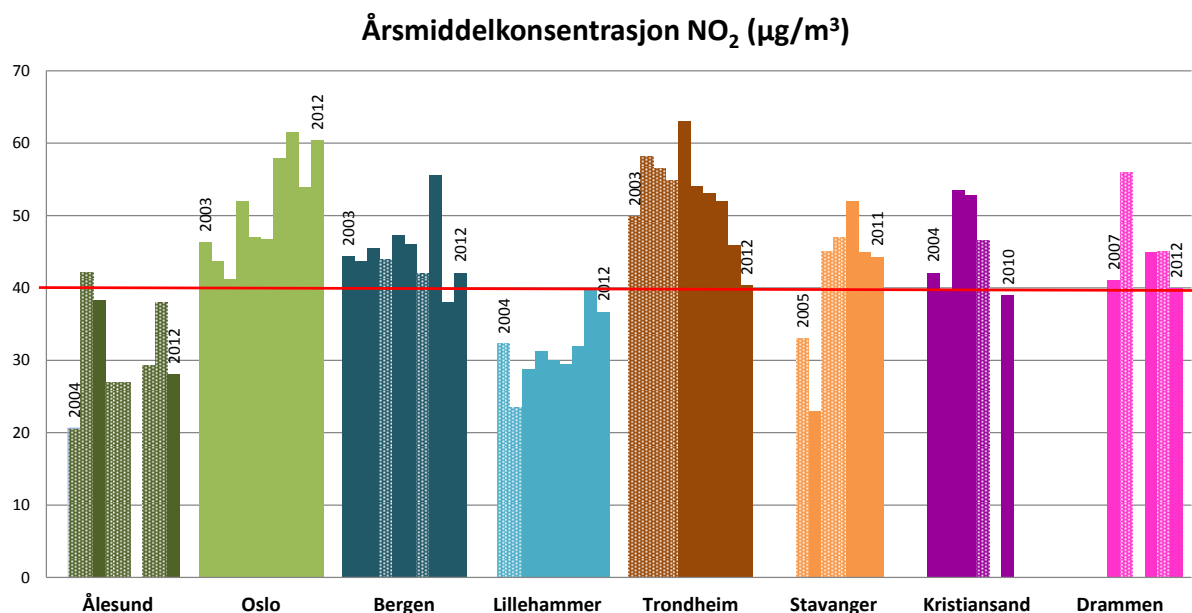
#### Utslippskilder til NO<sub>2</sub>

Nitrogenoksider (NO<sub>x</sub>) består av nitrogenmonoksid (NO) og nitrogendioksid (NO<sub>2</sub>), og dannes i ulike typer forbrenningsprosesser. NO<sub>2</sub> er den av forbindelsene som forårsaker negative helseeffekter. I tillegg til at NO<sub>2</sub> slippes ut direkte, vil NO reagere med bakkenært ozon og danne NO<sub>2</sub>.

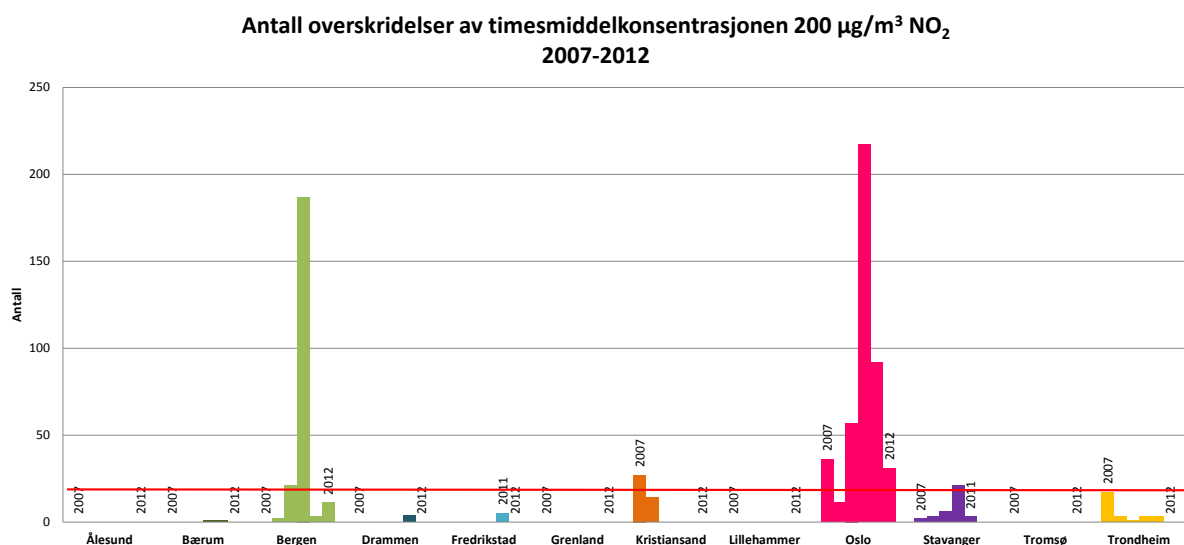
Hovedkilden til NO<sub>2</sub> er eksosutslipp fra veitrafikk, hvor dieselskjøretøyene er den største utslippskilden. I enkelte områder, og i spesielle tilfeller, kan også andre kilder som havneanlegg, industri og mindre forbrenningsanlegg bidra betydelig.

#### NO<sub>2</sub> – konsentrasjoner i norske byer

Måleresultater fra norske kommuner viser at årsmiddelkonsentrasjon og antall overskridelser av timesmiddelskonsentrasjonen for NO<sub>2</sub> har holdt seg relativt stabilt gjennom det siste tiåret, se Figur 6 og Figur 7. Grenseverdien for årsmiddel på 40 µg/m<sup>3</sup> brytes regelmessig i fem byer, mens de 18 tillatte overskridelsene av timesmiddel på 200 µg/m<sup>3</sup> som regel bare brytes i Oslo.



Figur 6 - Årsmiddelkonsentrasjon av NO<sub>2</sub> i årene 2003-2012. Mønstret diagram viser nivåer fra år hvor datadekningen ikke har vært optimal. Rød linje viser forskriftens grenseverdi. Det er målestasjonen med de høyeste måleverdiene som er vist.



Figur 7 - Antall overskridelser av forskriftens grenseverdi for timesmiddelkonsentrasjon av NO<sub>2</sub>. Rød linje viser antall tillatte overskridelser gitt i forskriften. Det er målestasjonen med de høyeste måleverdiene som er vist.

Måledataanalysen "Vurdering av luftkvalitet" (OR 43/2012) viste at det ikke er en sterk sammenheng mellom korttids- og langtidsmidling for NO<sub>2</sub>-konsentrasjoner. Reduksjon av de høyeste timesmidlene hadde svært liten innvirkning på årsmiddelet for NO<sub>2</sub>.

### **Framtidig utvikling av NO<sub>2</sub> - konsentrasjoner i norske byer**

Det er stor usikkerhet knyttet til framtidige konsentrasjoner av NO<sub>2</sub> i byene. Utviklingen er blant annet avhengig av om utslippene fra nye dieslbiler tilfredsstiller utslippskravene i EURO-standardene i reell kjøring. En reduksjon i NO<sub>2</sub>-konsentrasjonen er også avhengig av at framtidige dieselmotorer har en lavere NO<sub>2</sub>-andel av NO<sub>x</sub>-utslippet sammenliknet med Euro 4/IV og Euro 5/V. Viktige nasjonale faktorer er graden av utskiftningen av bilparken, framtidig andel dieslbiler og trafikkvekst i byene. Mer utfyllende informasjon om forventet utvikling av NO<sub>2</sub>-konsentrasjonene finnes i kapittel 3.3.2.

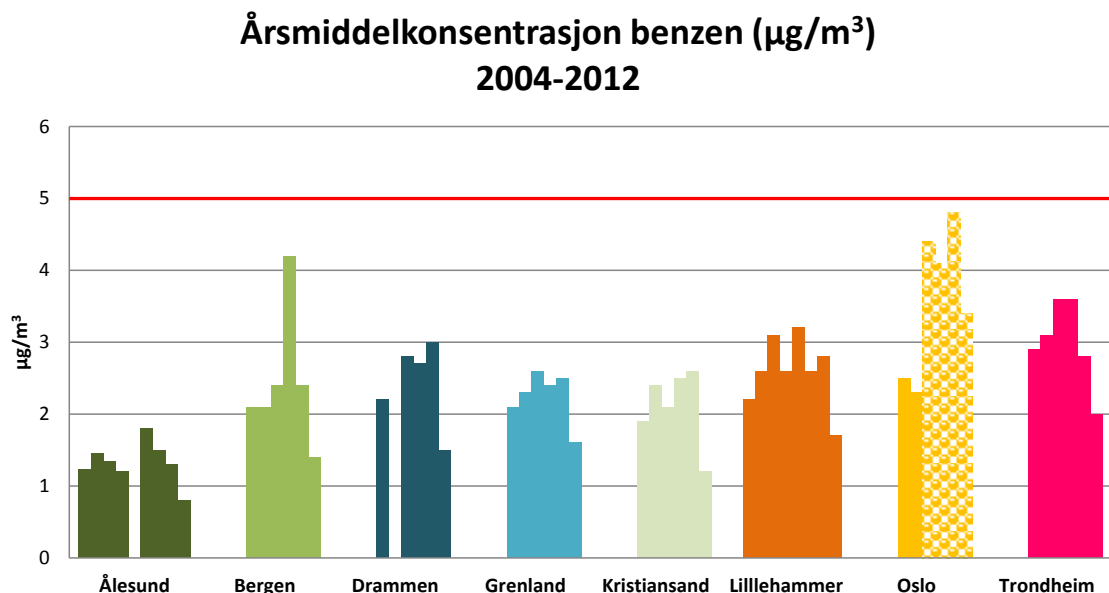
### 1.2.3. Svoveldioksid ( $\text{SO}_2$ )

Svoveldioksid dannes ved forbrenning av stoffer som inneholder svovel, i hovedsak olje og kull. I Norge vil de høyeste konsentrasjonene av  $\text{SO}_2$  befinne seg i områder med prosessindustri. Bidraget fra veitrafikk er lite.  $\text{SO}_2$  måles hovedsakelig i områder nær store industrikilder. De høyeste konsentrasjonene av  $\text{SO}_2$  i Norge er i Passvik i Øst-Finnmark. Grenseverdiene brytes årlig i disse områdene. Dette skyldes utslipp fra Nikel og Zapolarnij kombinert med perioder med ugunstige vindforhold. Foruten dette området har Sarpsborg tidvis hatt høye konsentrasjoner.

### 1.2.4. Benzen ( $\text{C}_6\text{H}_6$ )

Benzen er en flyktig organisk forbindelse. Hovedkilden til benzen i byluft er avdampning fra uforbrent bensin. Utslipet kan også komme fra forbrenningsprosessen.

Konsentrasjonene av benzen i norske byer har holdt seg relativt stabilt det siste tiåret. Det finnes ingen anbefalt målemetodikk for benzen og variasjonen mellom de ulike målemetodene er betydelig. Dette blir tydelig i Figur 8 der konsentrasjonene i Oslo tilsynelatende ble vesentlig høyere fra og med 2009, men dette skyldes at analysemetoden ble endret i 2008. Data målt fra og med 2009 er derfor vist med mønstrete stolper for Oslo. Ellers viser Figur 8 at benzenkonsentrasjonen i alle norske byer er under grenseverdien på  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Grenseverdien tilsvarer en risiko for kreft på 2-4 tilfeller i en befolkning på 100 000. Denne kreftrisikoen er høyere enn det som ofte omtales som akseptabel kreftrisiko. For at en kreftrisiko skal være minimal må den være lavere enn 1 tilfelle per 100 000.



Figur 8: Målte årsmiddelkonsentrasjoner av benzen i norske byer i perioden 2004 - 2012. Rød linje markerer grenseverdi i 2010 på  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Tall fra stasjon med høyeste årsmiddel i hver by.

## 2. Revidering av grenseverdiene i forurensningsforskriften kapittel 7.

### 2.1 Bakgrunn og metodikk

Dagens grense- og målsetningsverdier i forurensningsforskriften kapittel 7 er implementert fra lokal luftkvalitetsdirektivet 2008/50/EC. Formålet med grenseverdiene er å forbedre luftkvaliteten for å hindre at de forurensning i uteluft medfører helseplage eller skader økosystemet eller vegetasjon. Grenseverdiene i forskrift for lokal luftkvalitet ble sist endret i 2004. Siden dette har det for enkelte av komponentene kommet ny kunnskap om helseeffekter og tilgjengelig tiltak, slik at vi mener at grenseverdien bør skjerpes inn for noen komponenter.

For utvelgelse av komponenter som det er mest hensiktsmessig å revidere har det blitt lagt til grunn følgende kriterier:

- Dagens krav overholdes, utviklingen går i den retningen eller teknologi gjør det mulig å redusere nivåene betraktelig
- Dagens grenseverdier er betydelig forskjellig fra nivåer som anses som god eller tilfredsstillende luftkvalitet
- Det har kommet ny kunnskap om helseeffekter siden sist revisjon av grenseverdiene
- Det slippes ut nye komponenter, eller vi har fått kunnskap om utslipp som man ikke var klar over ved sist revisjon av grensene
- Eksponeringsmønsteret har forandret seg

Dagens grenseverdier for  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$ , benzen og  $SO_2$  er vesentlig høyere enn hva som er ansett som god eller tilfredsstillende luftkvalitet for komponentene. For  $PM_{10}$ ,  $PM_{2,5}$ , og  $SO_2$  foreligger det nå ny kunnskap om helseeffekter ved lavere nivåer enn tidligere antatt (Folkehelseinstituttet og Miljødirektoratet, 2013; Meister et al., 2012).

$PM_{10}$  nivåene i norske byer er langt lavere enn grenseverdien for årsmiddel i forskriften, i tillegg til at helseeffekter forekommer ved langt lavere konsentrasjoner enn tidligere antatt. På bakgrunn av at gapet mellom hvilke nivåer som gir helseeffekter og hva som er grenseverdiene i forskriften er det hensiktsmessig med en videre konsekvensutredning av en innskjerpet grenseverdi for  $PM_{10}$ .

Det er tilsvarende vurderinger for  $PM_{2,5}$  som for  $PM_{10}$ . Nivåene som måles i norske byer er langt lavere enn grensene som er regulert i forskriften, samtidig er det et stort gap mellom nivåer forbundet med helseeffekter og grense-/målsetningsverdiene i forskriften. Dette gjør det hensiktsmessig å vurdere en innskjerping av  $PM_{2,5}$ -grenseverdiene.

$SO_2$ -nivåene har gått betraktelig ned i norske byer, og høyere nivåer forekommer i liten grad. I de områdene som har høyere nivåer av  $SO_2$  skyldes dette utslipp fra industri hvor bedriftene har egne utslippstillatelser. Siden  $SO_2$  er regnet som relativt lite problematisk er det derfor ikke gjennomgått en videre vurdering av å skjerpe grenseverdien for  $SO_2$ .

Benzen er ansett som en kreftfremkallende komponent og helseeffekter kan forekomme ved langt lavere nivåer enn hva som er regulert i forskriften. Det er per i dag ikke satt luftkvalitetskriterier for benzen, selv om dette er i ferd med å utarbeides. Det finnes ingen anbefalt, standardisert målemetodikk for benzen og variasjonen mellom de ulike målemetodene er betydelig. Det er derfor vanskelig å utføre videre framskrivninger av benzennivåene i uteluft. Derfor er det ikke gjennomført en konsekvensutredning av en innskjerpet grenseverdi for benzen i dette prosjektet. Det anbefales allikevel at en vurdering igangsettes ved et senere tidspunkt når luftkvalitetskriterier er fastsatt og en enhetlig målemetodikk er implementert.

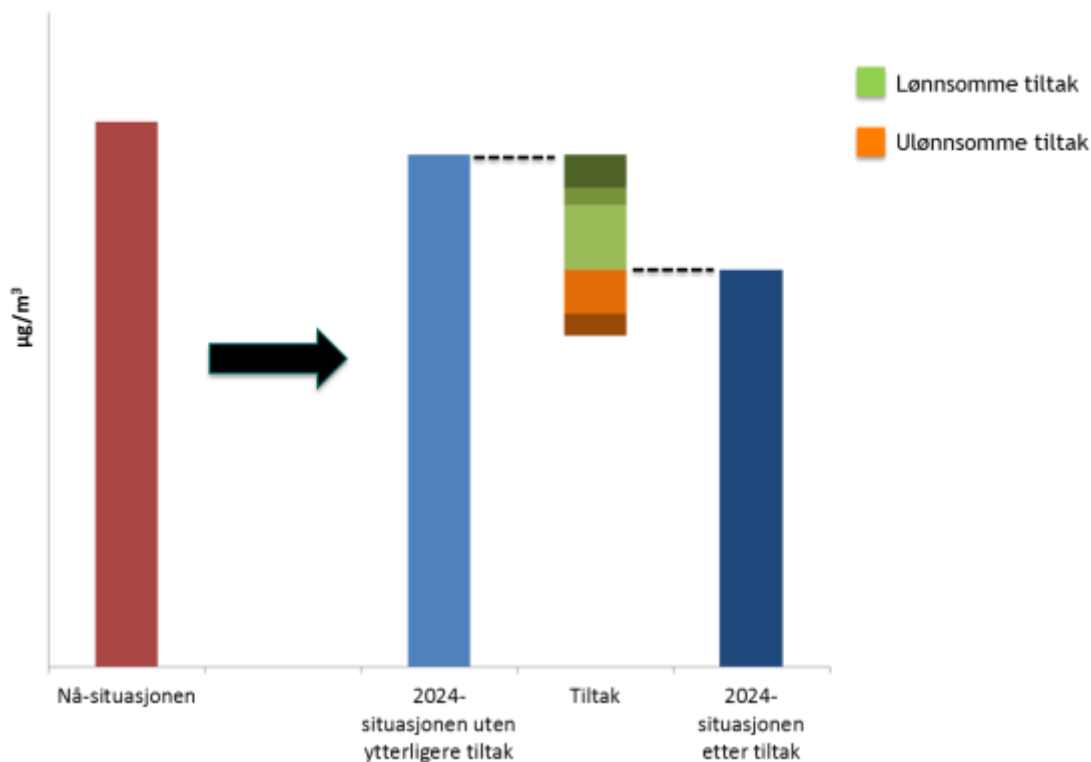
**På bakgrunn av dette er det i dette prosjektet gjennomført en nytte-kostnadsanalyse av innskjerpede grenseverdier for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>.**

**Metodikk:** Det har i dette prosjektet blitt diskutert om utformingen på grenseverdiene med en maksimal årskonsentrasjon og en døgnmiddelkonsentrasjon med antall tillatte overskridelser er den mest hensiktsmessige måten å regulere luftkvaliteten på. Arbeidsgruppen mener at denne innretningen bør holdes fast ved for nå, men det er mulig at andre måter for reguleringen som bør vurderes på et senere tidspunkt. I vedlegg 5.4 er noen av disse alternativene beskrevet.

For å kunne vurdere hvor lave grenseverdier det vil være mest hensiktsmessige å sette har vi gjennomført en samfunnsøkonomisk nytte-kostnadsanalyse. Analysens målår er 2024, som vil si at vi vurderer kostnader og nytteeffekter for dette året. Analysen er gjennomført i de 3 byene som vi forventer vil ha de største utfordringene med å redusere nivåene av svevestøv og som samtidig er representative for andre store byer i Norge: Oslo, Bergen og Trondheim.

Metodikken for analysen er illustrert i Figur 9 under. Det er laget en referansebane og utredet tiltak for å redusere nivåene av PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>. Lønnsomheten til hvert tiltak er vurdert i hver by ved hjelp av en verdsetting av helsegevinsten i befolkningen, samt kostnader og andre nytteeffekter (tapt tid, økte antall trafikkuhell og andre eksternaliteter). Alle lønnsomme tiltak bør gjennomføres i hver av byene uavhengig av hvorvidt grenseverdien innskjerpes. Den mørkeblå stolpen til høyre i Figur 9 viser den partikkelkonsentrasjonen etter at lønnsomme tiltak er gjennomført. Det kan tenkes at det finnes ytterligere tiltak som vi ikke har identifisert i dette prosjektet og som kan være lønnsomme, men vi tror at disse vil ha et begrenset reduksjonspotensial. Det vil si at det å sette en grenseverdi betydelig lavere enn den mørkeblå stolpen vil føre til manglende lønnsomhet (ytterligere reduksjon av konsentrasjonen vil medføre større kostnader enn helsegevinster) eller manglende gjennomførbarhet.





Figur 9: Illustrasjon av utvelgelsen av tiltak og potensiale for reduksjon i PM-konsentrasjonene. De lønnsomme tiltakene er indikert med grønn farge og de ulønnsomme med oransje.

I dette kapittelet beskrives først hvordan referansebanen er laget (kapittel 2.2), etterfulgt av en beskrivelse av mulige tiltak for å redusere partikkelkonsentrasjonen (kapittel 2.3). Kapittel 2.4 beskriver hvordan helsegevinsten er verdsatt og kapittel 0 beskriver nytte-kostnadsanalysen. I kapittel 2.6 oppsummeres anbefalingen.

## 2.2 Referansebane

### 2.2.1 Bakgrunn referansebane

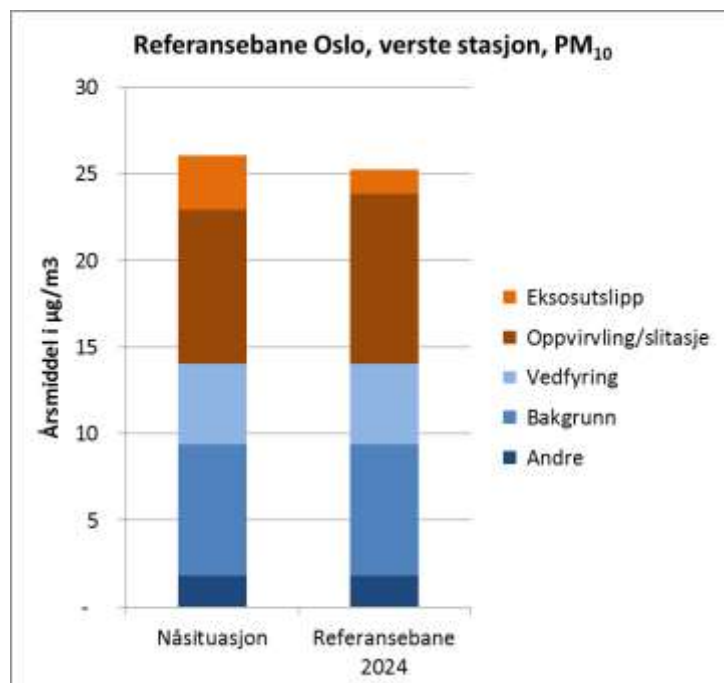
For å utføre en samfunnsøkonomisk vurdering av innskjerpede grenseverdier trenger man å vite hva som skjer dersom grenseverdiene ikke endres (referansescenarioet). Her trenger vi altså en framskrivning konsentrasjonene av partikler i de ulike byene. I løpet av prosjektet har det blitt tydelig at det ikke er mulig å få gjennomført en fullstendig modellering av framtidig luftkvalitet, da det ikke foreligger oppdaterte inngangsdata med tilfredsstillende kvalitet som kan benyttes i tilgjengelige spredningsmodeller. Arbeidsgruppen har derfor laget en forenklet framskrivning for partikkelkonsentrasjoner basert på nasjonale utslippsframskrivinger av svevestøvkomponeentene  $\text{PM}_{10}$  og  $\text{PM}_{2.5}$  for 2024. Dette kapitlet gir et sammendrag av metodikken og resultatet, mer utfyllende informasjon finnes i vedlegg 5.1.

### 2.2.2 Forutsetninger og beregning av referansebanen 2024 PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>

Framskrivning av partikkelkonsentrasjonene i Oslo, Bergen og Trondheim er basert på nasjonale utslippsframskrivninger og trafikkarbeidsdata fra Nasjonal Transportplan. I utarbeidelsen av referansebanen er det tatt utgangspunkt i nivåene ved veinære målestasjoner. Det er utarbeidet to referansebaner for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>, hvor den ene er beregnet for målestasjonene med de høyeste konsentrasjonene av svevestøv (referansebane 1, verste stasjon), og den andre for gjennomsnittet av alle veinære målestasjoner (referansebane 2, gjennomsnitt av veinære målestasjoner). Referansebanen er laget for 2024, da dette er målåret i nasjonal transportplan (NTP).

Referansebanen baseres som nevnt på framskrivninger av nasjonale utslippstall for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>. I tillegg er følgende forutsetninger lagt til grunn:

- Det er benyttet den samme kildefordelingen i alle tre byene, basert på kildefordelingen i Oslo.
- Utslipet og konsentrasjonsbidraget fra andre kilder enn veitrafikk er uendret i analyseperioden, dvs. at bidraget fra vedfyring og langtransportert luftforurensning antas å være konstant (se Figur 10)
- Skalering av utslippsutviklingen for utslipp fra veitrafikk fra nasjonalt nivå til byområdenivåer er basert på regionens andel av det nasjonale trafikkarbeidet
- Piggdekkandelen i er antatt å holde seg konstant fram til 2024 i Oslo og Bergen, mens det er lagt inn en reduksjon av piggdekkandelen i Trondheim.



Figur 10 - Illustrasjon av referansebanen for PM<sub>10</sub>-konsentrasjonen i Oslo

Utslippstall som er hentet fra de nasjonale framskrivingene er blant annet basert på følgende forutsetninger (mer utfyllende i vedlegg 5.1):

- Eksosutslipp per kjørt km reduseres over analyseperioden, ettersom nyere biler med lavere utslipp dominerer kjøretøyparken. Utslippskrav t.o.m. Euro 6/VI er inkludert i framskrivningen, men det er ikke antatt enda strengere krav som kan komme etter det.
- Antall kjørte km økes med 2 % årlig for personbiler og 2,8 % årlig for varebiler, i tråd med Perspektivmeldingen. Tunge kjøretøy og langdistanse-busser har omtrent uendret kjørelengthe.
- 70 % av nybilsalget er dieslbiler i hele perioden, i tråd med Perspektivmeldingen.
- Det er tatt utgangspunkt i at utslipp per km som følge av piggdekkbruk stabiliserer seg (andelen piggfri konstant), men at økt trafikk vil bidra til økte utslipp frem mot 2024.

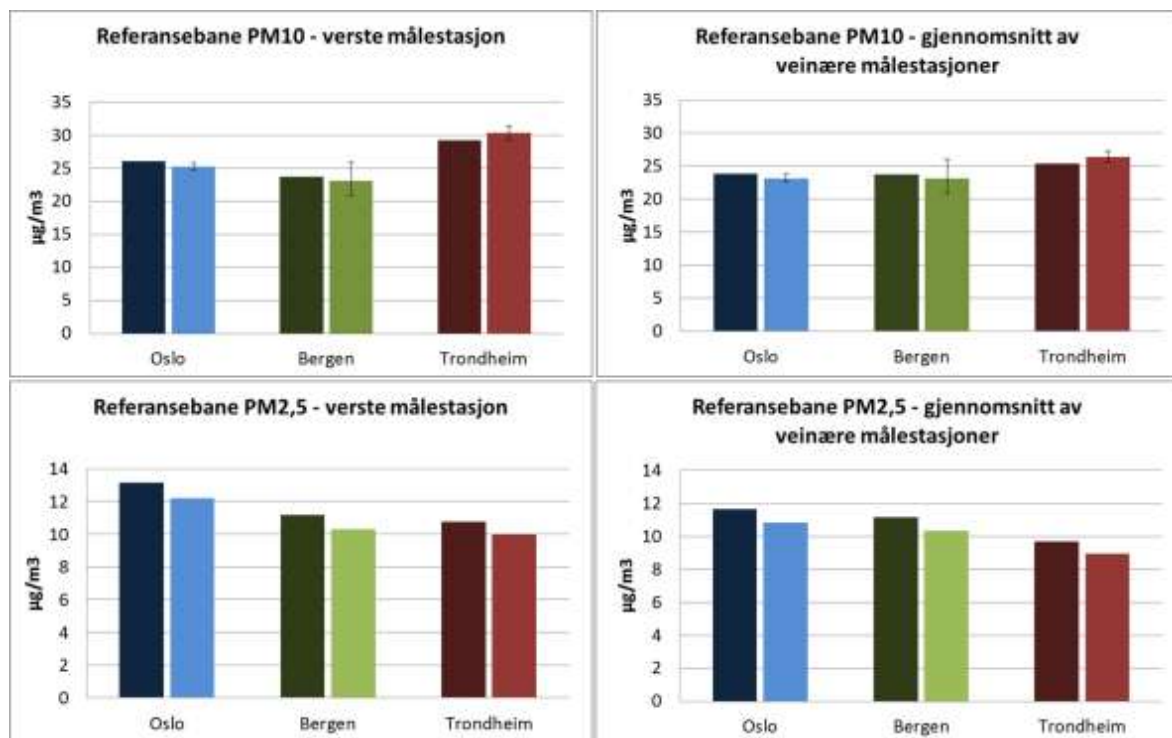
I Nasjonal Transportplan 2014 – 2023 er det satt som mål at veksten i persontransporten i storbyområdene skal tas med kollektivtransport, sykling og gåing. Dette er et ambisiøst mål som vil kreve store endringer, ikke minst i kollektivsatsingen. Det vil si at når det ikke er vekst i persontransport i privatbilsegmentet, så vil det være en formidabel vekst i persontransporten i kollektivsegmentet. Disse forutsetningene er uatskillelige og må nødvendigvis følge hverandre. Det betyr at dersom målet fra NTP skal inkluderes i referansebanen må vi ta hensyn til begge disse forutsetningene. Per dags dato (desember 2013) foreligger det imidlertid ikke noen framskrivninger for omfang eller utforming av et framtidig kollektivtilbud som er dimensjonert til å nå målsetningen i NTP. Derfor er det ikke mulig å beskrive en realistisk referansebane for kollektivtrafikken når målet i NTP nås. Når denne forutsetning ikke lar seg beskrive er det heller ikke forsvarlig å inkludere forutsetningen om at det ikke skal være vekst i privatbilsegmentet. Arbeidsgruppen har derfor valgt å legge til grunn trafikkarbeidsdata fra grunnprognosen til NTP, hvor det er antatt en gitt trafikkvekst. Dette er et nødvendig valg av forutsetning for å kunne svare på oppgaven. Det betyr ikke at målet i NTP neglisjeres, men siden formålet med dette prosjektet er å gi anbefalinger for reviderte grenseverdier så er dette en forsvarlig metode. Det skal også legges til at hvis det iverksettes virkemidler for å nå målet i NTP, vil konsentrasjonene som er lagt til grunn i referansebanen reduseres; hvilket betyr at det blir noe enklere for byene å overholde de grenser som vi anbefaler i kapittel 2.6.

For å framskrive luftkvaliteten i Oslo, Bergen og Trondheim er det først laget en faktor for konvertering mellom dagens utslipp av svevestøv og målte konsentrasjoner i hver enkelt by. Det antas at denne faktoren er konstant i analyseperioden. "Dagens" konsentrasjoner i byene er midlet over 3 år<sup>1</sup>, for å gjøre konverteringsfaktorene mer robuste i forhold til meteorologisk variasjon. Siden utslippstallene i utgangspunktet kun foreligger på nasjonalt nivå, er andelen trafikkarbeid som utføres i hhv Oslo, Bergen og Trondheim i 2014 og 2024 brukt som skaleringsfaktor fra nasjonale til regionale utslipp. Eksosutslipp og utslipp fra slitasje er tatt med i beregningen, og det er korrigert for ulike piggdekkandeler i de tre byene. For PM<sub>10</sub> er det også gjennomført en usikkerhetsanalyse for å fange opp meteorologisk variasjon, samt en test av sensitiviteten til referansebanen ved variasjon av kildefordelingen i Trondheim. En detaljert beskrivelse av beregningsmetodikken bak referansebanen, alle forutsetningene og usikkerhetsbetraktningene finnes i vedlegg 5.1.

---

<sup>1</sup>Dagens konsentrasjon i Oslo og Trondheim er en midling over konsentrasjoner i årene 2009-2011, mens konsentrasjonen i Bergen er midlet over årene 2008-2010 på grunn av manglende datadekning på målestasjonen i 2011.

Figur 11 viser referansebanen og usikkerhetsintervaller for de ulike byene. Estimaten viser at uten tiltak vil det være svært små endringer i forventede konsentrasjoner i 2024 sammenliknet med i dag. Dette gjelder både PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>. PM<sub>10</sub>-konsentrasjonene er forventet å synke marginalt i Oslo og Bergen, mens den øker noe i Trondheim. Det er estimert at PM<sub>2,5</sub>-nivåene vil reduseres noe i alle byene fram mot 2024. Siden flere av forutsetningene er beheftet med relativt stor usikkerhet, er tallene hovedsakelig ment som en indikasjon på om 2024-konsentrasjonen i referansebanen endrer seg betraktelig sammenliknet med dagens nivå. Analysen viser med andre ord at uten tiltak er konsentrasjonene forventet å være tilnærmet konstante fram mot 2024.



Figur 11: Framskrivning av PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>-konsentrasjonen i 2024 ved målestasjon med høyest målt konsentrasjon (venstre) og gjennomsnittet av alle veinære målestasjoner (høyre)

### 2.3 Tiltak

I dette kapitlet beskrives forutsetningene for tiltakene, kostnader knyttet til tiltakene og forventet reduksjonspotensialet. Den samfunnsøkonomiske lønnsomheten til tiltakene er beskrevet i kapittel 2.5.

I dette prosjektet har det blitt utredet flere tiltak som kan bidra til reduserte svevestøvnivåer.

Tiltakene med tilhørende kostnad og effekt er utredet for 2024. Følgende tiltak er utredet:

1. Forbedret støvfjerning kombinert med støvbinding
2. Reduserte hastighet på utvalgte veier om vinteren
3. Redusert bruk av piggdekk
4. Ettermontering av partikkelfilter på bygg- og anleggsmaskiner
5. Forsert utskifting av gamle vedovner med overgang til rentbrennende ovner
6. Forsert utskifting av gamle vedovner med overgang til pelletskamin
7. Bruk av naturgass istedenfor diesel som drivstoff for busser og andre tyngre kjøretøy
8. Bruk av biogass istedenfor diesel som drivstoff for busser og andre tyngre kjøretøy

Tiltakene med tilhørende forutsetninger beskrives kort i dette kapitlet. Mer utdypende informasjon om noen av tiltakene (tiltak 1, 2, 3 og 4) finnes i vedlegg 5.2. Tiltak 5-8 er nærmere beskrevet i sektornotatene "Transport" og "Vedfyring i husholdningene" (Miljødirektoratet, 2013b og 2013c). I vedlegg 5.2 finnes en oppsummeringstabell som viser kostnader og nytteeffekter i Oslo, Bergen og Trondheim. Både kostnadene og nytten vil variere mellom byene, slik at kostnad uttrykt som kr per redusert  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  vil være ulik.

Tiltakene har en kostnad per reduksjon av årsmiddelkonsentrasjonen med  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  på mellom 200 tusen og 2,7 milliarder kr, det er altså en betydelig variasjon i kostandene. Det klart rimeligste tiltaket per reduksjon av årsmiddelkonsentrasjonen er forserte utskifting av gamle vedovner med nye rentbrennende ovner. Utskifting av gamle ovner med pelletskamin, forbedret støvfjerning på veiene, redusert bruk av piggdekk og montering av partikkelfilter på anleggsmaskiner er også relativt rimelige tiltak. Redusert hastighet om vinteren er et dyrere tiltak på grunn av den høye verdsettingen av tapt tid. Erstatning av diesel med naturgass eller biogass er relativt dyre tiltak.

Tiltak 1 (forbedret støvfjerning) er i teorien delvis overlappende med andre tiltak rettet mot veistøv, men overlappet er svært lite og neglisjerbar. Tiltak 5 og 6 er derimot fullstendig overlappende, som betyr at det er bare et av disse tiltakene som kan gjennomføres. De andre tiltakene er uavhengig av hverandre.

Av de utredete tiltakene er det følgende tiltak som forventes å ha en effekt på  $\text{PM}_{2,5}$ -konsentrasjonen:

- Utskifting av vedovner
- Partikkelfilter anleggsmaskiner
- Overgang fra diesel- til gassdrift

For disse tiltakene antas effekten på  $\text{PM}_{2,5}$  til å være lik effekten på  $\text{PM}_{10}$ , det vil si at tiltak som reduserer utslippene med 1 tonn  $\text{PM}_{2,5}$  også antas å redusere utslippene av  $\text{PM}_{10}$  med 1 tonn.

Noen av de utredede tiltakene er årlige tiltak (tiltak 1-3), mens de resterende tiltakene har en lengre levetid. Disse vil også kreve en innfasing av tiltaket og utslippseffekten av tiltaket vil variere over tid. Når vi i denne analysen ser på lønnsomheten i 2024 er det den gjennomsnittlige reduksjonen som tiltaket gir i perioden 2013-2030 som benyttes som reduksjonspotensialet (annuitet). Det er altså noen tiltak som kan gi større reduksjon før 2024 (f.eks. partikkelfilter og biogass), mens andre tiltak har samme effekt i hele analyseperioden (f. eks. økt piggfriandel). Tiltak rettet mot forsert utskifting av gamle vedovner har et økende reduksjonspotensial.

Ikke utredede tiltak: I denne rapporten er det gjort en nytte-kostnadsanalyse av de 8 nevnte tiltakene ovenfor. Dette er ikke en uttømmende liste over mulig tiltak som kan gjennomføres innen 2020, men tiltakene er valgt fordi de er konkrete, de er gjennomførbare og vi har forutsetning til å gjøre en analyse av både kostnader og nytte. Det er viktig å presisere at det finnes flere andre tiltak utover disse 8 som også vil være aktuelle å gjennomføre i norske byer. Et hvert tiltak som er *trafikkreduserende* vil redusere konsentrasjoner av partikler. Dette vil mest sannsynlig være de mest virkningsfulle av ikke utredede tiltakene for god luftkvalitet, men antageligvis også kostnadskrevende og vanskeligere å gjennomføre i praksis.

Som nevnt tidligere, er det i Nasjonal Transportplan 2014 – 2023 satt som mål at veksten i persontransporten i storbyområdene skal tas med kollektivtransport, sykling og gåing. For å oppnå dette er det nødvendig med kraftige insentiver, samt en formidabel satsing på kollektivtransport. Per dags dato har vi ikke kunnskap om hvilke insentiver som trengs eller hvordan framtidig utforming av kollektivtilbudet må være for å nå målet. Derfor ser vi ikke at det er mulig å kvantifisere kostnader eller effekter på luftkvalitet ved dette. Kvalitativt kan vi likevel konstatere at det vil kreve store kostnader å nå målet, men når det lykkes vil det også ha svært mange positive effekter. Blant kostnadene kan det blant annet forventes økte driftskontrakter for kollektivselskap og investeringer i infrastruktur som kollektivfelt, baner, fortau og sykkelstier. Blant effekter kan det blant annet forventes gevinst i form av bedre byluft, lavere utslipp av klimagasser, samt at økt satsing på sykkel og gåing vil gi en helsegevinst. Verdsetting av helseeffekt ved sykling og gåing er kvantifisert til 3 kr (2009-kroner) per kilometer i *Den norske verdsettingsstudien, Helseeffekter – Gevinster ved økt sykling og gange* (Veistein et al., 2010).

I tillegg kan det tenkes at det blir gjort *teknologiske framskritt* i tiden fram mot 2020 som det ikke er mulig å forutse effekten av i dag. Eksempelvis pågår det stadig produktutvikling eller forskning innen piggdekk, asfalt, støvfjerning, motorteknologi eller andre tema som har konsekvenser for luftkvalitet. Disse teknologiske framskrittene vil kunne bidra til forbedret luftkvalitet fram mot 2020, men det er ikke mulig å kvantifisere kostnader eller effekter på det nåværende tidspunktet.

### 2.3.1 Tiltak 1 – Forbedret støvfjerning og støvbinding

Støvbinding og støvfjerning er i utgangspunktet to uavhengige tiltak som vi velger å se under ett. Dette har vi gjort fordi disse tiltakene som regel gjennomføres sammen. I tillegg er dette tiltak hvor effekten trolig er best når tiltakene kombineres. Det er godt dokumentert at støvbinding med magnesiumklorid har god effekt for å redusere konsentrasjoner av PM<sub>10</sub>. Effekten er best dokumentert i Aldrin et. al, 2010. Effekten av støvfjerning er imidlertid omdiskutert og dårlig dokumentert. Vi velger likevel å legge til grunn at støvfjerning gir positiv effekt på luftkvaliteten, men vi legger også til grunn en stor usikkerhet i dette.

Støvdemping med magnesiumklorid gjennomføres i både Oslo, Trondheim og Bergen. Vi antar at potensialet av støvbinding langt på vei er utnyttet, mens nytten av renhold til dels er hentet ut. Derfor vil tiltaket (relativt til dagens situasjon) være en forbedring, og kanskje utvidelse, av støvfjerning. Når vi legger til grunn at støvfjerning kan bedres så bygger vi det på at ved dagens rutiner er det ikke mulig å gjennomføre støvfjerning dersom temperaturen er for lav, det er mulig å bedre teknikken slik at tiltaket kan gjennomføres ved lavere temperaturer. Da er det mulig å gjennomføre støvfjerning oftere, skjønt effekten av dette er uviss. Videre anser vi det også som rimelig å anta at selve teknikken ved støvfjerning kan bedres slik at mer støv fjernes fra veibanen. Også dette er svært uvisst og vi velger derfor å legge til en usikkerhet som går helt ned til 0, altså at tiltaket potensielt ikke har en effekt.

Vi kan gi et grovt estimat av effekten av å optimalisere tiltaket. Estimaten som presenteres her er basert på de ulike feltstudiene som er vist over, samt modellberegninger hvor det foreligger usikkerheter. Estimaten har derfor en stor grad av usikkerhet i seg. Tallene er derfor mer å betrakte som en indikator på størrelsesorden, heller enn konkrete estimer. Med denne forutsetning legger vi til grunn at optimalisering av tiltaket kan redusere PM<sub>10</sub>-konsentrasjonen:

- antall døgnmiddel > 50 µg/m<sup>3</sup> med 0 - 8 døgn
- tilsvarende en årsmiddelreduksjon på 0 - 2 µg/m<sup>3</sup>

Dette er tiltak som er relativt rimelige å gjennomføre. Kostnad for tiltaket begrenser seg til entreprenørkostnaden. Basert på de kostnader som er rapportert for dagens tiltak, samt vurdering fra muntlige kilder med kjennskap til støvfjerning, vil vi anslå at årlig tilleggskostnad for å bruke bedre teknikk, og kanskje øke frekvens av renhold kan være:

- 2 til 4 mill kr i Oslo
- 1 til 3 mill kr Bergen og Trondheim

Det er gitt utfyllende informasjon om tiltaket, forutsetninger og beregninger i vedlegg 5.2.

### 2.3.2 Tiltak 2 – Reduserte fartsgrenser i vinterhalvåret

Ved å redusere utvalgte fartsgrenser i vinterhalvåret vil utslippet og konsentrasjonen av PM<sub>10</sub> reduseres, både på grunn av redusert veislitasje og på grunn av redusert oppvirvling. Tidligere har dette vært innført på 3 strekninger i Oslo: Riksveg 4, Ring 3 og E18-vestover, totalt ca. 30 km. Tiltaket vil være å redusere skiltet hastighet på disse veiene fra henholdsvis 80 km/h og 70 km/h, til 60 km/h i vinterhalvåret.

På grunnlag av tre studier på emnet (Hagen et al., 2005; Elvik, 2013 og Denby og Sundvor, 2013) legger vi følgende forutsetning til grunn ved dette tiltaket:

- Ved å redusere skiltet hastighet fra 70 km/h til 60 km/h vil den reelle gjennomsnittshastigheten reduseres fra 70 km/h til 65 km/h. Dette inkluderer rushtrafikk og er aktuelt på Ring 3 og Riksveg 4.
- Ved å redusere skiltet hastighet fra 80 km/h til 60 km/h vil den reelle gjennomsnittshastigheten reduseres fra 76 km/h til 65 km/h. Dette inkluderer rushtrafikk og er aktuelt på E6 og E18.

Feltstudien fra 2005 (Hagen et al., 2005) og modellberegninger i 2013 (Denby og Sundvor, 2013) viser at ved å redusere skiltet hastighet fra henholdsvis 80 km/h eller 70 km/h til 60 km/h så kan det forventes følgende effekt:

- Antall døgnmiddel PM<sub>10</sub> > 50 µg/m<sup>3</sup> reduseres med ca. 2 - 6 døgn
- Årsmiddel PM<sub>10</sub> reduseres med ca. 0,5 – 1,5 µg/m<sup>3</sup>.

I Vedlegg 5.2 er det vist modellert endring av årsmiddel PM<sub>10</sub> ved å endre skiltet hastighet fra 70 km/h til 60 km/h (Denby og Sundvor, 2013). Det er ikke gjort eksponeringsberegning i denne studien, men figuren viser reduksjon i årsmiddel PM<sub>10</sub> på boligadresser. Ut fra figuren har vi lagt til grunn at forbedret luftkvalitet som følge av tiltaket vil komme ca. 1/3 av Oslos befolkning til gode.

Redusert hastighet har flere effekter som gir en kostnad eller gevinst. Vi har tatt med følgende elementer i kostnadsberegningen:

- tapt tid for trafikantene
- entreprenørkostnad for utskifting av skilt
- reduserte antall ulykker
- redusert drivstofforbruk
- reduserte støynivåer
- reduserte NO<sub>x</sub>-utslipp
- reduserte CO<sub>2</sub>-utslipp

I Vedlegg 5.2 er det vist hvordan kostnadene, både positive og negative, for tiltaket er beregnet og satt sammen. Den største kostnadsfaktoren i beregningene er tapt tid for trafikantene. Vi har benyttet tidsverdsettingen fra Statens vegvesens Håndbok 140. Likevel mener vi at det er nyttig å drøfte følsomheten i denne verdsettingen. For hver enkelt trafikant forårsaker dette tiltaket et marginalt tidstap, men når dette multipliseres med et meget stort antall trafikanter så blir det likevel et stort produkt. Ved en hastighetsreduksjon fra 70 km/t til 65 km/t vil en bil som kjører hele Ring 3 (15,6 km) tape ca. 1 minutt.



Verdsetting av tid i Håndbok 140 er basert på betalingsvilje blant trafikanter (Ramjerdi et al. 2010). Samtidig foreligger det nyere forskning som viser at betalingsviljen har en betydelig lavere timekostnad for små tidstap enn for store tidstap (Hjorth og Fosgerau, 2012). Dersom dette skulle legges til grunn, ville kostanden ved tapt tid bli betydelig redusert.

En annen vesentlig usikkerhet som bør trekkes inn er den mulige økte kapasiteten som oppstår ved å kjøre i 65 km/t kontra 70 km/t om vinteren. Det er tendens til at veien slipper gjennom flere biler per minutt ved denne hastigheten, og det vil kunne motvirke kødannelse og tidstap knyttet til kø. Tiltaket kan derfor gi redusert tidstap ved å unngå kø eller forlenge tiden fram til det oppstår kø slik at perioden med kø blir kortere. I Gøteborg er det gjennomført trafikkregulering med ITS for å forebygge kødannelse. Studier viser at ved å redusere hastighetsgrensa så vil det ta lenger tid før trafikkdynamikken kolliderer og at det dannes seg saktegående kø. Reduserte hastighetsgrense fører altså til at kapasiteten på veinettet øker, og følgelig vil også gjennomsnittshastigheten øke. Resultater fra Gøteborg viser at veinettet slipper gjennom ca. 4 % flere kjøretøy ved å redusere hastighetsgrensa med ITS (Vägverket, 2008). Vi har ikke datagrunnlag til å inkludere denne effekten i våre beregninger. Vi kan heller ikke anta at erfaringene fra Gøteborg er direkte overførbare til andre byer. Men dette gir en indikasjon på at tidstapet vi opererer med kan være noe for høyt.

Det kan også tenkes å utvide tiltaket til andre veier i Oslo. Ut i fra lokal kunnskap til veinettet i Oslo anslår vi at tiltaket kan utvides til ytterligere ca. 15 km vei fordelt på E6-nordover, E6-sørøver, samt forlengelse av E18-vestover. Dette vil øke både kostnader og nytte ved tiltaket.

Tiltaket er ikke gjennomført i Bergen og Trondheim tidligere og vi har derfor ikke datagrunnlag fra veier i disse byene. For å vurdere tiltaket i Bergen og Trondheim har vi derfor tatt utgangspunkt i data som er kjent fra Oslo og skalerer tiltaket, ut i fra hva som vil være rimelige lengder på eventuelle veier med tilsvarende hastighetsgrenser og ÅDT i disse byene. Det vil naturligvis være ytterligere usikkerhet i en slik metode, i tillegg til de usikkerheter som allerede er i Oslo-beregningene.

Vi legger til grunn at effekten lokalt ved veiene er tilsvarende det som er beregnet i Oslo:

- Antall døgnmiddel  $PM_{10} > 50 \mu g/m^3$  reduseres med ca. 2 - 6 døgn
- Årsmiddel  $PM_{10}$  reduseres med ca. 0,5 – 1,5  $\mu g/m^3$ .

Omfanget av tiltaket vurderer vi som lavere ettersom vi ikke ser at det er like store veistrekninger hvor dette tiltaket kan passe. Vi anslår at tiltaket vil ha følgende omfang:

- Trondheim: Ca. 15 km og dekke 15 % av befolkningen i Trondheim.
- Bergen: Ca. 10 km og dekke 10 % av befolkningen i Bergen.

Med disse antakelsene vil tiltakene ha en kostnad som følger:

- Trondheim: Ca. 25 ( $\pm 25$  %) millioner
- Bergen: Ca. 17 ( $\pm 25$  %) millioner

### 2.3.2 Tiltak 3 – Redusert andel piggdekk

Det foreligger en sterk sammenheng mellom konsentrasjoner av  $PM_{10}$  og bruk av piggdekk. Ved å redusere bruk av piggdekk vil det produseres mindre  $PM_{10}$ , og følgelig bli lavere konsentrasjoner. Per i dag er det ulik andel piggfrie dekk i de ulike byene. Det er derfor også ulikt potensial for økning av piggfriandelen. I Oslo og Bergen har vi vurdert effekten av å øke andelen piggfrie dekk opp til 90 %, mens i Trondheim er det vurdert tre alternativer: Økning av andel piggfrie dekk opp til henholdsvis 80 %, 85 % og 90 %. Ut i fra lokale meteorologiske forhold anser vi 80 % og 85 % som mest realistisk som tiltak i Trondheim.

En studie gjennomført i 2002 tilsier at det er en ikke-tilfeldig samvariasjon mellom konsentrasjonene av partikler og piggdekkbruk i Oslo. Analysen har vist en gjennomsnittlig reduksjon av ca.  $1 \mu g/m^3$   $PM_{10}$  (døgngjennomsnitt i piggdekkseongen) med 10 % (absolutt) reduksjon i piggdekkandel (Bartonova et al., 2002). Denne studien ble imidlertid utført på en tid da piggdekkandelen i Oslo var langt høyere enn den er i dag, og det er derfor begrenset hvor relevant denne studien er. I rapporten *Modelling non-exhaust emissions of PM10 in Oslo: Impact of traffic parameters and road maintenance activities using the NORTRIP model* (Denby, 2013) modelleres effekten av ulike tiltak mot svevestøv. Her vises det at en endring i 10 prosentpoeng piggdekk gir en effekt på ca.  $2 \mu g/m^3$  som årsmiddel. Mens det tidligere er kommentert at NORTRIP er svært usikker på modellering av støvfjerning, så er modellen godt verifisert i forhold til å modellere effekt av ulike piggdekkandeler. På dette grunnlaget kan vi vurdere effekten av redusert bruk av piggdekk med en stor grad av sikkerhet.

Kostnader for tiltaket utgjøres i hovedsak av økte trafikkuhell. Redusert bruk av piggdekk i de fem største byene har i liten grad har påvirket antall trafikkuhell, men en studie (Elvik og Kaminska, 2011) viser at det kan antas at en endring på 10 prosentpoeng piggdekk vil medføre en endring på 2 % trafikkuhell. Kostnadene per ulykke er vurdert ut fra verdsettingsstudien (Veisten et al., 2010a), antall og alvorlighetsgrad av ulykker er vurdert ut fra uhellsstatistikk i Vegvesenets database. De fleste registrerte trafikkuhell går under kategorien «lettere skader». På dette grunnlag verdsettes et gjennomsnittlig trafikkuhell til NOK 1,51 millioner (regnet som 2013-kroner).

Økt andel piggfrie dekk gir også en samfunnsøkonomisk besparelse ved at det vil føre til at veidekke får økt levetid. Statens vegvesen region øst har rapportert at forventet kostnadsbesparelser i Oslo ved økt andel piggfrie dekk. På bakgrunn av bystørrelser har vi antatt at en besparelse i Bergen og Trondheim er halvparten av besparelsen i Oslo.

Tabell 4 viser forventet kostnad (inkluderer økte trafikkuhell og redusert veidekkeslitasje) og tilhørende forventet reduksjon i  $PM_{10}$ -konsentrasjon dersom piggfriandelen i Oslo, Bergen og Trondheim øker fra 2013-nivå til en gitt målsetning.

Tabell 4: Kostnader og nytte ved å øke andelen piggfrie dekk i norske byer til en gitt målsetning.

| By        | Vurdert målsetning som tiltak | Piggfri-andel 2024 uten tiltak | Kostnad millioner NOK | Potensielt forbedret årsmiddel $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Potensielt reduksjon av antall dager over $50\mu\text{g}/\text{m}^3$ |
|-----------|-------------------------------|--------------------------------|-----------------------|---------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------|
| Bergen    | 90 %                          | 84,7 %                         | - 7,1                 | 0,8 – 1,3                                               | 4 - 6                                                                |
| Oslo      | 90 %                          | 86,0 %                         | - 4,5                 | 0,6 – 1,0                                               | 3 - 5                                                                |
| Trondheim | 80 %                          | 65,0 %                         | - 5,5                 | 2,3 – 3,8                                               | 11 - 18                                                              |
| Trondheim | 85 %                          | 65,0 %                         | - 9,2                 | 3,0 – 5,0                                               | 14 - 24                                                              |
| Trondheim | 90 %                          | 65,0 %                         | - 10,9                | 3,8 – 6,3                                               | 18 - 30                                                              |

#### 2.3.4 Tiltak 4 - Partikkelfilter på anleggsmaskiner

Utslippene fra ikke-veigående maskiner reguleres i stegvise krav ("stage-krav") sammenlignbart med reguleringer for veigående kjøretøy (Euro-kravene), men utslippskravene avhenger av motorstørrelsen. På samme måte som for veigående kjøretøy gjelder avgasskravene bare for nye maskiner, slik at nye, strengere krav først får en stor effekt etter noen år. Fremover forventes utslippet fra ikke-veigående kjøretøy å holde seg stabil. Utslippet fra maskinene som ikke oppfyller stage IIIB-kravene antas å stå for størstedelen av utslippene. Fordi utslippskravene til anleggsmaskiner er mye mindre strenge enn kravene som stilles for veigående kjøretøy, er reduksjonspotensialet ved ettermontering av partikkelfilter større for anleggsmaskiner enn for diesebiler og dieseldrevne tunge kjøretøy. En anleggsmaskin med stage IIIA-krav kan for eksempel slippe ut nesten 9 ganger så mye partikler per time som en dieselbil med Euro 3-krav og 18 ganger så mye som en Euro 4-dieselbil (forutsatt samme motorstørrelse).

Tiltaket er derfor å ettermontere partikkelfilter på bygg- og anleggsmaskiner. Tiltaket er skalert til de ulike byene basert på befolkningstallet. Utdypende informasjon om tiltaket finnes i vedlegg 5.2.

Bruk av partikkelfilter kan føre til at andelen  $\text{NO}_2$  av  $\text{NO}_x$ -utslipp øker. Denne effekten er ikke tatt med i vurderingen vår, både fordi det er vanskelig å kvantifisere effekten og fordi det ikke finnes etablerte verdsettingsfaktorer for  $\text{NO}_2$  (bare for  $\text{NO}_x$ ). AVL Motortestcenter utredet i 2008 på oppdrag fra SFT hvorvidt effekten bør tas hensyn til ved anbefaling av ettermontering av partikkelfilter. Det ble her konkludert med at økningen av  $\text{NO}_2$ -andelen var svært usikker. Integrerte partikkelfiltre i kombinasjon med en oksidasjonskatalysator uten edelmetaller øker imidlertid ikke  $\text{NO}_2$ -utslippene (AVL Motortestcenter, 2008). En nyere studie fra London der reelle utslipp fra ulike biler er målt tyder på at  $\text{NO}_2$ -andelen i eksosen øker fra 10-15 % i Euro 3-bilene til 30 % for Euro 4 og Euro 5-bilene (Carslaw & Rhys-Tyler, 2013). Dette kan tyde på at partikkelfilter på Euro 4 og Euro 5-bilene øker  $\text{NO}_2$ -nivåene, men det er også mulig at andre faktorer i de nyere bilene kan påvirke fordelingen mellom NO og  $\text{NO}_2$  (Hagman, 2013). Vi har ingen informasjon som antyder at effekten vil være ulik på anleggsmaskiner. Før et slikt tiltak settes i gang er det derfor viktig å utrede effekten på  $\text{NO}_2$ -utslippene nærmere.

### 2.3.5 Tiltak 5 og 6 – forsert utskifting av gamle vedovner

Vedfyring fører til utslipp av PM<sub>2,5</sub>. Ovner produsert etter 1998 er såkalt "rentbrennende" med lavere utslipp og bedre virkningsgrad enn eldre ovner. I 2010 var det 1,3 millioner norske husholdninger som fyrte med ved i lukkede vedovner og peiser (Artikkel "Vi brenner stadig mer ved", SSB 2011). Av disse benyttet 600 000 (eller 46 %) ovner med ny teknologi

Det er flere mulige tiltak for å redusere partikkelutslippet knyttet til vedfyring som er utredet av Miljødirektoratet i forbindelse med prosjektet "Forslag til handlingsplan for norske utslipp av kortlevde klimadrivere" (Miljødirektoratet 2013):

- Utskifting av gamle ovner med nye, rentbrennende ovner. En utskifting av gamle med nye ovner vil uansett skje over tid, så tiltaket er en forsert utskifting av gamle ovner.
- Utskifting av gamle ovner med pelletsaminer. Pelletsaminer har en bedre virkningsgrad enn nye ovner og medfører betydelig lavere utslipp, men er dyrere i anskaffelse enn nye ovner.
- Bedre fyringsteknikk og vedlikehold. Tiltaket omfatter opplæring i bedre fyringsteknikk samt systematisk ettersyn og vedlikehold av nye vedovner.
- Overgang fra vedfyring til annen oppvarming (fjernvarme, panelovn etc.). Hvis vedovner i større grad kun benyttes til topplast i særlig kalde perioder, eller ved strømbrydd, vil det redusere utslippene lokalt og regionalt, forutsatt overskudd av norskprodusert vannkraft. Dette vil imidlertid belaste kraftnettet akkurat på tidspunkter med høy total belastning. En slik vurdering er ikke gjennomført i denne studien og tiltaket er derfor ikke vurdert nærmere.

Vi har i dette prosjektet valgt å konsentrere oss om de to tiltakene med størst reduksjonspotensial:

- Forsert utskifting av gamle ovner til nye rentbrennende ovner
- Forsert utskifting av gamle ovner til pelletsovner

Tabell 5I tabell 5 er virkningsgraden og utslippsfaktorer for ulike vedovner vist. Pelletsovnene har det helt klart laveste utslippet, men en overgang fra gamle til nye ovner gir også en utslippsreduksjon på rundt 40 %. Tiltakene er, som nevnt tidligere, utredet i et annet prosjekt og en beskrivelse av forutsetningene finnes i sektornotatet "Vedfyring i husholdninger" (Miljødirektoratet 2013a) som er et vedlegg til "Forslag til handlingsplan for norske utslipp av kortlevde klimadrivere" (Miljødirektoratet 2013).

Tabell 5 - Virkningsgrad og utslippsfaktorer for ulike ovner

| Type ovn   | Virkningsgrad | PM <sub>2,5</sub> -utslipp i g/kg brensel | PM <sub>2,5</sub> utslipp i mg/MJ |
|------------|---------------|-------------------------------------------|-----------------------------------|
| Gammel ovn | 0,5           | 21,3                                      | 1 040                             |
| Ny ovn     | 0,75          | 12,7                                      | 620                               |
| Pelletsovn | 0,9           | 0,59                                      | 35                                |

I tillegg til endringer i partikkelutslippene, reduserer en overgang til nyere ovner også NO<sub>x</sub>-utslippene fordi nye ovner og pelletskaminer har en høyere virkningsgrad. En overgang fra ny til gammel ovn, vil gi et redusert utslipp av NO<sub>x</sub> på 0,13 g per kWh (eller 0,038 tonn/TJ), mens en overgang fra gammel vedovn til pellets gir et redusert utslipp av NO<sub>x</sub> på 0,14 g per kWh avgitt energi (eller 0,042 tonn/TJ). Helsegevinsten fra de reduserte NO<sub>x</sub>-utslippene er ikke inkludert i våre beregninger, men vil redusere tiltakskostnadene knyttet til tiltaket.

#### *Forsert utskifting av gamle ovner til nye rentbrennende ovner*

Tiltaket omfatter utfasing og erstatning av gammel ovnsteknologi med nye vedovner, utover dagens utskiftingstakt og dagens virkemidler. Tiltaket er skalert slik at det vil være igjen rundt 150 000 gamle ovner igjen i 2030, det vil si at 200 000 ovner er faset ut *utover* referansebanen. Tiltaket er så skalert til Oslo, Bergen og Trondheim basert på befolkningstallet i byene. Vi forutsetter at antall vedovner fordeler seg etter folketallet og at sammensetningen av ovnene (fordeling mellom ny og gammel) er lik i hele landet. Siden Oslo kommune allerede har en støtteordning for utskifting av gamle til nye ovner vil deler av tiltaket allerede være gjennomført i Oslo og potensialet i Oslo er derfor justert noe ned for å ta høyde for dette.

Det er lagt inn en kostnad for innkjøp og installasjon av ny ovn og en besparelse på grunn av det lavere vedforbruket (pga. høyere virkningsgrad i nye ovner). Tiltaket gir en god effekt på PM<sub>10</sub>-utslippene og er det klart rimeligste tiltaket som er utredet i dette prosjektet.

#### *Forsert utskifting av gamle ovner med pelletsovner*

Tiltaket omfatter utfasing og erstatning av gamle vedovner med nye pelletskaminer utover dagens utskiftingsgrad slik at det er rundt 150 000 gamle ovner igjen i 2030, dvs. samme antall ovner som i tiltaket over. De samme forutsetningene for tiltaket over gjelder også her, bare at de gamle ovnene blir skiftet ut med pelletskamin.

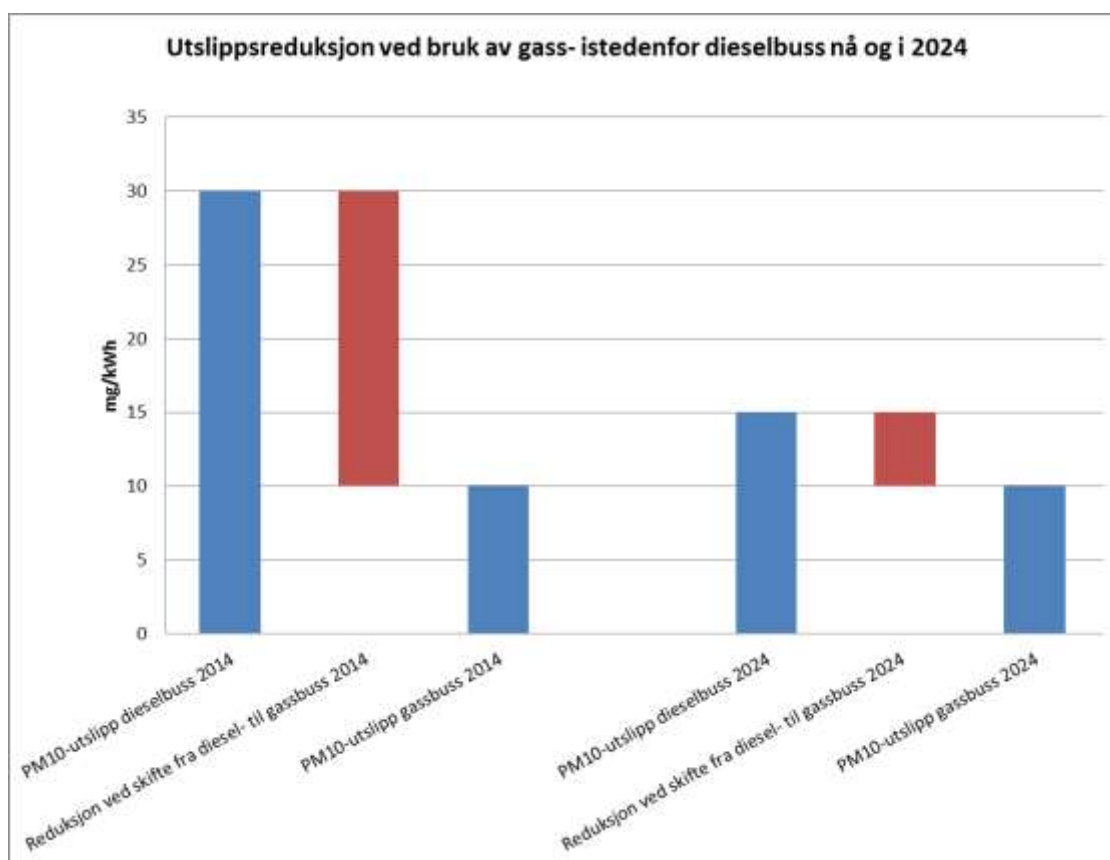
Tiltaket har en større effekt på PM<sub>10</sub>-utslippene enn tiltaket der gamle ovner erstattes med nye ovner, men siden pelletskaminer er dyrere enn nye ovner, er også kostnaden høyere.

### 2.3.6 Tiltak 7 og 8 - Overgang til naturgass eller biogass som drivstoff

Tiltaket anvendelse av biogass som erstatning for diesel er i stor grad basert på rapporten "Underlagsmaterialet til tverrsektoriell biogass-strategi" (Klif, 2013). Potensialet for biogassproduksjonen er anslått til 745 GWh/år fra husdyrgjødsel og 990 GWh/år fra behandling av våtorganisk avfall. Denne gassen kan drive rundt 7 000 busser eller tilsvarende tunge kjøretøy. Vi beskriver her tiltaket for busser, men argumentasjonen kan overføres til andre tunge kjøretøy som benyttes på faste ruter, slik som distribusjonskjøretøy.

Gassdrevne kjøretøy har veldig lave partikkelutslipp, slik at overgangen fra dieseldrevne kjøretøy til kjøretøy med gassmotorer kan redusere partikkelutslippet fra transportsektoren. Hvorvidt gassmotoren benytter naturgass eller biogass vil ikke påvirke utslippene av luftforurensningskomponenter, men påvirke utslippet av CO<sub>2</sub>. Forskjellen i PM<sub>10</sub>-utslippene mellom diesel- og gassbuss reduseres over tid siden strengere avgasskrav fører til lavere utslipp også fra dieselbussene. Utslipsreduksjonen er beregnet basert på at gassbuss kjøpes istedenfor nye dieselbusser, slik at utslipsreduksjonen beregnes i forhold til referanseutslippet fra nye kjøretøy, ikke i forhold til eksisterende kjøretøypark. Utslipsreduksjonen blir da:

(partikkelutslipp fra dieselbussen som ellers hadde blitt benyttet) - (partikkelutslipp fra gassbussene)

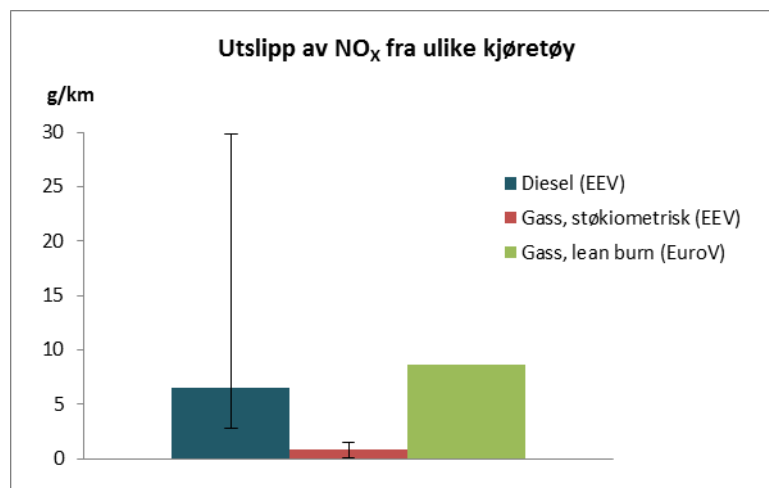


Figur 12 - Utslipsreduksjonen ved overgang fra diesel- til gassbuss i 2014 og 2024. Utslipsreduksjonen er betydelig lavere i 2024 enn i 2014 fordi dieselbussene forutsettes å ha lave utslipp innen da.

Partikkelutslippet fra dieselbusser (referanseutslippet) er forutsatt å ligge på 30 mg/kWh i 2014 og 15 mg/kWh i 2024, med en lineær nedgang i årene imellom på grunn av innfasing av EuroVI-busser. Gassbussene antas å ha et partikkelutslipp på 10 mg/kWh i hele perioden. Figur 12 viser utslippsreduksjonen når det benyttes en ny gassbuss istedenfor en ny dieselbuss i 2014 og i 2024. Legg merke til at utslippsreduksjonen er mye høyere i 2014 enn i 2024. Andre forutsetninger for tiltaket er beskrevet i "Underlagsmaterialet til tverrsektoriell biogass-strategi" (Klif, 2013) i vedlegg 2a).

Fordi nye dieselbussene over tid får lavere utslipp, slik at utslippsreduksjonen ved overgang til gassbuss blir mindre, har dette tiltaket en relativ høy kostnad i 2024. Det er derimot et godt tiltak for å redusere partikkelkonsentrasjonene nå. Tiltaket ser heller ikke på en utskifting av *gamle* dieselbusser (Euro III eller IV) med gassbusser. Her vil effekten være betydelig høyere enn det som er utredet i dette prosjektet.

Gassbusser kan i tillegg ha et lavere NO<sub>x</sub>-utslipp enn dieselbusser. Det er dog forskjeller mellom de ulike gasskjøretøyene. Motorer som kjører med en "lean" blanding, det vil si lite drivstoff i forhold til mengde luft i motoren, vil kunne ha utslipp på nivå med dieselkjøretøy. Motorer som bruker støkiometrisk blanding (det vil si like mye luft som drivstoff) har derimot mye lavere utslipp av NO<sub>x</sub> enn dieselkjøretøy, se Figur 13 under.



Figur 13 - NO<sub>x</sub>-utslipp fra diesel og gasskjøretøy. Standardavvikene viser verdier fra ulike kjøresyklus ved testing. EEV er en emisjonsklasse (Enhanced Environmentally Friendly Vehicle) som ligger mellom Euro5 og Euro6-kravene. Kilde: Nylund og Koponen (2012).



## 2.4 Helseeffekter av luftforurensning og verdsetting av redusert eksponering

### 2.4.1 Helseeffekter av luftforurensning

Luftforurensning blir av Verdens helseorganisasjon (WHO) vurdert som en av de viktigste risikofaktorene med hensyn til for tidlig død og uønskede helseeffekter i verden. Disse effektene synes å inntre ved lave konsentrasjoner, og er derfor relevante i forhold til norske byer og tettsteder. Luftforurensning utløser og forverrer sykdommer, først og fremst i luftveiene og hjerte-karsystemet. Det er imidlertid også stadig sterkere holdepunkter for at luftforurensning kan påvirke nervesystemet og sykdommer som diabetes. Det er særlig personer med luftveissykdommer (astma, KOLS) og hjerte-karlidelser som er spesielt følsomme for helseeffekter av luftforurensning. I tillegg synes fedme og lav sosioøkonomisk status å kunne disponere for de uønskede helseeffektene.

Kortvarig eksponering for luftforurensning kan føre til forverring av en eksisterende sykdom, mens langvarig eksponering synes også å bidra til utvikling av sykdom. Den eksisterende kunnskapen tilsier at flere luftforurensningskomponenter kan føre til disse helseeffektene. Spesielt viktig er eksponering for ulike fraksjoner av svevestøv, enten det kommer fra trafikk eller andre kilder. Også eksponering for NO<sub>2</sub> synes å bidra til helseeffekter, men i befolkningsstudier kan det være vanskelig skille disse effektene fra effekter av svevestøv (Luftkvalitetskriterier – Virkninger av luftforurensning på helse (FHI rapport 2013:9)).

Mange luftforurensningskomponenter utløser de samme helseeffektene, og virker trolig sammen. Siden befolkningen utsettes for en rekke forskjellige komponenter samtidig, vil helseeffektene som observeres være et resultat av den samlede eksponering for luftforurensning. Dette kan være noe av grunnen til at helseeffekter observeres ved lavere nivåer i befolkningsstudier enn i mange eksperimentelle studier. Det er imidlertid lite kunnskap om interaksjonene og mekanismene for slik samvirke, spesielt ved lave konsentrasjoner.

Det foreligger noen studier der luftforurensningsnivåene ble redusert og der forekomsten av helseeffekter ble undersøkt før og etter endringen. Resultatene tyder på at når nivåer av luftforurensninger reduseres blir også helseeffekter av luftforurensninger lavere. Dette styrker kunnskapen om betydningen av luftforurensninger og helse.

### 2.4.2 Verdsetting av redusert eksponering for partikler

I mange land er det et behov for å kunne beregne den helsemessige betydningen av luftforurensninger i forhold til andre faktorer som påvirker helse. WHO's «Global Burden of Disease» prosjektet (2000-2011) munnet ut i publikasjonen av Lim et al. (2012), som rangerer en rekke risikofaktorer med hensyn til effekt på sykdom og død ut fra en beregning av tap av funksjonsjusterte leveår (DALYs, Disability Adjusted Life Years lost). Innendørs og utendørs luftforurensning var blant de 10 viktigste risikofaktorene sett samlet for 187 land.

I dette prosjektet har Folkehelseinstituttet (FHI) beregnet DALYs i en tenkt populasjon på 100 000 personer som får endret sin PM<sub>2,5</sub>-eksponering med 5 µg/m<sup>3</sup>. Helsedirektoratet og Miljødirektoratet har videre utført en vurdering av helseeffekter forbundet med eksponering for grovfraksjonen av PM<sub>10</sub> opp i mot PM<sub>2,5</sub>. Det er mye usikkerhet rundt helseeffektene forbundet med eksponering for grovfraksjonen, men det er ikke grunnlag til å anta lavere risikoestimer for grovfraksjonen enn for PM<sub>2,5</sub>. DALY-beregningene for PM<sub>2,5</sub> vil derfor også være gjeldende for PM<sub>10</sub>.

### Metode og grunnlag

Det er beregnet estimater på vunne liv og *vunne leveår* som følge av et tenkt tiltak som reduserer PM<sub>2,5</sub>-nivået. Det er benyttet risikoestimatet relativ risiko (RR)= 1,06 (75 % KI 1,01-1-12) per 10 µg/m<sup>3</sup> økning i PM<sub>2,5</sub> (Burnett et al., in press, COMEAP, 2012; Pope et al., 2002). For å beregne vunne leveår har vi tatt utgangspunkt i antall dødsfall i de ulike aldersgrupper og multiplisert med antall tapte gjenlevende leveår. Det er benyttet tall fra 2011 fra Dødsårsaksregisteret (Statistikkbanken, SSB) fordelt på aldersgrupper og kjønn. Totalt antall dødsfall minus voldsom død er lagt til grunn for beregningene.

Siden det verken finnes risikoestimer for *sykelighet*, eller en fullstendig oversikt over sykdommer har det ikke vært mulig å kvantifisere effekten på sykelighet i dette prosjektet. Et regneeksempel for nye tilfeller av hjerteinfarkt er vist i vedlegg 5.3.

For å beregne effekt på *plagethet* som følge av luftforurensning er det benyttet plagegradskurvene for PM<sub>2,5</sub> utarbeidet av Transportøkonomisk institutt (TØI), hvor andelen «meget plaget» er lagt til grunn. For å beregne vunne friske leveår som følge av reduksjon i plagethet, må plagethet tillegges en alvorlighetsvekt. Det foreligger ikke en allment brukt alvorlighetsvekt for sterk plage på grunn av luftforurensning. Derfor har vi benyttet samme alvorlighetsvekt som for sterk plage på grunn av trafikkstøy, dvs. en alvorlighetsvekt på 0,02 som benyttet av WHO (WHO, 2011) og i Folkehelseinstituttets beregninger av tapte friske leveår som følge av veitrafikkstøy (FHI, 2012).

### Resultater

Dødelighet/vunne leveår: På bakgrunn av risikoestimatet for sammenhengen mellom PM<sub>2,5</sub> og dødelighet, er det beregnet antall tapte liv som kan tilskrives PM<sub>2,5</sub>. Andelen tapte liv ved en økning i PM<sub>2,5</sub> anses da som antall vunne liv ved tilsvarende reduksjon i PM<sub>2,5</sub> konsentrasjonen. En lineær sammenheng mellom eksponering og helseutfall er antatt i beregningene, og forutsatt gyldig for de eksponeringsnivåene som er benyttet her.

For en gitt relativ risiko (RR) beregnes andel av en sykdom eller død som kan tilskrives eksponeringen (Attributable fraction, AF) ved følgende formel:

$$AF = (RR-1)/RR$$

Ved å benytte risikoestimatet på RR = 1,06 per 10 µg/m<sup>3</sup> økning i PM<sub>2,5</sub> får vi da at

$$AF = (1,06-1)/1,06 = 0,057 = 5,7 \%$$

Det vil si at beregnet andel døde som kan tilskrives en 10 µg/m<sup>3</sup> økning i PM<sub>2,5</sub> er 5,7 %. Ved en 5 µg/m<sup>3</sup> økning i PM<sub>2,5</sub> er tilskrivbar risiko på 2,85 %.

Tall fra SSB viser at det var totalt 41 304 dødsfall i 2011, hvorav 2607 på grunn av ulykker, drap og annen type «voldsom død». Antall dødsfall lagt til grunn i beregningene er derfor 38 697. Med en totalbefolkning i Norge i 2011 på 4 920 305 (SSB, statistikkbanken) vil antall dødsfall minus voldsom død være 786 per 100 000.

Ut i fra dette beregnes at i en populasjon på 100 000 personer vil en reduksjon på  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i  $\text{PM}_{2,5}$  føre til en reduksjon i total effekt på dødelighet på 45 liv (75 % KI 8-84). Gitt en lineær sammenheng mellom  $\text{PM}_{2,5}$ -eksponering og risiko for dødelighet vil en reduksjon på  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i  $\text{PM}_{2,5}$  føre til en reduksjon i total effekt på dødelighet på 23 liv (75 % KI 4-42).

Når vi beregner for separate aldersgrupper ser vi at majoriteten av vunne liv vil forekomme i aldersgruppen > 50 år:

- Aldersgruppen 0-20 år: Antall vunne liv ved reduksjon på  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i  $\text{PM}_{2,5}$  er estimert til 0-1 per 100 000.
- Aldersgruppen 21-50 år: Antall vunne liv ved reduksjon på  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i  $\text{PM}_{2,5}$  er estimert til 1 per 100 000.
- Aldersgruppen 50 år og oppover: Antall vunne liv ved reduksjon på  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i  $\text{PM}_{2,5}$  er estimert til 21 per 100 000.

For å beregne vunne leveår er det benyttet samme tall på dødsfall som ovenfor, men fordelt på alder ved død og kjønn og multiplisert med antall tapte gjenlevende leveår. I 2011 var forventet levealder for kvinner 83,5 år og for menn 79,0 år ([www.fhi.no](http://www.fhi.no): fakta om helsestatistikk og levealder).

Antall vunne leveår ved en reduksjon på  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i  $\text{PM}_{2,5}$  er estimert til 277 (75 % KI: 49-520) per 100 000 innbyggere.

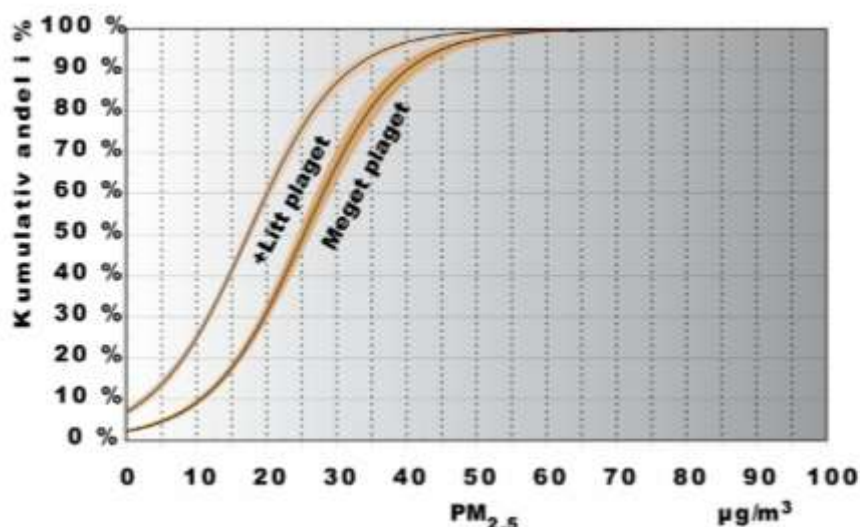
Antall vunne leveår ved en reduksjon på  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i  $\text{PM}_{2,5}$  er estimert til 139 (75 % KI: 24-260) per 100 000 innbyggere.

### Plagethet

Fra plagegradskurvene for  $\text{PM}_{2,5}$  (Figur 14) fremkommer at ved  $15 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{2,5}$  er ca. 18 % av befolkningen meget plaget og ved  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{2,5}$  er ca. 10 % meget plaget. Om lag 5 % er meget plaget ved en eksponering på  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{2,5}$ . Ved reduksjon av  $\text{PM}_{2,5}$  fra 15 til  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  reduseres derfor antall meget plagede med 8 000 per 100 000.

Siden det her ikke synes som lineære sammenhenger, kan vi ikke oppgi en generell reduksjon i plage per  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  reduksjon i  $\text{PM}_{2,5}$ , da denne vil variere avhengig av utgangskonsentrasjonen. Ved en reduksjon av  $\text{PM}_{2,5}$  fra 10 til  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  reduseres antall meget plagede med 5 000 per 100 000.

Det er antatt samme plage i alle aldersgrupper. Estimatenes er derfor ikke fordelt på ulike aldersgrupper.



Figur 14 - Eksponerings-responskurver for PM<sub>2,5</sub>. Andelen av befolkningen som plages ved ulike nivåer av PM<sub>2,5</sub> (Transportøkonomisk institutts miljødatabase).

For å beregne vunne friske leveår på grunn av unngått sterk plage som følge av luftforurensning er det tatt utgangspunkt i beregningene ovenfor. I tillegg trengs en alvorlighetsvekt for plage. Antall meget plagede multipliseres med alvorlighetsvekten på 0,02 for å komme frem til vunne friske leveår som følge av redusert plage. Beregningene viser at antall vunne friske leveår på grunn av unngått sterk plage ved en reduksjon fra 15 til 10 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>2,5</sub> er 160 per 100 000 innbyggere. Antall vunne friske leveår på grunn av unngått sterk plage ved en reduksjon fra 10 til 5 µg/m<sup>3</sup> PM<sub>2,5</sub> er 100 per 100 000 innbyggere.

### Forutsetninger og svakheter

Vi vil presisere at dette er en grov tilnærming og at det er betydelig usikkerhet. Det er benyttet samme risikoestimat (RR= 1,06; 75 % KI 1,01-1-12) for hele befolkningen. Dette forutsetter at denne er gyldig for alle aldersgrupper, samt at sammensetningen av PM<sub>2,5</sub> for befolkningen man beregner på, er den samme som for befolkningen estimatene er beregnet for. I mangel på definerte alvorlighetsvekter for "meget plaget av luftforurensning" er det benyttet samme alvorlighetsvekt som tidligere er benyttet for sterk støyplage fra trafikk, på 0,02 (WHO, 2011; FHI, 2013). Andre plager og lidelser som er gitt tilsvarende alvorlighetsvekter (Lopez m.fl., 2006) kan nevnes for sammenlignings skyld: for eksempel kan vi nevne at episoder med mellomørebetennelse er gitt alvorlighetsvekt 0,023 og øvre luftveisinfeksjon (pharyngitt (halsbetennelse)) er gitt en alvorlighetsvekt på 0,07. Videre er episoder med korsryggssmerter som gir funksjonsbegrensninger gitt alvorlighetsvekten 0,061.

En forenkling som legges i beregningene er at langtidseffektene «behandles» som om det er mer umiddelbare effekter. Det er dette som legges til grunn når man beregner vunne liv og vunne leveår ved en reduksjon i PM<sub>2,5</sub> nivåene for et år. Dette er åpenbart usikkert og må ses på som en grov tilnærming. Det tar trolig flere år før man kan se effektene av reduksjon i PM<sub>2,5</sub> på dødelighet.

### Oppsummering

I en gitt populasjon på 100 000 personer vil en reduksjon på  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i  $\text{PM}_{2,5}$  føre til en reduksjon i total effekt på dødelighet på 45 liv (75 % KI 8-84). Gitt en lineær sammenheng mellom  $\text{PM}_{2,5}$ -eksponering og risiko for dødelighet vil en reduksjon på  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i  $\text{PM}_{2,5}$  føre til en reduksjon i total effekt på dødelighet på 23 liv (75 % KI 4-42). Når vi beregner for separate aldersgrupper ser vi at majoriteten av *vunne liv* vil forekomme i aldersgruppen  $> 50$  år.

Antall *vunne leveår* ved en reduksjon på  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i  $\text{PM}_{2,5}$  er estimert til 139 (75 % KI: 24-260) per 100 000 innbyggere.

Det er gjort kun et regneeksempel for sykelighet, da de mest konsistente funn er gjort på total dødelighet (minus voldsom død). Sykelighet er derfor ikke inkludert i DALY-beregningen.

Ved reduksjon av  $\text{PM}_{2,5}$  fra 15 til  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$  reduseres antall meget plagede med 8 000 per 100 000. Siden det her ikke synes som lineære sammenhenger, kan vi ikke oppgi en generell reduksjon i plage per  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  reduksjon i  $\text{PM}_{2,5}$ , da denne vil variere avhengig av utgangskonsentrasjonen. Ved en reduksjon av  $\text{PM}_{2,5}$  fra 10 til  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$  reduseres antall meget plagede med 5 000 per 100 000. Videre viser beregningene at antall *vunne friske leveår* på grunn av unngått sterk plage ved en reduksjon fra 15 til  $10 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{2,5}$  er 160 per 100 000 innbyggere. Antall *vunne friske leveår* på grunn av unngått sterk plage ved en reduksjon fra 10 til  $5 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{2,5}$  er 100 per 100 000 innbyggere.

For å kunne tilpasse resultatene fra DALY-beregningene i den samfunnsøkonomiske analysen har Miljødirektoratet og Helsedirektoratet videre antatt at en reduksjon på  $1 \mu\text{g}$   $\text{PM}_{2,5}$  er tilnærmet lik 1/5 av en reduksjon på  $5 \mu\text{g}$   $\text{PM}_{2,5}$  innenfor intervallene vi ser på i denne analysen. Dette i kombinasjon med antagelsen om at  $\text{PM}_{10}$  gir samme risiko som  $\text{PM}_{2,5}$  gir **en gjennomsnittlig økning på 54 DALYs ved en reduksjon av PM-konsentrasjonen med  $1 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i en populasjon på 100 000.**

Siden sykelighet ikke er inkludert i disse beregningene, er denne DALY-verdien en underestimert av effekten av en redusert eksponering for partikler.

Hvert leveår er verdsatt til 500 000 kr i henhold til "Økonomisk evaluering av helsetiltak – en veileder" (Helsedirektoratet, 2012).

## 2.5 Nytte-kostnad analyse

### 2.5.1 Metode

For å kunne vurdere hvilke grenseverdier som vil være mest hensiktsmessige å sette har vi gjennomført en samfunnsøkonomisk lønnsomhetsanalyse. Analysens målår er 2024, som vil si at vi vurderer kostnader og nytteeffekter for dette året.

Utgangspunktet for analysen er referansebanen som er presentert i kapittel 2.2. Denne representerer referansesituasjonen, det vil si, konsentrasjonene som forventes å bli målt i 2024 hvis ingen tiltak gjennomføres. Neste steg i analysen er deretter å identifisere hvilke tiltak som er samfunnsøkonomisk lønnsomme i de ulike byene. For hvert tiltak har vi beregnet:

- Årlige samfunnsøkonomiske kostnader i millioner kroner
- Reduksjon av PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub> i µg/m<sup>3</sup>
- Antall friske leveår hvert tiltak sparer
- Samlet verdi av sparte friske leveår for hvert tiltak, hvor hvert friskt leveår er verdsatt til 500 000 kroner.

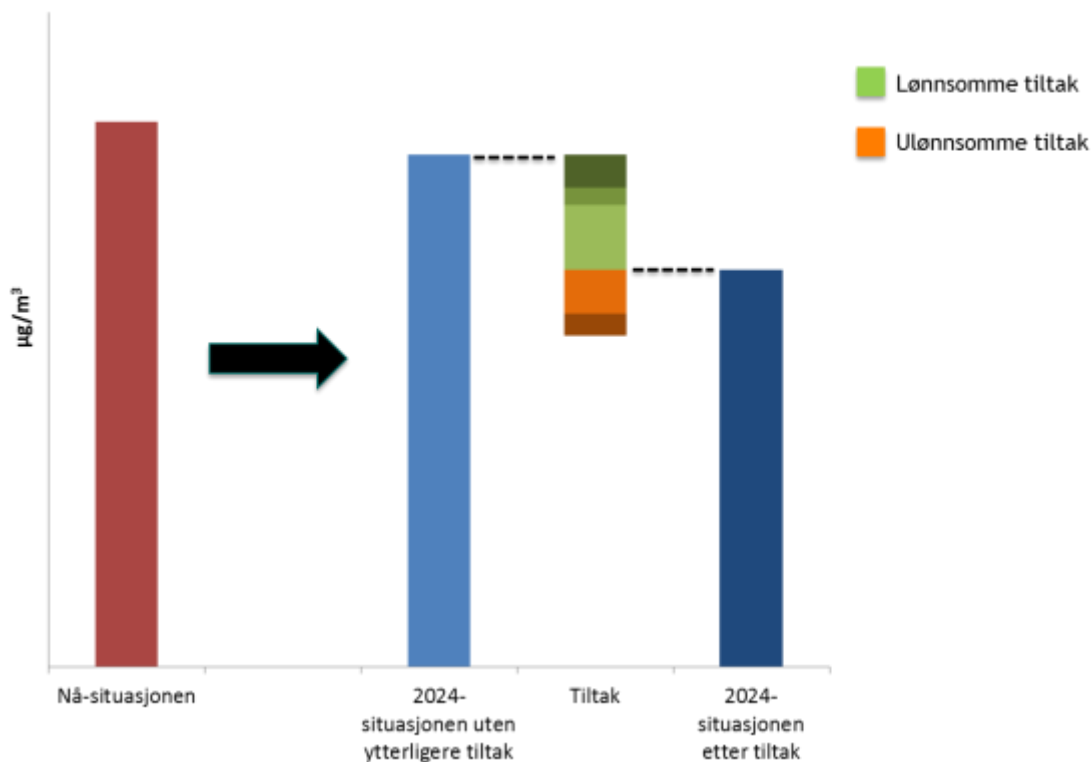
Årlige samfunnsøkonomiske kostnader inkluderer også kostnader som tapt tid, økte antall trafikkuhell og andre eksternaliteter. Disse er verdsatt i henhold til Statens vegvesens håndbok140 og finansdepartementets veileder for samfunnsøkonomiske analyser. Kostnader og effektberegning for tiltakene er nærmere beskrevet i kapittel 2.3.

Ved hjelp av denne fremgangsmåten har vi tallfestet nytteeffekter og kostnader i kroner, og kan beregne netto nytte for samfunnet gitt som:

$$\text{nettonytte} = \text{verdsatte nytteeffekter} - \text{samfunnsøkonomiske kostnader}$$

Positiv netto nytte indikerer at tiltaket er lønnsomt for samfunnet å gjennomføre.

Etter at lønnsomheten er beregnet kan tiltakene rangeres etter hvorvidt de bør eller ikke bør gjennomføres. Deretter summeres de potensielle reduksjonene i konsentrasjoner som kan oppnås ved å gjennomføre alle de lønnsomme tiltakene. Ved å forutsette at alle lønnsomme tiltak bør gjennomføres har vi kommet frem til en ny konsentrasjon i hver by, som både er oppnåelig og ønskelig å nå i 2024. Figur 15 illustrerer denne tilnærmingen.



Figur 15: Illustrasjon av metoden for utvelgelse av tiltak og potensiale for reduksjon i PM-konsentrasjonene. Lønnsomme tiltak er indikert med grønn farge og ulønnsomme med oransje.

Det er knyttet betydelig usikkerhet både til bakgrunnstall og metodene som er benyttet til beregning av referansebaner og tiltak. For å synliggjøre dette har vi gjort en usikkerhetsbetraktning for hver enkelt by:

- Verste tilfelle: maksimale kostnader, minimalt reduksjonspotensial og høy referansebane
- Beste tilfelle: minimale kostnader, maksimalt reduksjonspotensial og lav referansebane

Denne vurderingen er gjennomført både for referansebanen til den verste stasjonen og referansebanen til gjennomsnittet av de veinære stasjonene i de tre byene. Dette betyr at hver by totalt sett får seks ulike utfall som alle er med i vurderingen bak anbefalingene for de nye grenseverdiene.

I tillegg til variasjon i kostnad og effekt har vi identifisert tre parametere som innehar spesielt mye usikkerhet. Det er derfor gjennomført sensitivitetstesting på referansebanen og tiltakene for disse parametrene:

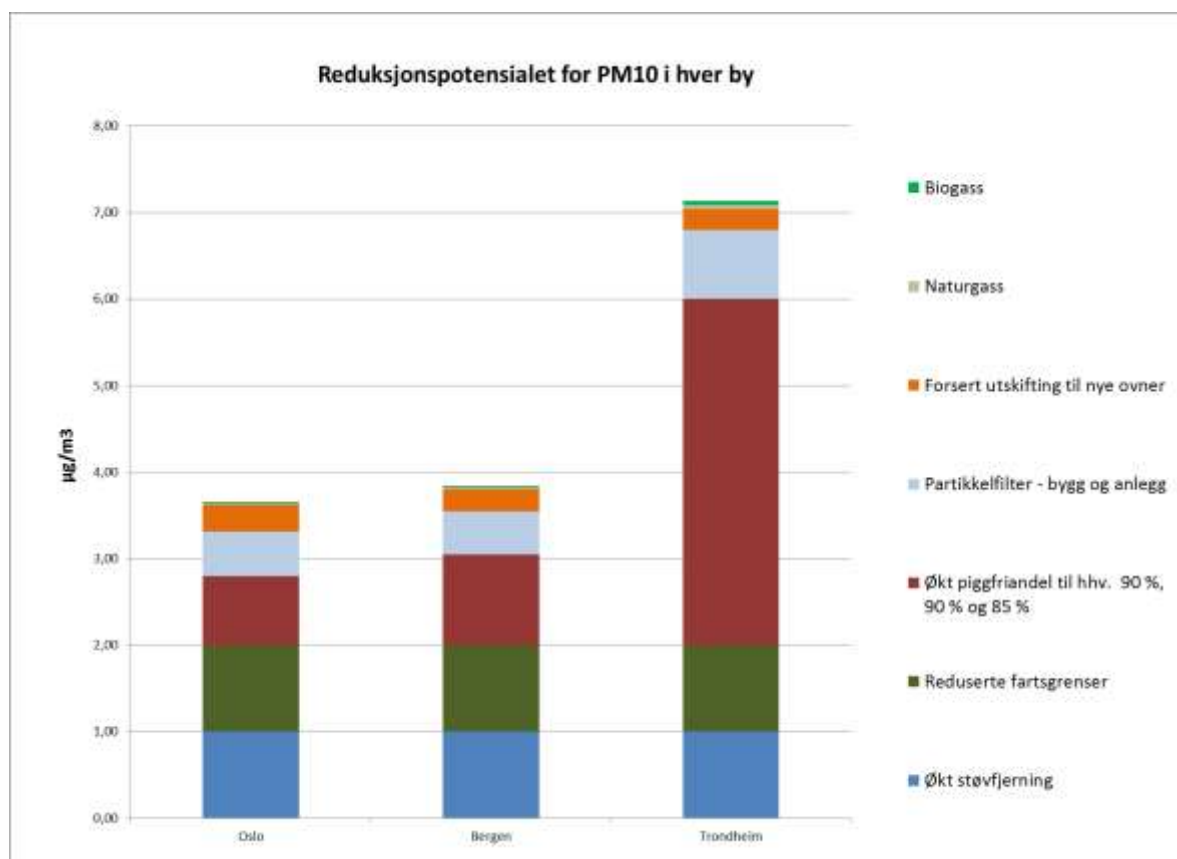
- Antall sparte friske leveår
- Meteorologiske variasjoner
- Kildefordelingen i Trondheim

Den totale usikkerheten indikeres med usikkerhetsintervaller i figurene under (se eksempelvis ).

### 2.5.2 Resultater PM<sub>10</sub>

Det er flere egenskaper enn bare lønnsomhet som vil påvirke hvor aktuelt det er å gjennomføre et bestemt tiltak. Ett element som ofte er sentralt er hvor stort reduksjonspotensialet er. Som man kan se fra Figur 16 er det stor variasjon i størrelsen til tiltakene, også på tvers av byene. Økt piggfriandel utmerker seg spesielt i dette henseende. Til tross for at piggfriandelen kun økes til 85 % i Trondheim (90 % i de andre byene) er reduksjonspotensialet 4 ganger så stort som i Bergen og Oslo. Årsaken til dette er at piggfriandelen i Trondheim er forventet å være konstant eller fallende fra 65 % i 2013, hvis ingen virkemidler iverksettes for å snu denne trenden. I analysen er det lagt til grunn at piggfriandelen holder på 2013-nivå frem til 2024, noe som indikerer at reduksjonspotensialet faktisk kan være noe underestimert i Trondheim.

Ved å ta utgangspunkt kun i reduksjonspotensialer er det tydelig at tiltakene med gassbusser gir liten effekt. Årsaken til dette er som nevnt tidligere at utskiftingen av bussene ikke er forsert og dieselbussene er forventet å slippe ut svært lite partikler i 2024. Det vil si at overgang fra dieselbuss til gassbusser vil gi liten effekt i 2024 sammenliknet med effekten dette tiltaket ville hatt i dag, spesielt hvis det forutsettes forsert utskifting av bussene.



Figur 16: Reduksjonspotensiale til tiltakene som er utredet for hver enkelt by. Merk at tiltaket «reduserte fartsgrenser» har begrenset influensområde og ulikt influensområde i de ulike byene. Eksempelvis vil det være små distanser i Bergen hvor dette tiltaket er aktuelt, slik at tiltaket bare vil forbedre luftkvaliteten i et begrenset område.

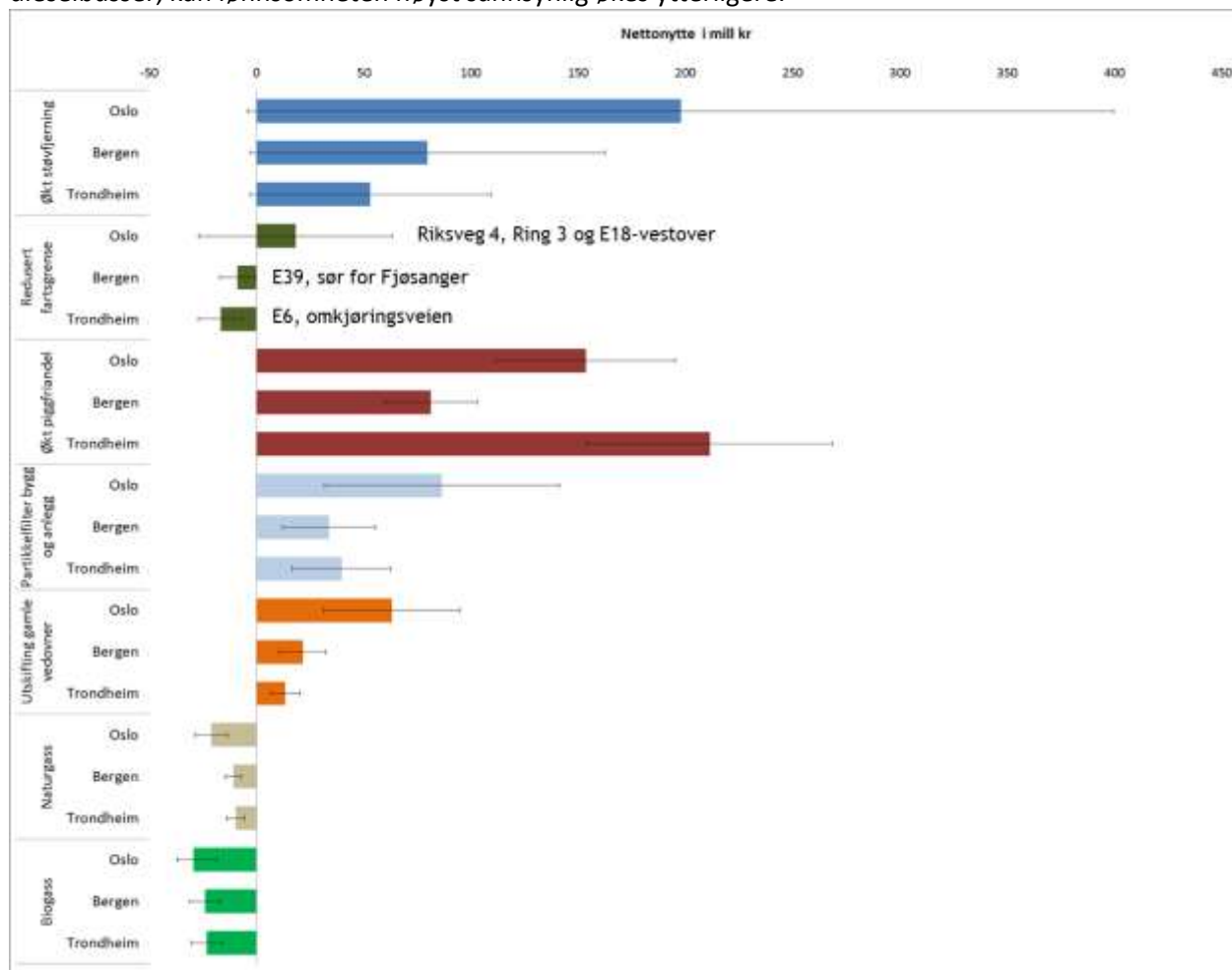
Beregnet lønnsomhet av tiltakene er vist i Figur 17. Generelt er lønnsomheten til de utredede tiltakene overførbare i mellom byene, det vil si at tiltak som er lønnsomme i en by også er lønnsomme i de andre byene. Det eneste unntaket hvor lønnsomheten varierer mellom byene er



tiltak 2 *reduserte fartsgrenser*. I Oslo kommer dette ut som et lønnsomt tiltak, i Bergen er det et marginalt ulønnsomt tiltak, mens det er mest ulønnsomt Trondheim. Hovedårsaken til dette er at veiene som er benyttet i tiltaksutredningen i Bergen og Trondheim er lengre unna sentrum, så en mindre andel av befolkningen vil bli påvirket av tiltaket, og nytteeffekten blir derfor liten. Dersom man hadde utredet andre strekninger i Bergen og Trondheim er det mulig at tiltaket hadde vært samfunnsøkonomisk lønnsomt.

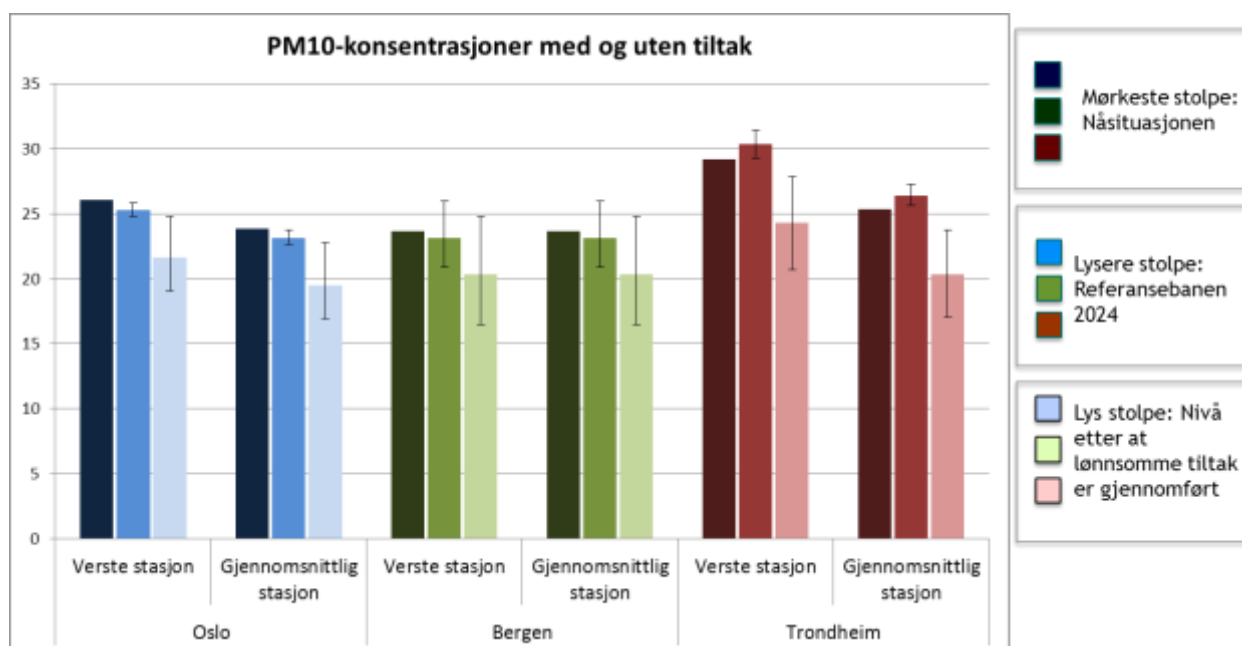
Tiltakene *økt piggfriandel, partikkelfilter bygg og anlegg og forsert utskifting av gamle vedovner* er alle klart lønnsomme tiltak. *Bedret støvfjerning* har en høy lønnsomhet i base case, men usikkerheten er svært stor. Det er dermed en viss fare for at dette tiltaket kan være ulønnsomt, men da må effekten på årsmiddelkonsentrasjonen være tilnærmet lik null.

*Naturgass anvendt i busser og Biogass anvendt i busser* viser seg å være ulønnsomme tiltak i alle tre byene. Årsaken til dette er blant annet at dieselbusser er forventet å gi betydelig mindre utslipp over tid, og innen 2024 vil ikke forskjellen mellom partikkelutslipp fra en ny dieselbuss og en ny gassbuss være spesielt stor (se Figur 12). Effekten av tiltaket i 2024 blir dermed svært liten, noe som også påvirker lønnsomheten i stor grad. Det bør derfor påpekes at lønnsomheten til disse tiltakene er betydelig høyere på kort sikt (1-5 år). Hvis man i tillegg hadde forutsatt en forsert utskifting av gamle dieselbusser, kan lønnsomheten høyst sannsynlig økes ytterligere.



Figur 17: Tiltaksoversikt for de tre byene. Positive verdier indikerer at tiltakene er lønnsomme. Usikkerheten er indikert ved de sorte "usikkerhetsstolpene". Merk at størrelsen på stolpen ikke viser omfang av utslippsreduksjon men nettonytte for samfunnet.

Det siste steget i analysen er å kombinere reduksjonspotensialene til de lønnsomme tiltakene, for å gi en indikasjon på hvilket konsentrasjonsnivå det vil være ønskelig å nå i 2024. Det bør her nevnes at siden det er en god del usikkerhet både i referansebanen og i tiltakene blir usikkerheten desto større når disse kombineres. Figur 18 illustrerer nåsituasjonen (mørkeste stolper) 2024-situasjonen uten noen tiltak (lysere stolper) og med alle lønnsomme tiltak (lyseste stolper). I tillegg er det lagt inn usikkerhetsintervaller i figuren.



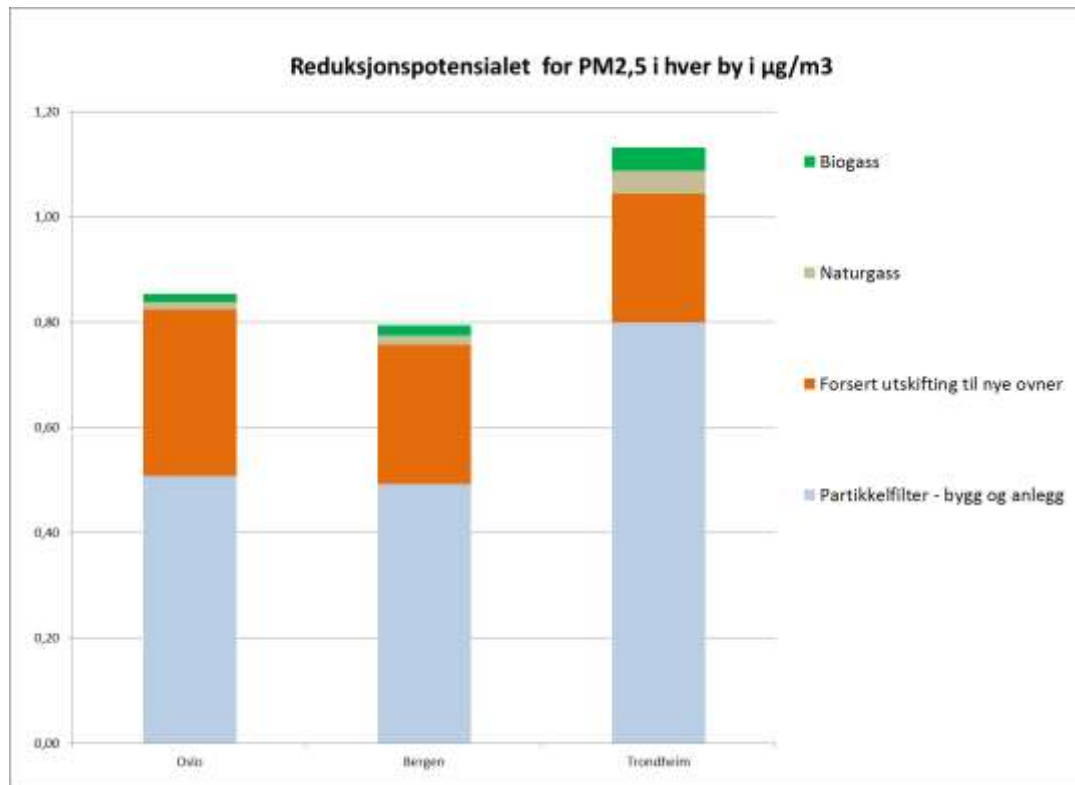
Figur 18: PM10-konsentrasjoner for verste og gjennomsnittlige veinære målestasjon i 2024, med og uten tiltak. Nåsituasjonen er de mørkeste stolpene, referansebanen for 2024 (uten tiltak) er de lysere stolpene, mens de lyseste stolpene viser nivået hvis alle lønnsomme tiltak gjennomføres.

Figur 18 gir en god indikasjon på hvilke grenseverdier det kan være aktuelt å sette i 2024. Ved å sette grenseverdien til  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  ser man at det ikke vil være nødvendig å iverksette tiltak andre steder enn ved verste stasjon i Trondheim (Elgeseter). En mer ambisiøs grenseverdi vil være  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , men det er likevel ikke forventet at mange tiltak vil utløses ved denne verdien. Fra figuren ser man at Trondheim må gjøre tiltak både for verste stasjon og generelt, mens Oslo må gjennomføre noe ved verste stasjon ved en grenseverdi på  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . For å sikre at en del av de lønnsomme tiltakene utløses i alle byene, må man faktisk sette grenseverdien så lavt som  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Ved denne verdien er alle byene nødt til å gjennomføre noen tiltak, mens det må iverksettes kraftigere tiltak på Elgeseter enn de tiltakene som er utredet her. Man kan tenke seg en ytterligere reduksjon ned til  $20 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , men da vil det være betydelig risiko for at det ikke vil være praktisk mulig å overholde grenseverdien.

### 2.5.3 Resultater $\text{PM}_{2,5}$

Det er ikke utredet egne tiltak for  $\text{PM}_{2,5}$  utover de tiltakene som allerede er beskrevet. Tiltakene som vil ha en effekt på  $\text{PM}_{2,5}$  er: Ettermontering av partikkelfilter på bygg- og anleggsmaskiner, forsert utskifting av gamle vedovner med overgang til rentbrennende ovner eller pelletskaminer og bruk av naturgass eller biogass istedenfor diesel som drivstoff for busser og andre tyngre kjøretøy.

Tiltakene som påvirker PM<sub>2,5</sub>-nivåene er små sammenliknet med en del av PM<sub>10</sub>-tiltakene. De to største tiltakene er partikkelfilter på bygg- og anleggsmaskiner samt forsert utskifting av gamle vedovner. Samlet potensiale for de utredede tiltakene vises i Figur 19.

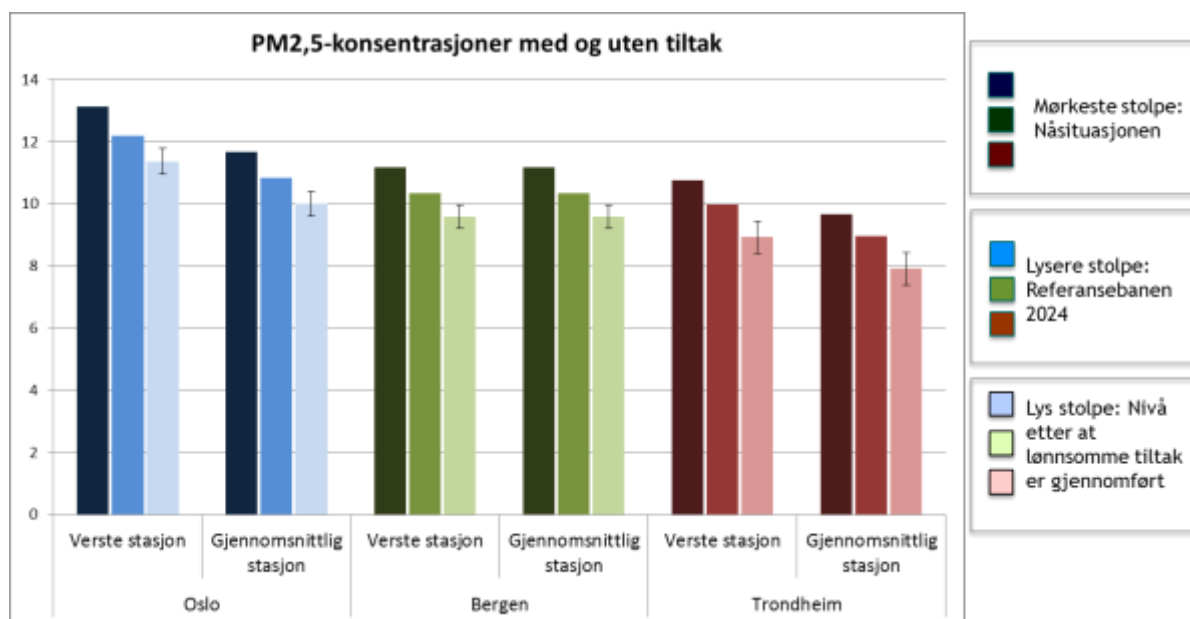


Figur 19: Samlet reduksjonspotensiale fra de utredede tiltakene i de tre byene.

Det er ikke gjennomført like grundige analyser av referansebane og tiltak for PM<sub>2,5</sub> som for PM<sub>10</sub>. Det er blant annet ikke gjennomført sensitivitetsanalyser på referansebanen slik som det ble gjort for PM<sub>10</sub>. Usikkerhetsintervallene i Figur 20 er derfor små sammenlignet med usikkerhetsintervallene som presenteres for PM<sub>10</sub> i Figur 18, uten at dette betyr at usikkerheten er lavere i praksis.

Basert på de analysene som har blitt gjennomført kan man likevel konkludere med at nivåene av PM<sub>2,5</sub> i 2024 er forventet å være lave, både med og uten gjennomføring av tiltak. I og med at reduksjonspotensialet er såpass lavt for de utredede tiltakene, er det lite som skiller situasjonen ved ulike grenseverdier. En grenseverdi på 15 µg/m<sup>3</sup> vil ikke utløse noen tiltak i noen av byene, og verdiene er forventet å ligge godt under dette nivået. Hvis man velger en grenseverdi på 12 µg/m<sup>3</sup> vil det kanskje bli gjennomført noen tiltak i Oslo, men høyst sannsynlig ingen tiltak i de andre byene. Det er først ved en grenseverdi på 10 µg/m<sup>3</sup> man med rimelig sikkerhet kan si at det vil måtte gjennomføres tiltak i alle byene.

Det bør her minnes om at det kan være betydelig usikkerhet i referansebanen som ikke er fanget opp i denne analysen. Det er derfor knyttet stor usikkerhet både til lønnsomheten og til gjennomførbarheten ved å sette en ambisiøs grenseverdi for PM<sub>2,5</sub>.



Figur 20: PM<sub>2,5</sub>-konsentrasjoner i 2024, med og uten tiltak, i hhv. Oslo, Bergen og Trondheim. Nåsituasjonen er de mørkeste stolpene, referansebanen for 2024 (uten tiltak) er de lysere stolpene, mens de lyseste stolpene viser nivået hvis alle lønnsomme tiltak gjennomføres.

## 2.6 Anbefalinger

Gapet mellom nivåer som er ansett som trygg luft (luftkvalitetskriteriene) og dagens grenseverdier i forurensningsforskriften er stort, både for  $PM_{10}$  og  $PM_{2,5}$ . Ny kunnskap tilsier også at det er negative helseeffekter ved langt lavere konsentrasjoner enn tidligere antatt, spesielt for partikler. Dette impliserer at mange mennesker i Norge eksponeres for konsentrasjoner av partikler som har en negativ innvirkning på livskvaliteten. Det er derfor viktig at det iverksettes tiltak slik at nivåene av uønskede stoffer i uteluft reduseres. Basert på resultatene fra nytte-kostnadsanalysen presentert ovenfor, gir vi her anbefalinger til nye grenseverdier i forurensningsforskriften.

### 2.6.1 Innskjerpede grenseverdier for $PM_{10}$

Det anbefales en innskjerping av grenseverdier for  $PM_{10}$  årsmiddelkonsentrasjon. Dagens grenseverdier for  $PM_{10}$  har en dårlig balanse mellom tillatte nivåer for kort- og langtidsmidling, der grenseverdien for antall tillatte overskridelser av døgnmiddelkonsentrasjon er betydelig strengere enn grenseverdien for årsmiddelkonsentrasjonen. Dette betyr at i områder hvor det er brudd på forskriftens døgnmiddelkrav, så vil årsmiddelkonsentrasjonen ofte være vesentlig lavere enn dens respektive grenseverdi. I beskrivelsen av scenariene er det derfor også anbefalt en endring i antall tillatte overskridelser av døgnmiddelkonsentrasjonen som samsvarer bedre med årsmiddelkonsentrasjonen.

Det er fire ulike scenarier som er aktuelle:

1.  **$30 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $PM_{10}$  i årsmiddel, maksimalt 35 tillatte overskridelser av døgnmiddelkonsentrasjon på  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$**

Ingen norske byer har i dag nivåer over  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  i årsmiddel. Trondheim har de høyeste nivåene og har konsentrasjoner som nærmer seg. Vår analyse viser at det er en viss risiko for at  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  kan komme til å bli overskredet i Trondheim i 2024 uten ytterligere tiltak.

Innskjerping av grenseverdien for årsmiddel til  $30 \mu\text{g}/\text{m}^3$  er ikke forventet å utløse tiltak andre steder enn lokalt rundt Elgeseter i Trondheim. Det vil derfor være tilnærmet null netto nytte ved en slik innskjerping, da samfunnsøkonomiske kostnader og helsegevinster kun forkommer ved iverksettelse av tiltak.

2.  **$25 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $PM_{10}$  i årsmiddel, maksimalt 30 tillatte overskridelser av døgnmiddelkonsentrasjon på  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$**

De samfunnsøkonomiske analysene viser at en reduksjon av grenseverdien for årsmiddelkonsentrasjon til  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$  vil være samfunnsøkonomisk lønnsom. Det er allikevel viktig å merke seg at det kun er Trondheim og verste stasjon i Oslo som vil måtte innføre tiltak ved en slik grenseverdi. Som man ser i Figur 18 er det kun i Trondheim det er snakk om reduksjoner av betydning for å nå  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ , så det forventes at svært få tiltak utløses ved denne grenseverdien. Det vil altså være mange lønnsomme tiltak som ikke blir utløst av en grenseverdi på  $25 \mu\text{g}/\text{m}^3$ . Nettonytten ved denne grenseverdien er forventet å bli lav, men klart positiv.

3.  **$22 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $PM_{10}$  i årsmiddel, maksimalt 15 tillatte overskridelser av døgnmiddelkonsentrasjon på  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$**

Innskjerping av grenseverdien for årsmiddel til  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$  er det scenariet som er forventet å gi størst relativ netto nytte. Ingen av referansebanene har konsentrasjoner under  $22 \mu\text{g}/\text{m}^3$   $PM_{10}$  i 2024, noe som betyr at alle byene må iverksette tiltak. Det antas at de mest

lønnsomme tiltakene vil utløses først. Det eneste stedet hvor det kanskje kan bli nødvendig å gjennomføre noen ulønnsomme tiltak, er Elgeseter i Trondheim. Til tross for dette, er samfunnsnyttene ved å gjennomføre tiltak i alle byene så høye at det er liten tvil om at dette scenarioet vil komme ut som det klart mest samfunnsøkonomisk lønnsomme.

4. **20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$   $\text{PM}_{10}$  i årsmiddel maksimalt 10 tillatte overskridelser av døgnmiddelkonsentrasjon på 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$**

Det er i dette prosjektet ikke blitt utredet tiltak som kan redusere  $\text{PM}_{10}$ -konsentrasjonene i alle byene til 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dette betyr ikke at det ikke finnes tiltak som vil kunne redusere partikkelkonsentrasjonene ytterligere, men vi har ikke kostnadsfestet disse tiltakene. En innskjerping av grenseverdien til 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  vil medføre en stor risiko for at det ikke vil være mulig å overholde grenseverdiene. I tillegg vet vi ikke hvorvidt ikke-utredede tiltak vil være samfunnsøkonomisk lønnsomme, så vi anser det ikke som hensiktsmessig å anbefale en såpass stor innstramning av grenseverdien.

**På bakgrunn av disse scenarioene anbefaler Miljødirektoratet, Vegdirektoratet, Helsedirektoratet og Folkehelseinstituttet en trinnvis innskjerping av  $\text{PM}_{10}$ -grenseverdien som følger:**

**Ny grenseverdi f.o.m. 2015:**

- Årsmiddel  $\text{PM}_{10}$ : 25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- Døgnmiddel  $\text{PM}_{10}$ : 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  med 30 tillatte overskridelser

**Ny grenseverdi f.o.m. 2020:**

- Årsmiddel  $\text{PM}_{10}$ : 22  $\mu\text{g}/\text{m}^3$
- Døgnmiddel  $\text{PM}_{10}$ : 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  med 15 tillatte overskridelser

**For å ta høyde for teknologiske fremskritt eller ny kunnskap om tiltak og helseeffekter, anbefales det at det gjennomføres en ny utredning av potensialet for ytterligere innskjerping av grenseverdiene i 2018.**

### 2.6.2 Innskjerpede grenseverdier for PM<sub>2,5</sub>

Grenseverdien for PM<sub>2,5</sub> i forurensningsforskriften er 25 µg/m<sup>3</sup> i årsmiddel og er gjeldende fra 2015, i 2020 reduseres grenseverdien til 20 µg/m<sup>3</sup>. Dette er langt høyere enn Miljødirektoratet og Folkehelseinstituttet sine luftkvalitetskriterier på 8 µg/m<sup>3</sup>. I norske byer er også nivåene i dag langt lavere enn forskriftens grenseverdier, og det er forventet at verste målestasjon vil ha et årsmiddel på rundt 13 µg/m<sup>3</sup> i 2024. Det er derfor hensiktsmessig å se på muligheter for å redusere gapet mellom grenseverdiene og luftkvalitetskriteriene for PM<sub>2,5</sub>.

Enkelte av de lønnsomme tiltakene som er vurdert vil primært redusere PM<sub>2,5</sub>-nivåene, dette gjelder ettermontering av partikkelfilter på bygg og anleggsmaskiner og forsert utskifting av gamle vedovner med overgang til rentbrennende ovner eller pelletskaminer. Det er viktig å merke seg at det er usikkerhet rundt hvorvidt ettermontering av partikkelfiltre på bygg og anleggsmaskiner kan føre til økte NO<sub>2</sub>-konsentrasjoner. Dette tiltaket må derfor vurderes videre før det innføres i byer som har problemer med høye NO<sub>2</sub>-verdier. Som vist i Figur 20 er det samlede reduksjonspotensialet til de utredede tiltakene lavt for alle byene. Usikkerheten er også dårlig dokumentert, spesielt for referansebanen.

Det er to ulike scenarioer som er vurdert som aktuelle for en innskjerping av grenseverdien for PM<sub>2,5</sub>:

**1. 15 µg/m<sup>3</sup> i PM<sub>2,5</sub> årsmiddel.**

Et årsmiddel på 15 µg/m<sup>3</sup> medfører ingen kostnader og ingen nytte, da alle byene både ved dagens nivå og i referansebanen vil ha nivåer under denne konsentrasjonen. Dette vil være en grenseverdi som kun forhindrer fremtidige økninger i PM<sub>2,5</sub>-konsentrasjonen.

**2. 12 µg/m<sup>3</sup> i PM<sub>2,5</sub> årsmiddel**

Et årsmiddel på 12 µg/m<sup>3</sup> vil antageligvis medføre at kun noen få tiltak vil utløses. Basert på foreliggende informasjon er det stor usikkerhet knyttet til gjennomførbarheten og lønnsomheten ved innføringen av en lavere grenseverdi. Vi anser dermed en noe mindre ambisiøs verdi som et bedre valg. Et årsmiddel på 12 µg/m<sup>3</sup> er også i tråd med nivået i USA, hvor man nå har innskjerpet sine nasjonale, lokale luftkvalitetsstandarder (NAAQS, national ambient air quality standards) til 12 µg/m<sup>3</sup>.

**På bakgrunn av disse scenarioene anbefaler Miljødirektoratet, Vegdirektoratet, Helsedirektoratet og Folkehelseinstituttet en trinnvis innskjerping av PM<sub>2,5</sub>-grenseverdien som følger:**

- F.o.m. 2015: Årsmiddel PM<sub>2,5</sub> 15 µg/m<sup>3</sup>
- F.o.m. 2020: Årsmiddel PM<sub>2,5</sub> 12 µg/m<sup>3</sup>.

**For å ta høyde for teknologiske fremskritt eller ny kunnskap om tiltak og helseeffekter, anbefales det at det gjennomføres en ny utredning av potensialet for ytterligere innskjerping av grenseverdiene i 2018.**

### 3. Etablere langsiktige helsebaserte nasjonale mål

#### 3.1 Bakgrunn

Det skal utarbeides forslag til langsiktig helsebaserte mål, som viser når luftkvaliteten er tilfredsstillende. Det skal inngå en vurdering av når og hvordan dette langsiktige målet kan nås, og hvilke kilder som har størst betydning.

Dagens nasjonale mål er basert på korttidsmidling av PM<sub>10</sub> og NO<sub>2</sub> med et visst antall tillatte overskridelser. I dag er de nasjonale målene for luftkvalitet (Prop 1 S 2013-2014):

- PM<sub>10</sub>: inntil 7 overskridelser av 50 µg/m<sup>3</sup> i døgnmiddelkonsentrasjon
- NO<sub>2</sub>: inntil 8 overskridelser av 150 µg/m<sup>3</sup> i timesmiddelkonsentrasjon

Oppdragsteksten beskriver at det skal etableres *helsebaserte* nasjonale mål, det vil si at målene skal baseres på luftkvalitetskriteriene. Miljødirektoratets og Folkehelseinstituttet sine luftkvalitetskriterier har nylig blitt revidert og de oppdaterte verdiene ble lansert november 2013 (Folkehelseinstituttet og Miljødirektoratet, 2013, FHI Rapport 2013:9). Disse kan sammenlignes med WHO sine retningslinjer for luftkvalitet (WHO 2005), og er rene helsemessige betraktninger av luftkvaliteten med fokus på Norge. Luftkvalitetskriteriene viser et nivå av forurensningskomponenter i uteluft som antas å være såpass lavt at ingen får helseplager på grunn av dette.

Luftkvalitetskriteriene for partikler og NO<sub>2</sub> er:

- PM<sub>2,5</sub> døgnmiddel 15 µg/m<sup>3</sup> og årsmiddel 8 µg/m<sup>3</sup>
- PM<sub>10</sub> døgnmiddel 30 µg/m<sup>3</sup> og årsmiddel 20 µg/m<sup>3</sup>
- NO<sub>2</sub> 15-minuttersmiddel 300 µg/m<sup>3</sup>, timesmiddel 100 µg/m<sup>3</sup> og årsmiddel 40 µg/m<sup>3</sup>

Det vil i dette arbeidet bli beskrevet hvilke komponenter det er hensiktsmessig å vurdere ved etablering av helsebaserte nasjonale mål. Det vil også være en vurdering av hvilken midlingstid som er mest hensiktsmessig å ha i forhold til å bevare befolkningens helse, og på hvilken måte de nasjonale målene kan brukes til å skape insentiver for å bedre luftkvaliteten i norske byer utover forskriftens grenseverdier.

#### 3.2 Utvelgelseskriterier

Det er tatt utgangspunkt i luftkvalitetskriteriene for etablering av de nasjonale målene. Videre er det ved utvelgelse av komponenter og midlingstider tatt hensyn til

1. hvilke komponenter som gir helseplager ved dagens nivåer i Norge
2. hvilke midlingstider som er knyttet til de mest alvorlige helseeffektene
3. hva slags mål som er enkle å kommunisere og bruke
4. at nasjonalt mål skal ha en praktisk funksjon

Helseplager og høye konsentrasjoner: I den nylig reviderte luftkvalitetskriterier rapporten (FHI rapport 2013:9) er kunnskapsgrunnlaget om hvilke nivåer av ulike forurensningskomponenter som gir negative helseeffekter oppdatert. Rapporten konkluderer med at det oppstår alvorlige helseeffekter knyttet til eksponering av partikler ved lavere konsentrasjoner enn tidligere antatt,



dette er basert på nyere forskningsresultater. Det er blant annet funnet sammenhenger mellom eksponering for partikler i uteluft og dødsfall, utvikling av hjerte-karsykdommer, ulike luftveislidelser og lungekreft. Det er først og fremst eksponeringen over lengre tid som er forbundet med de mest alvorlige helseutfallene.

Det anses derfor som mest hensiktsmessig å etablere nasjonale mål for langtidsmidling (årsmiddelkonsentrasjon) for å bevare befolkningens helse. Det er også dokumentert en robust relasjon mellom årsmiddelkonsentrasjoner og høye døgnmiddelkonsentrasjoner av partikler, derfor vil nasjonale mål for PM<sub>10</sub>-årsmiddel indirekte også gi en målsetning for de høyeste døgnmiddelene. I norske byer er det spesielt komponentene PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> og NO<sub>2</sub> det ut i fra et helseperspektiv og nivåmessig er viktig og fokusere på. Det er flere byer i Norge har konsentrasjoner som er forbundet med negative helseeffekter for disse komponentene.

Midlingstid: De mest alvorlige helseeffektene er knyttet til lengre tids eksponering for høyere nivåer av forurenset luft. Det er derfor hensiktsmessig å knytte nasjonale mål til årsmiddelkonsentrasjoner, og ikke korttidseksponering. Denne vurderingen bygger også på at denne rapporten foreslår skjerpet juridisk bindende grenseverdi for PM<sub>10</sub> på døgnnivå. Fra 2020 vil det innebære maksimalt 15 døgn per år over 50 µg/m<sup>3</sup> for PM<sub>10</sub>. For NO<sub>2</sub> er kravet uforandret og er maksimalt 18 timer over 200 µg/m<sup>3</sup> per år. Problemet med skadelig korttidseksponering blir dermed regulert av forurensningsforskriften, slik at vi mener at det er forsvarlig å gå over til å bruke langtidsmidling (årsmiddel) i nasjonale mål.

Enkle mål: Det har tidligere vært krevende å kommunisere og å forholde seg til mange ulike grenser, mål og luftkvalitetskriterier. Grenseverdiene etter forurensningsforskriften, nasjonale mål og luftkvalitetskriteriene har hatt ulike nivåer og midlingstider. Derfor mener vi at en hensiktsmessig forenkling er å ha utvalgte luftkvalitetskriterier som nasjonale mål.

Praktisk funksjon: En ytterligere forbedring av luftkvaliteten utover minstekravene i forskriften er viktig for at også de sårbare i samfunnet skal unngå negative helseeffekter. Luftkvalitetskriteriene har fastsatt nivåer som skal verne om disse personene. Det er allikevel vanskelig for kommunene å prioritere hvilke komponenter de bør fokusere på, da luftkvalitetskriteriene består av 15 ulike komponenter med ulik midlingstid. De anbefalte nye nasjonale målene bør derfor fungere som en rettesnor for kommunen i forhold til praktiske prioriteringer av hvilke luftforurensningskomponenter og nivåer av disse det er viktig å jobbe seg mot. Komponentene som velges ut bør også brukes i arealplanlegging, og nivåene beskrevet i retningslinjen for behandling av luftkvalitet i arealplanlegging (T-1520) bør ta utgangspunkt i komponentene definert i nasjonale mål.

**Ut i fra disse utvelgelseskriteriene har arbeidsgruppen derfor valgt å foreslå helsebaserte nasjonale mål for komponentene PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> og NO<sub>2</sub> med årsmiddelkonsentrasjon som midlingstid. Under disse nivåene er luftkvaliteten trygg i forhold til helseskadelig svevestøv og nitrogendioksid.**

### 3.3 Aktuelle tiltak for å nå nasjonale mål og vurdering av når målene kan nås

#### *Tiltak og virkemidler for å redusere PM-konsentrasjoner og vurdering av når målene kan nås*

Tiltak for å redusere partikkelkonsentrasjoner er behandlet i kapittel 2.2 *Tiltak*, samt i vedlegg 5.2. Kapittel 2.4 *Nytte-kostnadsanalyse* beskriver at det er samfunnsøkonomisk lønnsomt å redusere de juridisk bindende grenseverdiene for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>. Det er ikke gjort en videre analyse av når de nasjonale målene kan nås, men det anbefales å ha en gjennomgang av de forskriftsbestemte grenseverdiene i 2018 for å se på mulighetene for ytterligere innskjerping av grenseverdiene. Dersom grenseverdien for PM<sub>10</sub> skjerpes utover anbefalingen i denne rapporten, vil grenseverdien være lik det nasjonale målet. Det har ikke blitt identifisert tiltak som kan redusere PM<sub>2,5</sub>-konsentrasjonene til det nasjonale målet i dette prosjektet.

#### *3.3.1 Tiltak og virkemidler for å redusere NO<sub>2</sub> konsentrasjoner*

De tre viktigste bidragsyterne til NO<sub>2</sub>-utslippene fra trafikk er dieseldrevne personbiler, tunge og lette vare- og lastebiler, samt busser. Treffsikre tiltak og virkemidlene for å redusere NO<sub>2</sub>-nivåene må dermed rettes inn mot disse kjøretøygruppene.

#### Tiltak og virkemidler for å framskynde overgang til mer miljøvennlig teknologi

Siden NO<sub>x</sub>-utslippene hovedsakelig er knyttet til bruk av dieselmotorer, vil overgang til andre motorteknologier kunne redusere utslippene. Elektriske biler har null-utslipp av NO<sub>x</sub>, mens gassdrevne kjøretøy kan ha betydelig lavere utslipp (se Figur 13). Hybridbiler med et lavere forbruk vil også ha lavere NO<sub>x</sub>-utslipp. Eksisterende virkemidler for å framskynde en overgang til alternativer til dieselmotor inkluderer fordeler til elbiler (gratis parkering, tilgang til kollektivfelt, fritak for engangsavgift og redusert årsavgift), oppbygging av ladestasjoner, NO<sub>x</sub>-komponent i engangsavgiften, Transnova-støtte og tilskudd til bygging av biogassanlegg.

Staten bruker Forskrift om engangsavgift på motorvogner, som hjemler avgift på bilkjøp dersom kjøpet medfører registrering av bilen i det norske motorvognregisteret, til å legge ekstra engangsavgift på biler med høyt NO<sub>x</sub>-utslipp og særlig dieselmotorer som har en høy NO<sub>2</sub>-andel. Ordningen stimulerer til redusert salg av biler med høyt NO<sub>2</sub>-utslipp; noe som på sikt vil redusere NO<sub>2</sub>-utslippene, men dette vil ikke kunne være en løsning på kort sikt.

#### *Endre sammensetningen av bilparken*

For å få ned NO<sub>2</sub>-konsentrasjonen i de største byene, kan en strategi være å påvirke utvikling av kjøretøyparken i retning av færre dieseldrevne kjøretøy. Tiltaket innebærer en strategi der man innfører et og et insentiv for å påvirke valg av kjøretøy.

1. Informasjonskampanjer som tydeliggjør helseeffekter av luftforurensning og som tydeliggjør byenes forpliktelser ifølge forurensningsforskriften. Dersom ikke dette er nok til å endre sammensetningen av bilparken må kommunen
2. Gi tydelige signaler om at det kan bli nødvendig å innføre lavutslippssoner med forbud eller gebyrer (Dette forutsetter at kommunen har hjemmel til å innføre lavutslippssoner)
3. Parallelt med virkemiddel 1 og 2 ovenfor kan man innføre avgiftsomlegging gjennom eksempelvis ytterligere vridning av årsavgift, engangsavgift, etc.

### Trafikkregulerende tiltak innenfor dagens regelverk

Innenfor dagens teknologiske løsninger og med dagens regler ift vegtrafikkloven og vegloven er det ingen tiltak eller virkemidler som kan rettes direkte mot dieselkjøretøy, verken langsiktige tiltak eller akutttiltak. Dersom vi innfører nye tekniske løsninger i trafikantbetalingssystemene kan kjøprising være et målrettet tiltak for å redusere NO<sub>2</sub>-konsentrasjonen i byområdene. Når det gjelder akutttiltak er forbud mot dieselmotor på enkelte dager et treffsikkert virkemiddel, men dette tiltaket har foreløpig vist seg ikke å være praktisk gjennomførbart.

### *Kjøprising*

Kjøprising er en ordning med trafikantbetaling som kan innføres i byområder der det er kø- eller større miljøproblemer. Kjøprising hjemles i vegtrafikkloven § 7a. Kjøprising gir større fleksibilitet mht hvilken vegtrafikk man ønsker å prise ut i de ulike områdene i den enkelte by. Takstene i et kjøprissystem kan differensieres over døgnet eller graderes for ulike soner. Takstene kan også graderes etter enkelte typer kjøretøy, kjøretøyklasser, drivstofftype eller utslipp (euroklasser).

De teknologiske løsningene som benyttes i trafikantbetalingssystemene i dag, åpner bare for differensiering av takst etter kjøretøyklasse (tung og lett klasse) og tid. Et system med differensiering av takster etter kjøretøy, drivstofftype og utslipp krever utskifting av tekniske løsninger, for eksempel en mer omfattende infrastruktur av bomstasjoner/betalingsgrensesnitt og IKT (ITS). Innkrevingen av trafikantbetaling vil være kostbar å administrere for de trafikantene som kjører uten elektronisk bompengebrikke, så dette fordrer at det foreligger et krav om bruk av bompengebrikke i alle kjøretøy ved ny lovendring.

Kjøprising kan i dag ikke kombineres med bompengeneinnkreving, fordi hovedformålet med ordningene i utgangspunktet er forskjellige. Dersom byområder som allerede har bompengeneinnkreving ønsker å ta i bruk kjøprising, vil det være naturlig at bompengefinansieringen reforhandles og at de vedtatte prosjektene eventuelt finansieres av den nye kjøprisordningen.

### *Bompengefinansiering i byområdene*

Bompengefinansiering etter vegloven § 27 har som hovedformål å finansiere vegbygging, men det er også åpnet for å finansiere investeringer og drift av kollektivtransport. I byområder vil bruk av bompenger kunne virke trafikkreduserende når det foreligger alternative transportmåter. Vegloven § 27 åpner til en viss grad for at takstene kan fordeles i ulike nivåer av døgnet, slik at bompengeneinnkrevingen har en trafikkregulerende bieffekt i byområder med stor rushtrafikk. Takstene kan ikke differensieres mellom ulike grupper av kjøretøy.

### *Felles regelverk for trafikantbetaling i by*

For å redusere skillet mellom bompengesystemet og kjøprising er det i Nasjonal transportplan 2014-2023 signalisert som hensiktsmessig å etablere et eget regelverk som tar for seg behovet for trafikantbetaling i byområdene, basert på dagens bypakker og regelverket om kjøprising. Dette vil innebære at det lovmessige grunnlaget for de allerede etablerte bypakkene gjør det mulig å utvikle pakkene/avtalene i retning av et mer fleksibelt og treffsikkert trafikantbetalingssystem.

### Trafikkregulerende akuttiltak innenfor dagens regelverk

#### *Midlertidig trafikkregulerende tiltak*

Vegtrafikkloven § 7 gir regionvegkontor og kommuner hjemmel til å vedta midlertidige forbud mot trafikk eller andre trafikkregulerende tiltak, blant annet ved overskridelse av eller ved fare for overskridelse av grenseverdiene i forurensningsforskriften. Dette kan for eksempel være forbud mot visse grupper kjøretøy.

Det forutsettes at et forbud er praktisk gjennomførbart og at konsekvensene av forbudet kan håndteres. Dette innebærer at det må kunne gis kompensasjon fra forbudet til nødvendig nyttekjøring (blant annet knyttet til liv og helse). Konsekvensene for alternative transportmuligheter og transportruter bør være utredet. Et forbud som skal innføres på kort varsel vil kreve et omfattende informasjons- og kommunikasjonsopplegg. Oslo er den eneste byen som foreløpig har prøvd å innføre forbud mot dieselskjøretøy som et akuttiltak, men Statens vegvesen viste gjennom en konsekvensvurdering at tiltaket ikke var praktisk gjennomførbart i Oslo.

Dersom midlertidig forbud mot grupper av kjøretøy (dieselskjøretøy) ikke er praktisk gjennomførbart, finnes det ikke akuttiltak som kan rettes konkret mot dieselskjøretøy. Akuttiltak som da bør vurderes er rette mot hele kjøretøyparken.

#### *Midlertidig tidsdifferensierte bompengesatser*

Midlertidig tidsdifferensierte bompengesatser kan bli tatt i bruk i byområder med bompengeneinnkreving i avgrensede perioder med høy luftforurensning, jf vegloven § 27. Bestemmelsen gir lokale myndigheter mulighet til å øke bompengesatsene når det er fare for og ved overskridelse av grenseverdiene i forurensningsforskriften. I praksis vil dette innebære økte satser i bomringen over noen få dager. Takstene kan ikke differensieres mellom ulike grupper av kjøretøy.

#### *Datokjøring*

Datokjøring er et tiltak for å redusere antall kjøretøy, ved for eksempel å kun tillate personbiler der nummerskiltet slutter på et partall å kjøre inn i sentrum på partallsdatoer, mens de med oddetall kan kjøre på oddetallsdatoer. Datokjøring fører til en redusert trafikkmengde i den perioden det innføres, og kan brukes som et akuttiltak. Datokjøring er ikke et treffsikkert tiltak for å redusere NO<sub>2</sub>-konsentrasjonen i byene, ettersom nummerskilt ikke harmonerer med drivstofftype.

### Alternative trafikkregulerende tiltak for å redusere NO<sub>2</sub> konsentrasjonene

Tiltak som samordnet bolig- areal- og transportplanlegging, lokalisering av arbeidsplasser, fortetting, styrking av kollektivtransporten, utbygging av gang- og sykkelveier, bruk av kommunikasjonsteknologi, gode terminalløsninger for godstransport, reduksjon i vegkapasitet, samkjøring med bil, delt eie og bruk av bil, etc, er gode tiltak for å dempe transportomfanget, men er ikke målrettede tiltak for å redusere NO<sub>2</sub>-konsentrasjonene.

### *Lavutslippssoner*

Lavutslippssoner slik dette er vurdert i Norge er geografisk avgrensede områder hvor det stilles krav om at kjøretøy som ikke tilfredsstiller et sett med utslippskrav må betale gebyr/avgift. Sonenes utforming kan variere i stor grad avhengig av lokale forhold og problemets omfang. De kan omfatte hele kommuner eller mindre deler, både lette og tunge kjøretøy, gjelde for hele eller bare deler av døgnet, hele året, etc. Lavutslippssone er et lokalt virkemiddel, men det fordrer at det utarbeides en hjemmel for innføring av lavutslippssoner i vegtrafikkloven.

En forutsetning for å innføre en lavutslippssone er at man har mulighet til å klassifisere kjøretøyparken etter utslipp. Før bilen kjører i en lavutslippssone må bilen være forhåndsdeklareret for å fastsette riktig avgift. Dette krever også et obligatorisk identifiseringssystem som AutoPASS-brikke, eventuelt en obligatorisk betalingsenhet.

### *Differensiert parkeringsavgift*

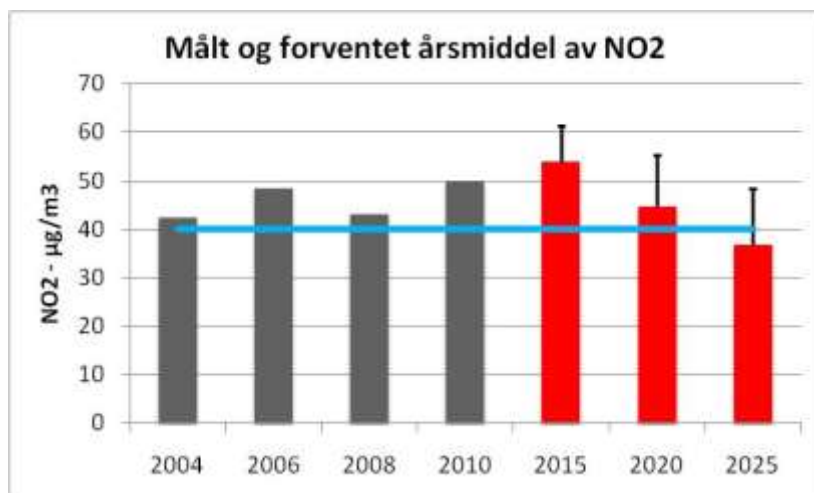
Parkeringsrestriksjoner er effektivt for å redusere bruken av privatbil. Bilbruken påvirkes ved å begrense antall parkeringsplasser, parkeringsplasser lokaliseres i forhold til aktuelle reisemål, avgrense hvem som kan benytte plassene og parkeringens varighet.

Parkeringsrestriksjoner kan også være et målrettet virkemiddel for å påvirke sammensetningen av bilparken, ved at en del av parkeringsplassene er reservert for enkelte kjøretøygrupper, eller at man differensierer prisen etter kjøretøyets utslipp.

En forutsetning for å differensiere parkeringsavgift eller tilgang på parkering er at det er lett synlig for parkeringsvaktene hva slags bil som står parkert, for eksempel med en oblat eller et annet kjennetegn, eller at parkeringsvakten kan sjekke bilens data elektronisk ved hjelp av bilnummeret.

### **3.3.2 Vurdering av når målene for NO<sub>2</sub> kan nås**

En viktig kilde til høye NO<sub>2</sub>-nivåer i Norske byer er et høyt antall dieselmotorer på det norske veinettet. Nybilsalget av dieselmotorer har vært opp i 70 %, men ser nå ut til å reduseres noe (64 % i 2012). Det er kjent at NO<sub>x</sub>-utslippene til nye biler er betydelig høyere under reell kjøring enn EURO-kravene tilsier. Det vil si at ved by- og køkjøring vil NO<sub>x</sub>-utslippene være betydelig høyere enn man tidligere antok. I TØI-rapport 1168/2011, *NO<sub>2</sub>-utslipp fra kjøretøyparken i norske storbyer*, ble det undersøkt fremtidig utvikling av årsmiddelkonsentrasjonen for NO<sub>2</sub> i Oslo. I denne framskrivningen av NO<sub>2</sub>-konsentrasjonen er det lagt inn mer reelle utslipp fra dieselmotorer. Framskrivningen tyder på at årsmiddelkonsentrasjonen på 40 µg/m<sup>3</sup> først nås i 2025 i Oslo (Figur 21), gitt en viss forbedring i Euroklassene. Om dette nivået skal nås tidligere må det igangsettes ytterligere tiltak som er omtalt i forrige kapittel.



Figur 21 - Historiske og forventete framtidige NO<sub>2</sub>-konsentrasjoner i Oslo. Målte historiske årsmiddelkonsentrasjoner av NO<sub>2</sub> i Oslo vist som grå søyler, forventet utvikling av NO<sub>2</sub> konsentrasjonen vist med rød søyler (Kilde TØI:1168/2011)

Det er en del usikkerhet knyttet opp til forutsetningene benyttet i framskrivningen, dette gjelder blant annet et stabilt antatt nybilsalg av dieserbiler på 70 %. Vi vet at nybilsalget per i dag er lavere enn dette, noe som kan endre tidspunktet for når årsmiddelet på 40 µg/m<sup>3</sup> NO<sub>2</sub> kan nåes. Videre er det antatt at alle busser benytter diesel som drivstoff, vi vet at det er et økende antall busser som kjører på mer miljøvennlig drivstoff i norske byer i dag, dette kan også bidra til at NO<sub>2</sub> årsmiddelet på 40 µg/m<sup>3</sup> kan nåes tidligere enn antatt i rapporten. En mer fullstendig liste over forutsetningene er beskrevet i rapporten (TØI rapport 1168/2011).

### 3.4 Bruk av nasjonale mål

#### *Arealplanlegging (T-1520)*

25. april 2012 ble retningslinje for behandling av luftkvalitet i arealplanlegging (T-1520) lansert. Denne retningslinjen er et viktig virkemiddel for å sikre at kommuner når nasjonale mål og grenseverdiene i forurensningsforskriften kapittel 7 på sikt (Prop. 1 S 2013-2014).

Retningslinjen inneholder statlige anbefalinger om hvordan luftkvalitet bør håndteres i kommunenes arealplanlegging. Hensikten med anbefalingene er å sikre og legge til rette for en langsiktig arealplanlegging som forebygger og reduserer lokale luftforurensningsproblemer.

For å synliggjøre områder med luftforurensning anbefaler retningslinjen at det etableres luftforurensningssoner. Luftforurensningssonene er basert på to ulike nivåer (gule og røde soner) av partikler (PM<sub>10</sub>) og NO<sub>2</sub>, nivåene er satt ut i fra tidligere luftkvalitetskriterier og nasjonale mål. Disse nivåene er dermed ikke i samsvar med nylig reviderte luftkvalitetskriterier og anbefalinger for nye nasjonale mål. Det er utenfor arbeidsgruppens mandat å vurdere grensene for luftforurensningssonene i retningslinjen, men det anbefales at grensene for rød og gul sone i T-1520 revideres i etterkant av etablering av nye nasjonale mål og nylig reviderte luftkvalitetskriterier (FHI rapport 2013:9). Det anbefales videre at de nye nasjonale målene brukes som en rettesnor for hvilke komponenter som er aktuelle å vurdere i luftforurensningssonene.

### *NTP – utvikling av helhetlige bymiljøavtaler*

Det er igangsatt arbeider for å reforhandle eksisterende bypakker (bompenggeavtaler) med formål å utvikle helhetlige bymiljøavtaler for de største byområdene i tråd med målformuleringen i Klimaforliket. Det legges opp til at belønningsordningen og helhetlig bymiljøavtale på sikt kan samordnes. Det er utviklet forslag til indikatorer for å følge utviklingen og styre virkemiddelbruken. Styringsindikator er koblet til trafikkutvikling for personbil og til utslipp av klimagasser, men det vil også bli rapportert på indikatorer knyttet til luftkvalitet. Det er mulig at de langsiktige, helsebaserte målene som er foreslått i dette notatet kan benyttes som indikatorer i de helhetlige bymiljøavtalene.

### **3.5 Anbefaling**

**Arbeidsgruppen anbefaler å innføre Miljødirektoratets og Folkehelseinstituttets luftkvalitetskriterier som nasjonalt mål ved å basere seg på årsmiddelkonsentrasjonen for PM<sub>10</sub>, PM<sub>2,5</sub> og NO<sub>2</sub>.**

**Luftkvalitetskriteriene er nylig revidert og er nå som følger:**

- Årsmiddel PM<sub>10</sub>: 20 µg/m<sup>3</sup>
- Årsmiddel PM<sub>2,5</sub>: 8 µg/m<sup>3</sup>
- Årsmiddel NO<sub>2</sub>: 40 µg/m<sup>3</sup>

**Etter hvert som kunnskapen om helseeffekter av luftforurensning øker, vil luftkvalitetskriteriene endres. De nasjonale målene bør følge disse endringene.**

De nye nasjonale målene vil dermed verne om de mest sårbare i samfunnet i forhold til langtidseffektene knyttet til eksponering. Det bør imidlertid merkes at det også er negative helseeffekter knyttet til eksponering for høyere nivåer i kortere perioder (døgn-, timesepisoder). De foreslåtte nye nasjonale målene vil ikke direkte ta hensyn til helseeffektene som spesielt er forbundet med kortidseksponering. Maksimalt tillatte nivåer for de korte midlingstidene er imidlertid hjemlet i forurensningsforskriften, slik at vi mener at det er forsvarlig å gå over til å bruke langtidsmidling (årsmiddel) som nasjonale mål.

#### 4. Referanser

Aldrin, M. (2006): Effekt av vasking, feiing og salting i Strømsås-tunnelen vinteren 04/05. Teknisk rapport, Norsk regnesentral. (SAMBA/21/06)

Aldrin, M., Steinbakk, G. H., Rosland, P. (2010): Analyse av luftkvalitet og effekt av støvdemping basert på data fra 2001 – 2009. Teknisk rapport, Norsk regnesentral. (SAMBA/11/10)

Artikkel "Vi brenner stadig mer ved", SSB 2011

AVL Motortestcenter (2008): Partikkelfilter och NO<sub>2</sub>-problematik

Bartonova, A., Larssen, S. og Hagen, L.O. (2002): Utvikling i luftforurensningen 1991 - 2001. Utslippsreducerende tiltak og PM<sub>10</sub> partikkelkonsentrasjoner i Oslo og Drammen. Kjeller, NILU (NILU OR 10/2002)

Bertelsen, B. O. (2003): Bruk av magnesiumklorid som akuttiltak for støvdemping på E6 gjennom Trondheim. (Rapport nr. TM2003/03)

Burnett RT, Pope 3rd CA, Ezzati M, et al.: A unified risk function for estimating the global burden of mortality attributable to fine particulate matter exposure (in press)

Carslaw, D. & Rhys-Tyler, G. (2013): Remote sensing of NO<sub>2</sub> exhaust emissions from road vehicles London, Defra

COMEAP (COMMITTEE ON THE MEDICAL EFFECTS OF AIR POLLUTANTS) (2012): Statement on estimating the mortality burden of particulate air pollution at the local level.

[http://www.hpa.org.uk/webc/HPAwebFile/HPAweb\\_C/1317137020357](http://www.hpa.org.uk/webc/HPAwebFile/HPAweb_C/1317137020357)

Denby, B.R. (2013): Modelling non-exhaust emissions of PM<sub>10</sub> in Oslo: Impact of traffic parameters and road maintenance activities using the NORTRIP model. Kjeller, NILU (NILU OR 29/2013)

Denby, B.R. and Sundvor, S. (2013): Modelling non-exhaust emissions of PM<sub>10</sub> in Oslo Impact of the environmental speed limit using the NORTRIP model. Kjeller, NILU (NILU OR 41/2013)

Elvik, R. (2013): A before–after study of the effects on safety of environmental speed limits in the city of Oslo, Norway. Safety Science, 2013, 55:10-16

Elvik, R. og Kaminska, J. (2011): Effects on accidents of reduced use of studded tyres in Norwegian cities. Oslo, TØI (1145/2011)

Folkehelseinstituttet (2012): Helsebelastning som skyldes vegtrafikkstøy i Norge. Rapport fra Folkehelseinstituttet, 2012

Folkehelseinstituttet og Miljødirektoratet (2013): Luftkvalitetskriterier - virkninger av luftforurensning på helse, FHI Rapport 2013:9, <http://www.fhi.no/dokumenter/5f190bc3fa.pdf>

Fridstrøm, L. (2000): Piggfrie dekk i de største byene. Rapport 493. Oslo, Transportøkonomisk institutt



Gjerstad, K., et al. (2012): Vurdering av luftkvalitet. Måledataanalyse og litteraturstudie, Norsk institutt for luftforskning (NILU), OR 43/2012

Hagen, L.O., Larssen, S., Schaug, J. (2005): Miljøfartsgrense i Oslo - Effekt på luftkvaliteten av redusert hastighet på RV 4. Kjeller, NILU (NILU OR 41/2005)

Hagman, R. (2013): Utslipp fra kjøretøy med Euro 6/VI teknologi. Oslo, TØI rapport 1259/2013

Helsedirektoratet (2012): Økonomisk evaluering av helsetiltak – en veileder, IS-1985, <http://helsedirektoratet.no/publikasjoner/okonomisk-evaluering-av-helsetiltak--en-veileder/Publikasjoner/IS-1985.pdf>

Hjorth, K. And Fosgerau, M. (2012): Using prospect theory to investigate the low marginal value of travel time for small time changes, Transportation Research Part B (2012) 917 – 932

Klif (2013): Underlagsmaterieell til tverrsektoriell biogass-strategi. Klif 2013, TA3020; Maass og Sletten, <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/3020/ta3020.pdf>

Lopez AD., Mathers CD., Ezzati M., Jamison DT. and Murray CJL. eds. (2006): Global Burden of Disease and Risk Factors. New York: Oxford University Press

Magnussen, K., S. Navrud og O. San Martín (2010a): *Den norske verdsettingsstudien, Luftforurensning*. Sweco-rapport 1053D/2010

Magnussen, K., S. Navrud og O. San Martín (2010b): *Den norske verdsettingsstudien, Støy*. Sweco-rapport 1053E/2010

Mathers CD et al. (2003): Global burden of disease in 2002: data sources, methods and results. Geneva, World Health Organization, 2003 (Global Programme on Evidence for Health Policy Discussion Paper No. 54) (<http://www.who.int/healthinfo/paper54.pdf>)

Meister K., Johansson C., Forsberg B. (2012): Estimated Short-Term Effects of Coarse Particles on Daily Mortality in Stockholm, Sweden. Environ Health Perspect. 120:431-436.

Miljødirektoratet (2013a): Forslag til handlingsplan for norske utslipp av kortlevde klimadrivere, Miljødirektoratet 2013, <http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M89/M89.pdf>

Miljødirektoratet (2013b): Sektornotat "Vedfyring i husholdningene", vedlegg til Forslag til handlingsplan for norske utslipp av kortlevde klimadrivere, Miljødirektoratet 2013a, <http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M90/M90.pdf>

Miljødirektoratet (2013c): Sektornotat "Transport", vedlegg til Forslag til handlingsplan for norske utslipp av kortlevde klimadrivere, Miljødirektoratet 2013a, <http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M90/M90.pdf>

Nylund, N-O., Koponen, K. (2012): Fuel and Technology Alternatives for Buses – Overall energy efficiency and emission performance, VTT technology 46.

Pope, C.A., Burnett, R.T., Thun, M.J., Calle, E.E., Krewski, D., Ito, K., Thurston, G.D. (2002): Lung cancer, cardiopulmonary mortality, and long-term exposure to fine particulate air pollution. JAMA, 287, 1132-1141

Ramjerdi, F., S. Flügel, H. Samstad og M. Killi (2010): Den norske verdsettingsstudien, Tid. TØI-rapport 1053B/2010

Tønnesen, D. (2006): Støvmålinger i festningstunnelen. Notat til Statens vegvesen, region øst. Kjeller (NILU) Brevrapport 58/2006, Ref.: DAT/O-104020/B 06.07.06).

Vägverket (2008): Variabel hastighet - en lysande ide – resultatrapport. Publikation: 2008:77

Veisten, K., S. Flügel og R. Elvik (2010a): Den norske verdsettingsstudien, Ulykker – Verdien av statistiske liv og beregning av ulykkenes samfunnskostnader. TØI-rapport 1053C/2010

Veisten, K., S. Flügel og Ramjerdi, F. (2010c): Den norske verdsettingsstudien, Helseeffekter – Gevinster ved økt sykling og gange. TØI-rapport 1053F/2010

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

## 5. Vedlegg

### 5.1 Referansebane

#### *Bakgrunn referansebane*

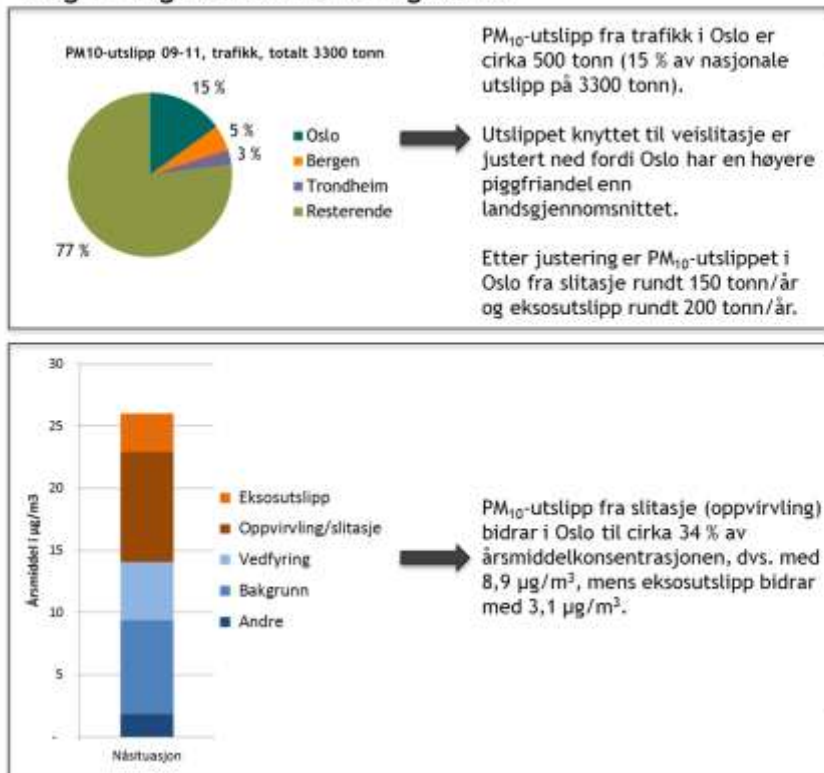
For å utføre en samfunnsøkonomisk vurdering av innskjerpede grenseverdier trenger man å vite hva som skjer dersom grenseverdiene ikke endres (referansescenarioet). Vi trenger altså en framskrivning av partikkelkonsentrasjonene i de ulike byene. I løpet av prosjektet har det blitt tydelig at det ikke er mulig å få gjennomført en fullstendig framskrivning i AirQuiz, da det ikke foreligger oppdaterte inngangsdata med tilfredsstillende kvalitet som kan benyttes i denne spredningsmodellen. Arbeidsgruppen har derfor laget en forenklet framskrivning for partikkelkonsentrasjoner basert på nasjonale utslippsframskrivninger av svevestøvkomponentene PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub> for 2024. Året 2024 er valgt fordi det er dette som er målåret i NTP. Det er laget to referansebaner for hver komponent: en for verste målestasjon og en som representerer en gjennomsnittlig veinær målestasjon.

#### *Metodikk*

Metodikken er illustrert i figur 22 under. Basert på de nasjonale utslippene og kunnskap om andelen trafikkarbeid i hver region, er PM-utslippene fra slitasje og eksos estimert for Oslo, Bergen og Trondheim. Kildefordelingen gir så et estimat på hvor mye hhv. slitasje- og eksosutslipp bidrar til årsmiddelkonsentrasjonen. Dette gir til sammen en konverteringsfaktor fra utslipp til konsentrasjon (steg 1). Konverteringsfaktoren er ulik i de ulike byene. Denne konverteringsfaktoren benyttes så for å estimere konsentrasjonen i 2024 basert på utslippstall for dette året (steg 2). Dette er en forenklet framskrivning, noe som innebærer at referansebanen er beheftet med betydelig usikkerhet. For å redusere usikkerhet fra meteorologisk variasjon er både konsentrasjonen og utslippstall midlet over 3 år (09-11). For å synliggjøre hvordan meteorologi påvirker årsmiddelkonsentrasjonen, er beregningen i tillegg utført med hvert enkelt år (dvs. en framskrivning basert på 2009-tall, en basert på 2010-tall og en basert på 2011-tall). Alle beregningene er gjennomført for både verste stasjon og et gjennomsnitt av veinære stasjoner.

Under figuren beskrives først hvordan utslippene er forventet å utvikle seg og hvordan de nasjonale utslippstallene er skalert ned til hver region. Etter dette beskrives konsentrasjonene i de ulike byene, utvelgelse av målestasjoner og kildefordelingen. Til slutt beskrives sensitivitetsanalysen gjennomført for kildefordelingen i Trondheim og for meteorologisk variasjon.

## Steg 1 - lage en konverteringsfaktor



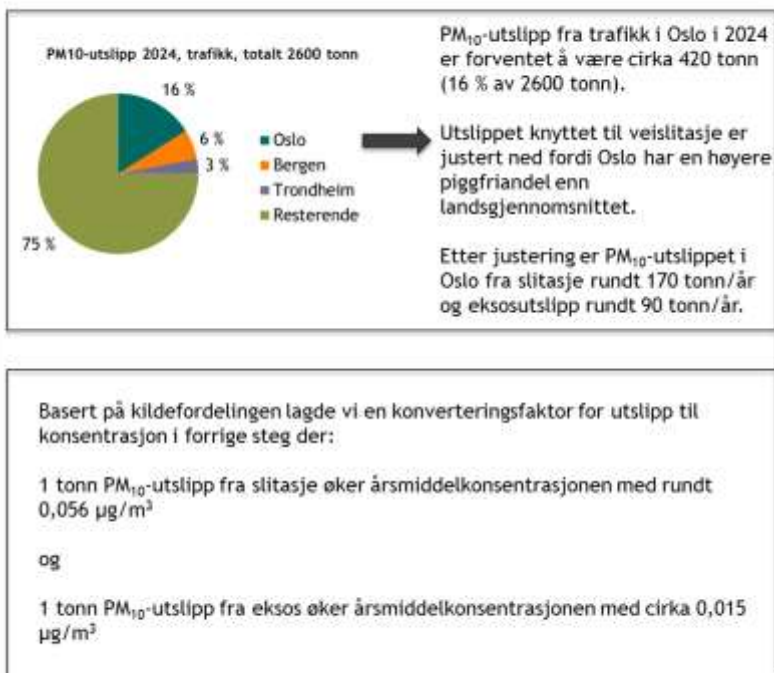
Basert på dette kan vi estimere at i Oslo vil:

1 tonn PM<sub>10</sub>-utslipp fra slitasje øke årsmiddelkonsentrasjonen med rundt 0,056 µg/m³ (150 tonn gir 8,9 µg/m³)

og

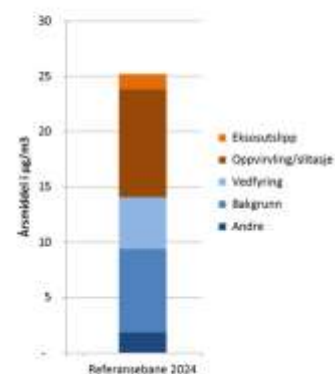
1 tonn PM<sub>10</sub>-utslipp fra eksos øke årsmiddelkonsentrasjonen med cirka 0,015 µg/m³ (200 tonn gir 3,1 µg/m³).

## Steg 2 - bruke konverteringsfaktoren og utslippstall for å estimere konsentrasjonen



Basert på dette kan vi så estimere at eksos vil gi 1,3 µg/m³ i årsmiddelkonsentrasjonen i Oslo (90 tonn \* 0,015), mens slitasje vil gi 9,5 µg/m³ (170 tonn \* 0,056).

Gitt at de andre bidragene til årsmiddelkonsentrasjonen holdes konstant, kan vi så estimere den totale årsmiddelkonsentrasjonen.



Figur 22- Metodikk framskrivning, illustrert vha. tall for Oslo

## Utslipp

Miljødirektoratet har laget en framskriving av utslipp på nasjonalt nivå basert på Perspektivmeldingen. Disse framskrivingene inkluderer utslipp av PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub> fordelt på kildene

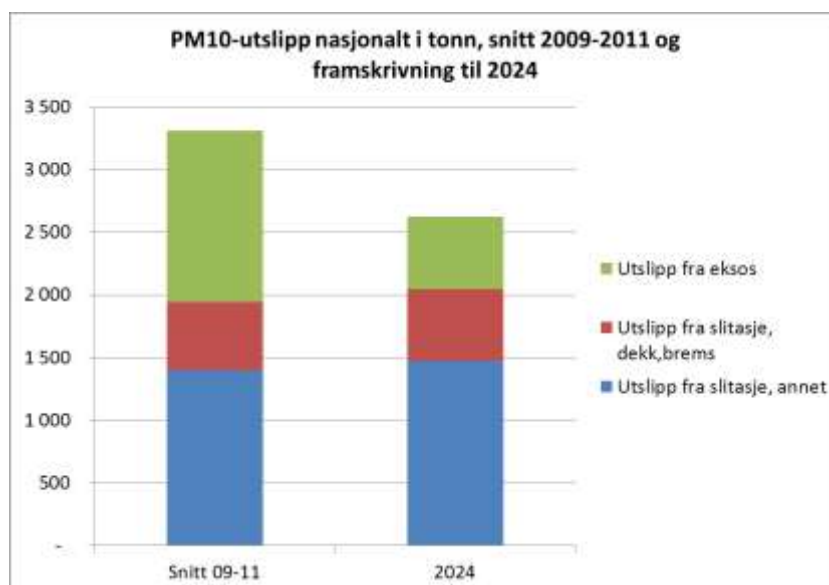
- eksos
- slitasje fra vei
- slitasje fra dekk og bremseser.

Utslippene er i utgangspunktet kun framskrevet for 2020 og 2030, så det benyttes en lineær skalering for å predikere utslipp i år 2024. De nasjonale utslippstallene er basert på visse forutsetninger som er vist i Tabell 6.

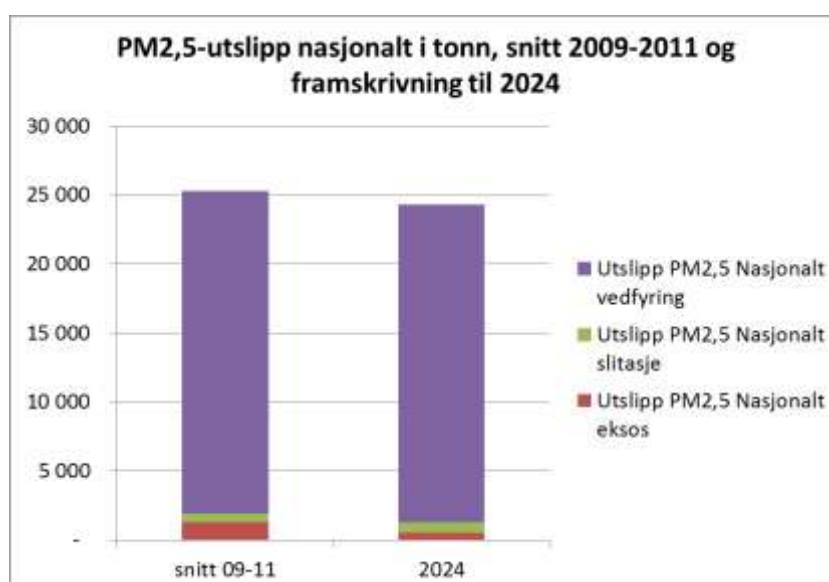
Tabell 6 - Forutsetninger for de nasjonale utslippsframskrivingene

| Personbiler       | Forventer at 70 % av alle nye personbiler går på diesel<br>Kjørelengde, årlig endring 2010/20, 2020/30:<br>Personbiler: +2/+1,3<br>Varebiler: +2,8/+2,4<br>Bybusser: +2/+1,6<br>Tunge kjøretøy og langdistanse-busser har omtrent uendret kjørelengde.                                                                |
|-------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|
| Avgasskrav        | Alle avgasskrav fram til og med Euro 6/VI som kommer i 2014. Det betyr at i framskrivningen vil det aller meste av trafikkarbeidet i 2030 bli utført med biler som tilfredsstillter Euro 6/VI.                                                                                                                        |
| PM <sub>2,5</sub> | Framscrevet av Miljødirektoratet. Samme EF (emission facor) brukt i 2030 som i 2020 og pga økte kjørelengder blir samlet utslipp høyere i 2030 enn 2020. Ingen eurokrav etter 2014 og derfor er det gått ut fra at stort sett alle biler og det meste av kjørte km i 2030 blir gjort av biler som oppfyller Euro 6/VI |
| Elektriske biler  | Tallet på elbiler i framskrivinga anslått til om lag 20.000 i 2020 og 30.000 i 2030. Om lag halvparten av elbilene er det gått ut fra kommer i stedet for små bensindrevne personbiler. Årlig kjørelengde 6.000 km for elbil.                                                                                         |

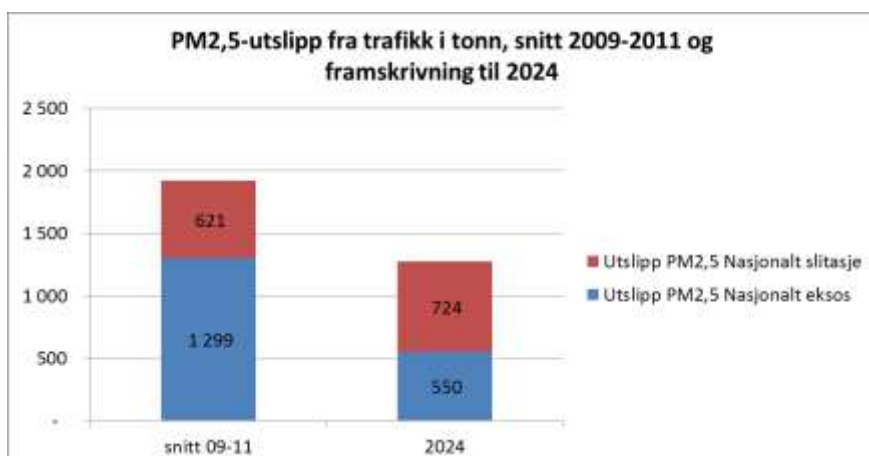
Figur 23, Figur 24 og Figur 25 viser de nasjonale utslippene i 2009-2011 og framskrivningen til 2014 for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>. Framskrivningene viser en reduksjon i utslippene fra eksos og en økning i utslippene fra slitasje (vei, bremseser og dekk). Utslippene viser tilsvarende trender for PM<sub>10</sub> og PM<sub>2,5</sub>. PM<sub>2,5</sub>-utslippene fra vedfyring er tilnærmet uendret (reduksjon med 1,5 %).



Figur 23 - Nasjonale utslippsframskrivninger fra trafikk, PM10



Figur 24 - Nasjonale PM2,5-utslipp i tonn, snitt 09-11 og framskrivning 2024



Figur 25 - Nasjonale PM2,5-utslipp fra trafikk, snitt 09-11 og framskrivning 2024

For å kunne skalere utslippsframskrivingene ned til regionene Oslo, Bergen og Trondheim er det tatt utgangspunkt i regionale tall for trafikkarbeid. Det er antatt at forholdet mellom regionale og nasjonale tall for trafikkarbeid er en god indikator for forholdet mellom regionale og nasjonale tall for utslipp. Det vil si at når rundt 15 % av trafikkarbeidet utføres i Oslo, så tilskrives 15 % av de nasjonale trafikkutslippene til Oslo. Regionale og nasjonale framskrivinger av trafikkarbeid er utarbeidet av TØI (basert på TØI rapport: 1122/2011 og 1126/2011).

I beregningene av trafikkarbeidet er det benyttet en følgende områdebegrensning for de ulike regionene:

- Oslo: Oslo/Asker/Nittedal/Oppegård/Lørenskog/Skedsmo/Ski
- Bergen: Bergen/Askøy/Fjell/Os
- Trondheim: Trondheim/Klæbu/Malvik

Kjøretøykilometer for tunge- og lette kjøretøy er som en forenkling summert, så trafikkarbeidet med tilhørende andeler representerer en konstruert/fiktiv gjennomsnittsbil. Andelen av trafikkarbeidet som tilskrives de ulike regionene vises i Tabell 7. Det er en liten økning i andelen kjørte km i Oslo og Bergen fra 2014 til 2024, mens andelen i Trondheim er tilnærmet konstant.

Tabell 7 - Regionale andeler av nasjonalt trafikkarbeid

|                  | 2014 | 2024 |
|------------------|------|------|
| <b>Oslo</b>      | 15 % | 16 % |
| <b>Bergen</b>    | 5 %  | 6 %  |
| <b>Trondheim</b> | 3 %  | 3 %  |

I beregningen av regionale utslipp av veislitasjepartikler er det gjort en korrigering for ulik piggfriandel i regionene. Mens det i det nasjonale utslippsregnskapet og i framskrivingene er brukt en piggdekkandel på 43 %, er piggdekkandelen i Oslo satt til 14 % og til 15 % i Bergen, både i nåsituasjonen (09-11) og i 2024. I Trondheim er piggfriandelen satt til 28 % i 09-11 og til 35 % i 2024, dette er en implisitt antagelse om at piggdekkandelen holder seg konstant fra 2013 (35 %) til 2024. Korrigeringen gjør at veislitasjeutslippet i alle byene er lavere enn trafikkarbeidet skulle tilsi. Det vil si at utslippet fra veislitasje i f.eks. Oslo bare er 5 % av de nasjonale veislitasjeutslippene, mens 15 % av de nasjonale slitasjeutslipp fra dekk og brems og eksosutslipp er allokert til Oslo (basert på andelen av trafikkarbeidet på 15 %).

### Konsentrasjoner og kildefordeling

Det er innhentet data om konsentrasjonene ved veinære målestasjoner med det høyeste målte årsmiddelet (verste målestasjon) fra den sentrale databasen for luftovervåkningsdata. Det er fortrinnsvis innhentet data fra årene 2009-2011, med Bergen som unntak fordi det ikke var høy nok datadekning i 2011. Her er en midling fra 2008-2010 benyttet. Årene som er benyttet hadde ulike meteorologiske forhold og er derfor representative som utgangspunkt til å beregne middelkonsentrasjonen. I Oslo varierer det hvilken målestasjon som har de høyeste verdiene. I Bergen er måledataene hentet fra Danmarks plass målestasjon. I Trondheim er måledataene innhentet fra Elgeseter målestasjon.

I tillegg til måledata fra verste stasjon er det innhentet informasjon om alle veinære målestasjoner i de tre byene. Måleverdiene fra alle de veinære stasjonene er deretter midlet for hver enkelt by, og danner grunnlaget for referansebanen for den "gjennomsnittlige veinære stasjonen".

Kildefordelingen ved de veinære målestasjonene er basert på rapport *Framskrivning av lokal luftkvalitet i Oslo og Trondheim* (NILU rapport OR 1/2010). Videre har Miljødirektoratet i samråd med Vegdirektoratet gjort følgende antakelser for å splitte opp veibidraget i oppvirvling og eksosutslipp og for å vurdere kildefordelingen ved veinære målestasjoner for PM<sub>2,5</sub> og PM<sub>10</sub>:

- Vedfyringsutslipp bidrar kun til PM<sub>2,5</sub> (ikke til grovfraksjonen)
- Av PM<sub>10</sub>-bakgrunnskonsentrasjonen vil 65 % være finfraksjon (bakgrunnsatlas, [www.luftkvalitet.info/MODLuft](http://www.luftkvalitet.info/MODLuft))
- Den resterende andelen av PM<sub>2,5</sub>-fraksjonen (foruten vedfyring og bakgrunn) skyldes eksosutslipp

Med bakgrunnskonsentrasjon menes konsentrasjonsbidrag fra omkringliggende byområder. Bidraget kan f.eks. omfatte trafikutslipp fra sentrale innfartsårer. Kildefordelingen blir da som vist i Tabell 8 og Tabell 9.

**Tabell 8 - Kildefordeling PM10 veinære målestasjoner**

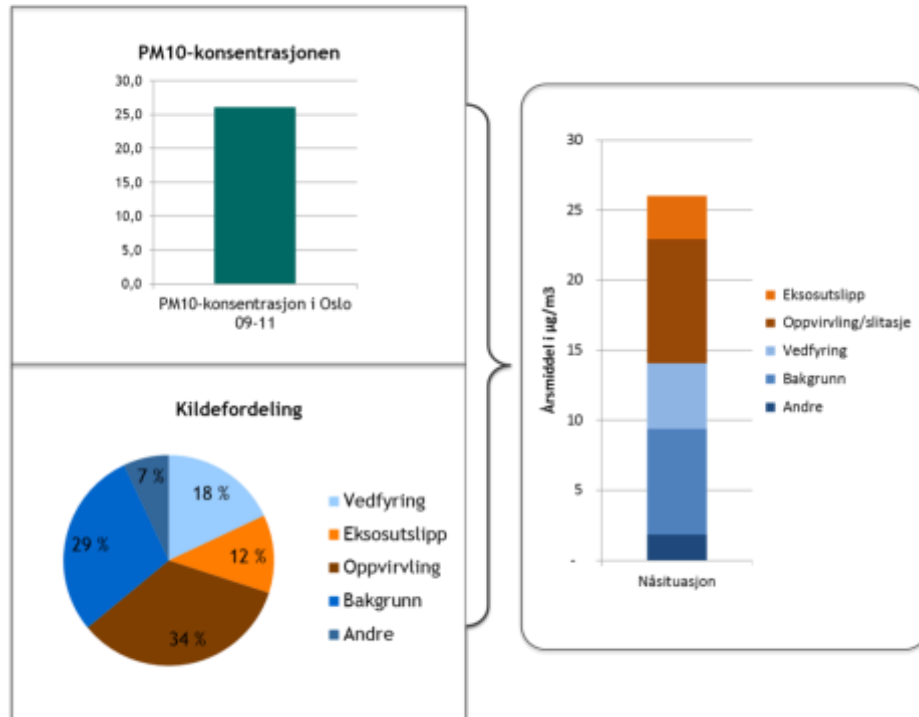
| Kildebidrag PM10    | Andel |
|---------------------|-------|
| <b>Vedfyring</b>    | 18 %  |
| <b>Eksosutslipp</b> | 12 %  |
| <b>Oppvirvling</b>  | 34 %  |
| <b>Bakgrunn</b>     | 29 %  |
| <b>Andre</b>        | 7 %   |

**Tabell 9 - Kildefordeling PM2,5 veinære målestasjoner**

| Kildebidrag PM2,5 | Andel |
|-------------------|-------|
| <b>Vedfyring</b>  | 37 %  |
| <b>Trafikk</b>    | 25 %  |
| <b>Bakgrunn</b>   | 38 %  |



Ut i fra Tabell 8 og Tabell 9 kan vi videre beregne konsentrasjonsbidraget ved veinære målestasjoner for kildene eksos og slitasje, altså at f.eks. eksosutslipp bidrar med 12 % til årsmiddelkonsentrasjonen i Oslo på 26  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , altså med 3,1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . Dette er illustrert i Figur 26.

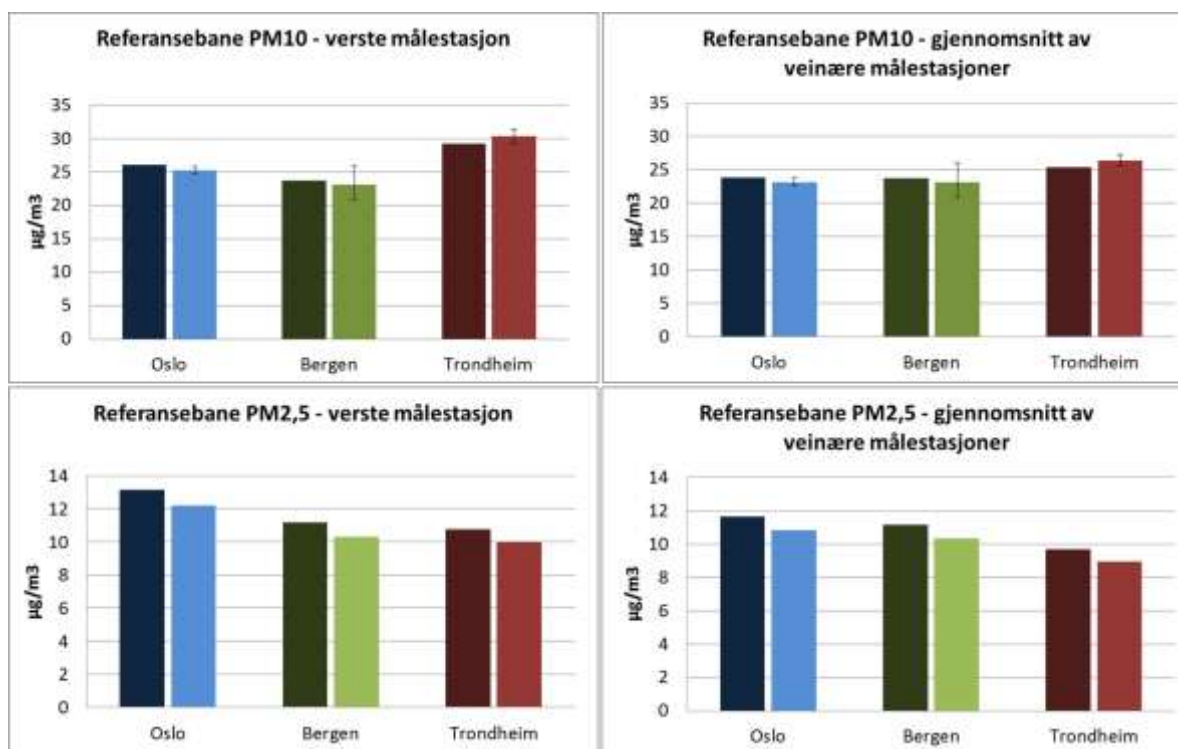


Figur 26 - Illustrasjon av kildebidraget til PM10-konsentrasjonen

#### Referansebanen og sensitivitetsanalysen

Referansebanen for PM10- og PM2,5-konsentrasjonene i Oslo, Bergen og Trondheim basert på metodikken og forutsetningene som beskrevet over er vist i Figur 27. PM10-konsentrasjonen er forventet å gå noe ned i Oslo og Bergen, mens vi forventer en økning i Trondheim på grunn av økt piggdekkandel og økt kjørelengde i 2024. PM2,5-konsentrasjonene forventes å bli redusert i alle byene på grunn av reduserte eksosutslipp, dette til tross for økt kjørelengde.

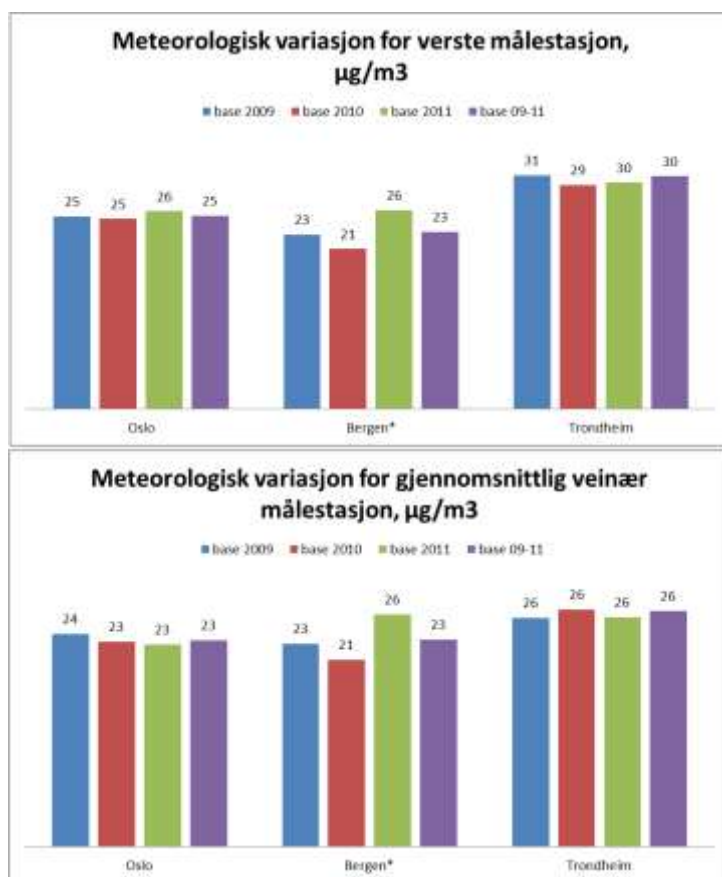
Standardavvikene representerer usikkerhetsintervallet basert på meteorologisk variasjon (se sensitivitetsanalyse under) og usikkerhet i kildefordelingen (bare for Trondheim, se under).



Figur 27 - Referansebane PM10 og PM2,5

#### Sensitivitetsanalyse meteorologisk variasjon:

Det er gjennomført en sensitivitetsanalyse for å undersøke hvilken effekt meteorologisk variasjon har på referansebanen. Det er her laget en framskrivning for konsentrasjonen i 2024 basert på konsentrasjonen og utslippet i 2009, en ny framskrivning basert på 2010 og en basert på 2011. Siden disse tre årene representerer ulike meteorologiske forhold, vil dette gi et inntrykk av hvor mye denne faktoren påvirker partikkelkonsentrasjonene. Resultatet er vist i Figur 28. I Oslo og Trondheim gir meteorologisk variasjon lite utslag på referansebanen (variasjon med  $\pm 1 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ), mens påvirkningen i Bergen er noe større ( $\pm 3 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Denne variasjonen er inkludert i standardavvikene i Figur 27.



Figur 28 - Sensitivitetsanalyse meteorologisk variasjon

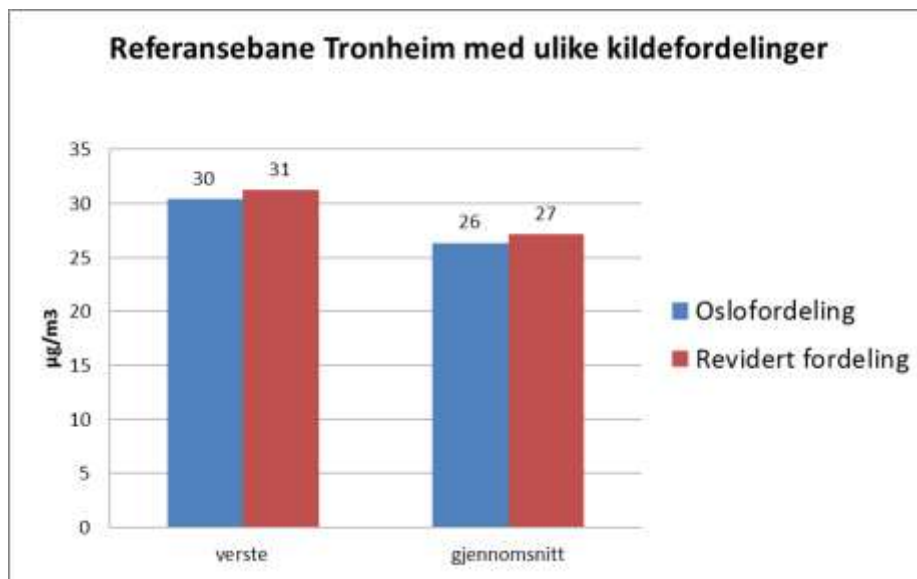
#### Sensitivitetsanalyse kildebidrag:

Fordi vi i utgangspunktet bare har tilgjengelig data for kildefordelingen i Oslo, er denne kildefordelingen også brukt for å lage referansebanen i Bergen og Trondheim. Samtidig vet vi at andelen grove partikler er betydelig høyere i Trondheim enn i Oslo, noe som tyder på at kildefordelingen er annerledes. På grunn av dette har vi gjennomført en sensitivitetsanalyse der kildebidraget i Trondheim er endret slik at slitasje/oppvirvling bidrar mer til partikkelkonsentrasjonen og eksosutslipp og vedfyring mindre, se Tabell 10.

Tabell 10 - Kildefordeling i Trondheim, sensitivitetsanalyse

| Kildebidrag PM10    | Oslofordeling | Trondheim revidert fordeling |
|---------------------|---------------|------------------------------|
| <b>Vedfyring</b>    | 18 %          | 15 %                         |
| <b>Eksosutslipp</b> | 12 %          | 10 %                         |
| <b>Oppvirvling</b>  | 34 %          | 40 %                         |
| <b>Bakgrunn</b>     | 29 %          | 29 %                         |
| <b>Andre</b>        | 7 %           | 6 %                          |

Resultatet av denne beregningen er vist i Figur 29. Den endrete kildefordelingen fører til en noe økt referansebane, men gir bare et lite utslag (+1  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ ). Denne variasjonen er inkludert i standardavvikene i Figur 27.



Figur 29 - Referansebanen for Trondheim med revidert kildefordeling

## 5.2 Detaljert beskrivelse av tiltakene

### *Oversikt kostnader for alle basistiltakene*

| <b>Oslo</b>                           | Kostnader, annuitet<br>[Millioner kroner] | Effekt, annuitet<br>[Reduksjon mikrogram<br>PM10] | Kostnad/effekt[kr/μg/m3] | Nettonytte<br>[Millioner kroner] |
|---------------------------------------|-------------------------------------------|---------------------------------------------------|--------------------------|----------------------------------|
| Økt støvfjerning                      | 3,0                                       | 1,0                                               | 3                        | 198                              |
| Reduserte fartsgrenser, 28 km         | 48,0                                      | 1,0                                               | 48                       | 18                               |
| (Reduserte fartsgrenser, 47 km)       | 98,0                                      | 1,0                                               | 98                       | 2                                |
| Økt piggfriandel, 86 % til 90 %       | 7,1                                       | 0,8                                               | 9                        | 154                              |
| Partikkelfilter - bygg og anlegg      | 15,5                                      | 0,5                                               | 31                       | 86                               |
| Forsert utskifting til nye ovner      | 0,1                                       | 0,3                                               | 0,3                      | 63                               |
| (Forsert utskifting til pelletsovner) | 21,1                                      | 0,4                                               | 51                       | 62                               |
| Naturgass                             | 24,2                                      | 0,02                                              | 1576                     | -21                              |
| Biogass                               | 30,6                                      | 0,02                                              | 1991                     | -29                              |

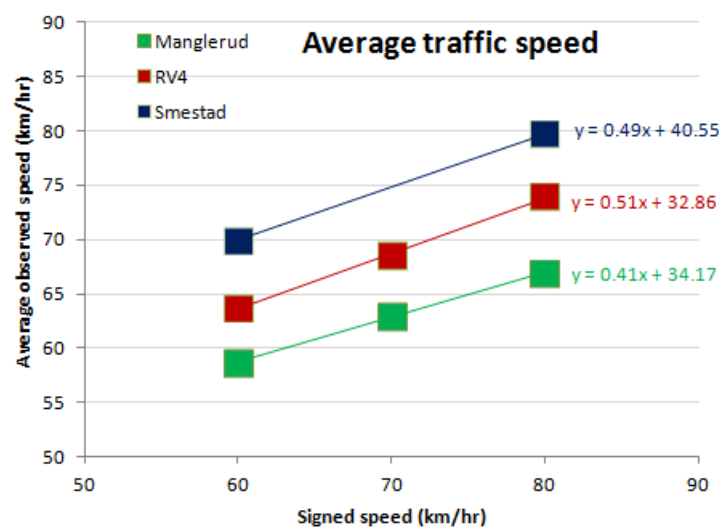
| <b>Bergen</b>                         | Kostnader, annuitet<br>[Millioner kroner] | Effekt, annuitet<br>[Reduksjon mikrogram<br>PM10] | Kostnad/effekt[kr/μg/m3] | Nettonytte<br>[Millioner kroner] |
|---------------------------------------|-------------------------------------------|---------------------------------------------------|--------------------------|----------------------------------|
| Økt støvfjerning                      | 2,0                                       | 1,0                                               | 2                        | 80                               |
| Reduserte fartsgrenser, 15 km         | 17,0                                      | 1,0                                               | 17                       | -9                               |
| Økt piggfriandel, 85 % - 90 %         | 4,5                                       | 1,1                                               | 4                        | 81                               |
| Partikkelfilter - bygg og anlegg      | 6,3                                       | 0,5                                               | 13                       | 34                               |
| Forsert utskifting til nye ovner      | 0,1                                       | 0,3                                               | 0,2                      | 22                               |
| (Forsert utskifting til pelletsovner) | 12,9                                      | 0,3                                               | 37                       | 16                               |
| Naturgass                             | 12,1                                      | 0,02                                              | 663                      | -11                              |
| Biogass                               | 25,5                                      | 0,02                                              | 1397                     | -24                              |

| <b>Trondheim</b>                      | Kostnader, annuitet<br>[Millioner kroner] | Effekt, annuitet<br>[Reduksjon mikrogram<br>PM10] | Kostnad/effekt[kr/μg/m3] | Nettonytte<br>[Millioner kroner] |
|---------------------------------------|-------------------------------------------|---------------------------------------------------|--------------------------|----------------------------------|
| Økt støvfjerning                      | 2,0                                       | 1,0                                               | 2                        | 53                               |
| Reduserte fartsgrenser, 15 km         | 25,0                                      | 1,0                                               | 25                       | -17                              |
| (Økt piggfriandel, 65 % - 80 %)       | 5,5                                       | 3,0                                               | 2                        | 160                              |
| Økt piggfriandel, 65 % - 85 %         | 9,2                                       | 4,0                                               | 2                        | 211                              |
| (Økt piggfriandel, 65 % - 90 %)       | 10,9                                      | 5,0                                               | 2                        | 265                              |
| Partikkelfilter - bygg og anlegg      | 4,3                                       | 0,8                                               | 5                        | 40                               |
| Forsert utskifting til nye ovner      | 0,04                                      | 0,2                                               | 0,2                      | 13                               |
| (Forsert utskifting til pelletsovner) | 8,7                                       | 0,3                                               | 27                       | 9                                |
| Naturgass                             | 12,1                                      | 0,04                                              | 275                      | -10                              |
| Biogass                               | 25,5                                      | 0,04                                              | 580                      | -23                              |

### Redusert fartshastighet om vinteren

Ved å redusere utvalgte fartsgrenser i vinterhalvåret vil utslipp og følgelig konsentrasjon av PM10 reduseres, både på grunn av redusert veislitasje og på grunn av redusert oppvirvling. Tidligere har dette vært innført som tiltak på tre strekninger i Oslo: Riksveg 4, Ring 3 og E18-vestover, totalt cirka 30 km. Tidligere har disse veiene hatt en fartsgrense på 80 km/h som standard. I 2012 ble fartsgrensene på Riksveg 4 og Ring 3 senket til 70 km/h. Tiltaket vil være å redusere skiltet hastighet på disse veiene fra henholdsvis 80 km/h og 70 km/h, til 60 km/h i vinterhalvåret.

En studie av effekt av redusert hastighet ble gjennomført i 2004/2005 (Hagen et al., 2005). Denne studien viste at når skiltet hastighet ble redusert fra 80 km/h til 60 km/h så ble den reelle gjennomsnittlige hastigheten redusert fra 77 km/h til 67 km/h, dette er gjennomsnittshastigheter som også inkluderer rushtrafikk. En nyere studie (Elvik, 2013) viste at innføring av redusert hastighet (80 km/h til 60 km/h) på tre veier i Oslo (Riksveg 4, Ring 3 og E18-vestover) i gjennomsnitt reduserte den reelle hastigheten fra 76 km/h til 70 km/h. I studien «Modelling non-exhaust emission of PM10 in Oslo, Impact of the environmental speed limit using the NORTRIP model» (Denby og Sundvor, 2013) er det registrert sammenheng mellom skiltet- og målt hastighet ved tre målepunkter i Oslo over tre år, Riksveg 4, Smestad og Manglerud. Denne studien viser at når skiltet hastighet endres med 10 km/h så vil den reelle hastigheten endres med ca. 4,5 - 5 km/h (Figur 30).



Figur 30: Gjennomsnittlig observert kjørehastighet ved 3 målepunkter i Oslo som funksjon av skiltet hastighet (Denby og Sundvor, 2013).

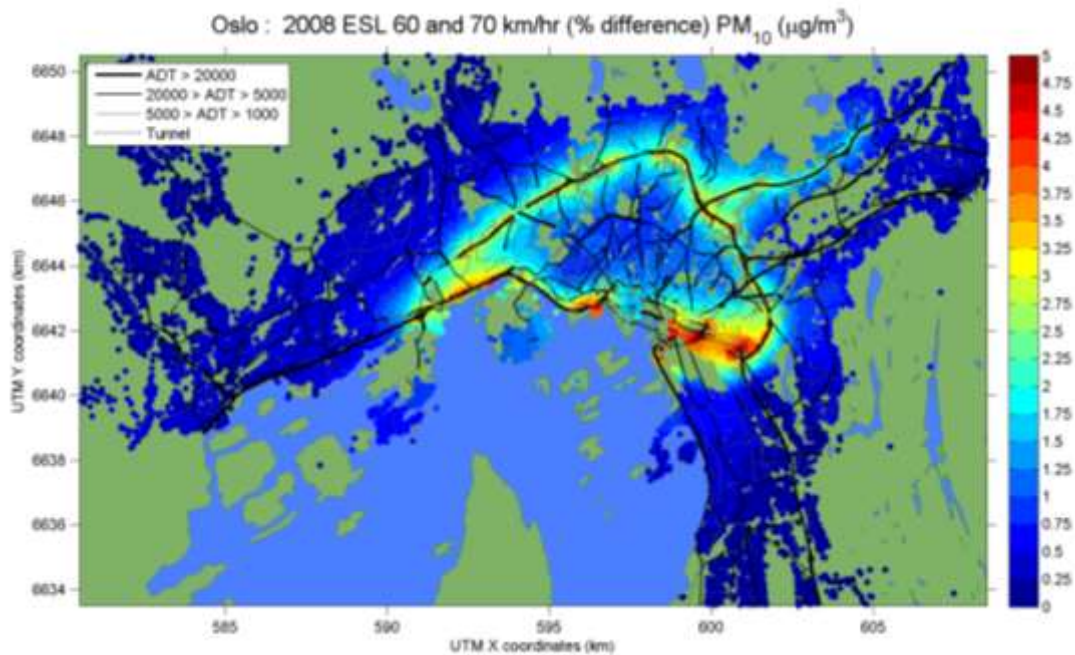
På grunnlag av disse tre studiene er det naturlig å anta følgende:

- Ved å redusere skiltet hastighet fra 70 km/h til 60 km/h vil den reelle gjennomsnittshastigheten reduseres fra 70 km/h til 65 km/h. Dette inkluderer rushtrafikk og er aktuelt på Ring 3 og Riksveg 4.
- Ved å redusere skiltet hastighet fra 80 km/h til 60 km/h vil den reelle gjennomsnittshastigheten reduseres fra 76 km/h til 65 km/h. Dette inkluderer rushtrafikk og er aktuelt på E6 og E18.

I 2005 (Hagen et al., 2005) ble effekten av å redusere skiltet hastighet ved Riksveg 4 studert. Denne studien viste at de høyeste døgnmiddelverdiene av PM10 på Riksveg 4 ble redusert mer enn 20 % fra vinteren 2004 til vinteren 2004/2005. Samt at antall døgnmiddel > 50  $\mu\text{g PM}_{10}/\text{m}^3$  er redusert med mer enn 30 %. Korrigert for en mindre hastighetsreduksjon viser modellberegninger i 2013 (Denby og Sundvor, 2013) tilsvarende resultater. En måledataanalyse (Gjerstad et al., 2012) viser sammenheng mellom årsmiddel og høye døgnmiddel. Ut fra disse tre studiene har vi grunnlag til å konkludere hvilke effekt som kan forventes ved å redusere skiltet hastighet fra henholdsvis 80 km/h eller 70 km/h til 60 km/h. Da kan vi forvente følgende effekt på konsentrasjon av PM10:

- Antall døgnmiddel PM10 > 50  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  reduseres med ca. 2 - 6 døgn
- Årsmiddel PM10 reduseres med ca. 0,5 – 1,5  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ .

Figur 31 viser modellert endring av årsmiddel PM10 ved å endre skiltet hastighet fra 80 km/h eller 70 km/h til 60 km/h (Denby og Sundvor, 2013). Det er ikke gjort eksponeringsberegning i denne studien, men figuren viser reduksjon i årsmiddel PM10 på boligadresser. Ut fra figuren har vi lagt til grunn at forbedret luftkvalitet, som følge av tiltaket, vil komme ca. 1/3 av Oslos befolkning til gode.



Figur 31: Relativ endring i årsmiddel PM10 i bygningspunkter som følge av å endre skiltet hastighet fra 70 km/h til 60 km/h. Enhet: %. (Denby og Sundvor, 2013).

Ved å redusere hastighet på veiene er det flere forhold som berøres og som gir kostnader eller gevinster i et samfunnsnyttig perspektiv. Vi har tatt med følgende elementer i kostnadsberegningen:

- tapt tid for trafikantene
- entreprenørkostnad for utskifting av skilt
- reduserte antall ulykker
- redusert drivstofforbruk
- reduserte støynivåer
- reduserte NOx-utslipp
- reduserte CO2-utslipp

Tabell 11 viser hvordan tiltakets kostnader og gevinster er satt sammen dersom tiltaket gjeninnføres på 3 veistrekninger i Oslo (Riksveg 4, Ring3 og E18-vestover).

Tabell 11 - Tiltakskostnad for redusert hastighet på vinterhalvåret på 27,7 km veistrekning i Oslo

| Post                                   | Kilde for verdsetting                                           | Verdsetting (2013 – kroner)                          | Estimert kostnad (millioner NOK per år 2013-kroner)<br><br>70 – 65 km/h | Usikkerhet                            |
|----------------------------------------|-----------------------------------------------------------------|------------------------------------------------------|-------------------------------------------------------------------------|---------------------------------------|
| Tapt tid                               | Statens vegvesen<br>Håndbok 140                                 | Kostnad per time<br><br>For lette: 205<br>Tunge: 572 | - 76                                                                    | Meget stor                            |
| Redusert støy                          | Statens vegvesen<br>Håndbok 140                                 | 16.450 kr per svært plaget person                    | 3,0                                                                     | Middels                               |
| Redusert utslipp av CO2                | Statens vegvesen<br>Håndbok 140                                 | 240 kr per tonn                                      | 0,6                                                                     | Stor                                  |
| Redusert utslipp av NOx                | Statens vegvesen<br>Håndbok 140                                 | 230 kr per kg                                        | 2,9                                                                     | Middels                               |
| Redusert forbruk av drivstoff          | Statens vegvesen<br>Håndbok 140                                 | Utslippsdata fra HB140,<br>5,90 kr per liter         | 5,5                                                                     | Stor                                  |
| Reduserte ulykker                      | Ulykkesstatistikk fra Statens vegvesen og Veisten et al. (2010) | 1.510.000 kr per trafikkuhell                        | 16                                                                      | Middels                               |
| Entreprenørkostnad                     | Statens vegvesen                                                | Kostnads estimat fra Statens Vegvesen Region Øst     | 0,2                                                                     | Liten                                 |
| <b>Sum kostnader For 27,7 km veier</b> |                                                                 |                                                      | <b>-48</b>                                                              | <b>Meget stor, vurdert til ± 25 %</b> |
| <b>Sum per kilometer</b>               |                                                                 |                                                      | <b>-1,73</b>                                                            | <b>Meget stor, vurdert til ± 25 %</b> |

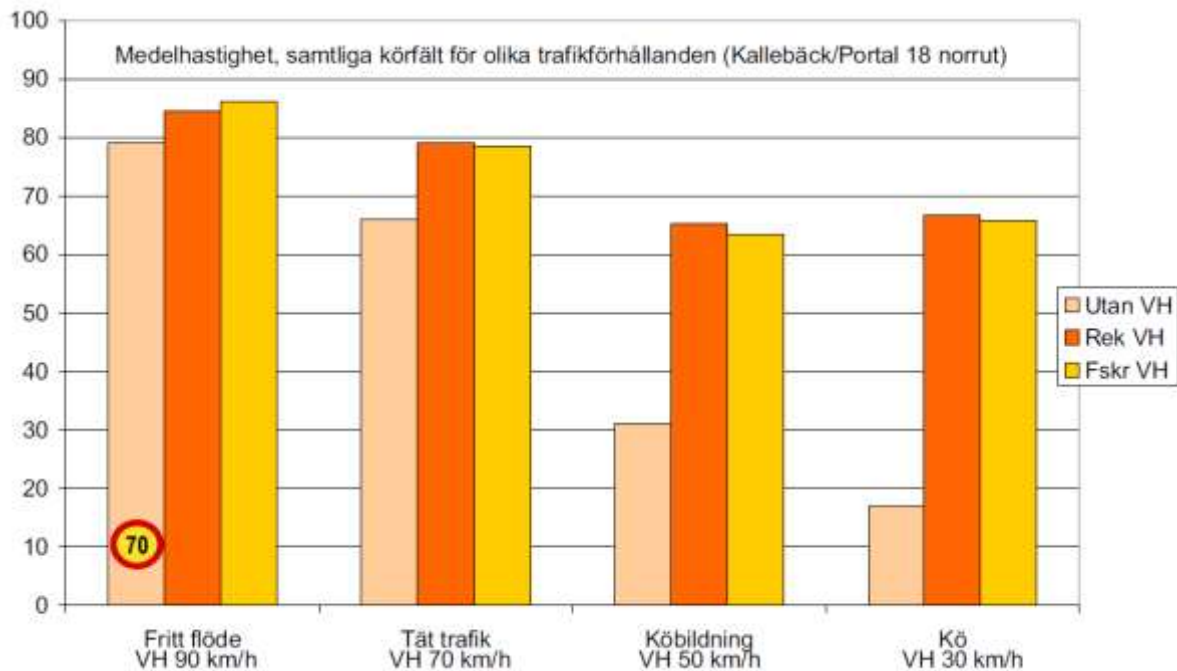


|               |  |                         |                            |  |
|---------------|--|-------------------------|----------------------------|--|
| <b>Effekt</b> |  | <b>Endret årsmiddel</b> | 0,5 – 1,5µg/m <sup>3</sup> |  |
|---------------|--|-------------------------|----------------------------|--|

Den største kostnadsfaktoren i tabellen er tapt tid for trafikantene. Vi har valgt å benytte tidsverdsettingen fra Statens vegvesens Håndbok 140. Likevel mener vi at det er nyttig å drøfte følsomheten i denne verdsettingen. For hver enkelt trafikant forårsaker dette tiltaket et marginalt tidstap, men når dette multipliseres med et meget stort antall trafikanter så blir det likevel et stort produkt. Ved en hastighetsreduksjon fra 70 km/t til 65 km/t vil en bil som kjører hele Ring 3 (15,6 km) tape ca. 1 minutt.

Verdsetting av tid i Håndbok 140 er basert på betalingsvilje blant trafikanter (Ramjerdi et al. 2010). Samtidig foreligger det nyere forskning som viser at betalingsviljen har en betydelig lavere timekostnad for små tidstap enn for store tidstap (Hjorth og Fosgerau, 2012). Dette vil gi et meget stort utslag for vurderingen som er gjort for reduserte hastigheter.

En annen vesentlig usikkerhet som bør trekkes inn er den mulige økte kapasiteten som oppstår ved å kjøre i 65 km/t kontra 70 km/t om vinteren. Det er tendens til at veien slipper gjennom flere biler per minutt ved denne hastigheten, og det vil kunne motvirke kødannelse og tidstap knyttet til kø. Tiltaket kan derfor gi redusert tidstap ved å unngå kø eller forlenge tiden fram til det oppstår kø slik at perioden med kø blir kortere. I Gøteborg er det gjennomført trafikkregulering med ITS for å forebygge kødannelse. Studier viser at ved å redusere hastighetsgrensa så vil det ta lenger tid før trafikkdynamikken kolliderer og at det danner seg saktegående kø. Reduserte hastighetsgrense fører altså til at kapasiteten på veinettet øker, og følgelig vil også gjennomsnittshastigheten øke. Resultater fra Gøteborg viser at veinettet slipper gjennom ca. 4 % flere kjøretøy ved å redusere hastighetsgrensa med ITS (Vägverket, 2008). Vi har ikke datagrunnlag til å inkludere denne effekten i våre beregninger. Vi kan heller ikke anta at erfaringene fra Gøteborg er direkte overførbare til andre byer. Men dette gir en indikasjon på at tidstapet vi opererer med kan være for høyt. Eksempel på hvordan redusert hastighetsgrense gir økt fremkommelighet i Gøteborg er vist i Figur 32. Figuren viser at middelhastigheten øker ved hjelp av variabel hastighet (VH) på en veistrekning hvor det er kødannelse.



Figur 32: Eksempel på at redusert hastighetsgrense gir økt fremkommelighet i Göteborg. (VH = variabel hastighet; Rek VH = Anbefalt VH; Fskr VH = Bindende VH)

Det er også usikkerhet knyttet til hvor stor den reelle hastighetsreduksjonen blir ved å redusere skiltet hastighet. Selv om det foreligger 3 studier som støtter hverandre i at når skiltet hastighet endres med 10 km/h så vil den reelle hastigheten endres med ca. 4,5 - 5 km/h; så vil likevel en usikkerhet i hastighetsreduksjon på bare 1 km/h gi en usikkerhet på hele  $\pm 15$  millioner kroner i verdsetting. Usikkerhet i hastighetsreduksjon gir også en tilhørende usikkerhet i effekt av tiltaket. Det er viktig at beslutningstakere har innblikk i denne usikkerheten.

Det kan også tenkes å utvide tiltaket til andre veier i Oslo. Ut i fra lokal kunnskap til veinettet i Oslo anslår vi at tiltaket kan utvides til ytterligere ca. 15 km vei fordelt på E6-nordover, E6-sørøver, samt forlengelse av E18-vestover. Nyttet av å utvide tiltaket vil først og fremst være at større deler av Oslos befolkning tar del i forbedret luftkvalitet, vi legger til grunn at denne andelen da øker fra 1/3 til 1/2 av Oslos befolkning. Dette vil kvantifisere seg gjennom større besparelser i form av DALYs (kapittel 2.4), men også de positive elementene i Tabell 11. Dersom tiltaket utvides kan det anslås at kostnadene i Tabell 11 justeres til 98 millioner kroner per år, fremdeles med stor usikkerhet, anslagsvis  $\pm 25\%$ .

Tiltaket er ikke gjennomført i Bergen og Trondheim tidligere og vi har derfor ikke datagrunnlag fra lokale veier i disse byene. For å vurdere tiltaket i Bergen og Trondheim har vi derfor tatt utgangspunkt i data som er kjent fra Oslo og skalerer tiltaket, ut i fra hva som vil være rimelige lengder på eventuelle veier med tilsvarende hastighetsgrenser og ÅDT i disse byene. Det vil naturligvis være ytterligere stor usikkerhet i en slik metode, i tillegg til de usikkerheter som allerede er i Oslo-beregningene. En enkel gjennomgang av veinettene i Bergen og Trondheim viser også at det er færre veistrekninger som er egnet for dette tiltaket enn i Oslo. De veiene hvor dette kan være aktuelt ligger gjerne litt utenfor bykjernene og de områdene som er tyngst belastet med høye konsentrasjoner av  $PM_{10}$ , slik at nytten derfor blir tilsvarende lavere. Dette blir i våre beregninger

uttrykt ved at effekten skaleres ned relativt til hvor stor andel av befolkningen som bor i områdene hvor det kan tenkes at tiltaket blir gjennomført. Vi ser i ettertid at aktuell beregning for Bergen og Trondheim burde ha tatt utgangspunkt i en redusert fart fra 60 til 50 km/t da dette er mer relevant og gitt mer nytte. Det mangler imidlertid gode erfaringsdata for dette.

Vi legger til grunn at effekten lokalt ved veiene er tilsvarende det som er beregnet i Oslo:

- Antall døgnmiddel PM10 > 50 µg/m<sup>3</sup> reduseres med ca. 2 - 6 døgn
- Årsmiddel PM10 reduseres med ca. 0,5 – 1,5 µg/m<sup>3</sup>.

Omfanget av tiltaket vurderer vi som lavere ettersom vi ikke ser at det er like store veistrekninger hvor dette tiltaket kan passe. Vi anslår at tiltaket vil ha følgende omfang og tilhørende nytte:

- Trondheim: Ca. 15 km og dekke 15 % av befolkningen i Trondheim.
- Bergen: Ca. 10 km og dekke 10 % av befolkningen i Bergen.

Med disse antakelsene vil tiltakene ha en kostnad som følger:

- Trondheim: Ca. 25 (± 25 %) millioner
- Bergen: Ca. 17 (± 25 %) millioner

### *Forbedret støvfjerning og støvbinding*

Støvbinding og støvfjerning er i utgangspunktet to uavhengige tiltak som vi velger å se under ett. Dette har vi gjort fordi disse tiltakene som regel gjennomføres sammen. I tillegg er dette tiltak hvor effekten trolig er best når tiltakene kombineres. Dokumentasjonen på hvor godt effekt disse tiltakene har er mangelfull og sprikende. Her følger en oversikt på de studiene vi vurderer som mest relevante med tilhørende kommentarer:

- **Analyse av luftkvalitet og effekt av støvdemping basert på data fra 2001 – 2009 (Aldrin et al., 2010).** Denne studien er basert regresjonsmodell på 10 år med data fra målepunktet i Kirkeveien. Studien vurderer effekt av støvbinding med magnesiumklorid, men ikke effekt av støvfjerning/renhold. Effekt av støvbinding er kvantifisert til å redusere de høyeste verdiene med 14 %. Vi vurderer studien er robust, treffsikker og relevant for støvbinding.
- **Bruk av magnesiumklorid som akuttiltak for støvdemping på E6 gjennom Trondheim (Bertelsen, 2003).** Rapporten viser en effekt på 17 % på de høyeste verdiene når tiltakene kombineres. Målingene er kun gjort i to måneder en vinter og er derfor ikke like tungtveiende. Likevel er dette resultater som støtter funnene fra Aldrin, 2010.
- **Modelling non-exhaust emissions of PM<sub>10</sub> in Oslo: Impact of traffic parameters and road maintenance activities using the NORTRIP model (Denby, 2013).** Dette er en modellberegning hvor effekten av både støvfjerning/renhold og støvbinding er beregnet. Beregningene viser en kombinert effekt på 28 % på de høyeste verdiene. Disse beregningene er imidlertid svært usikre ettersom det er lite tilgjengelige måledata til å verifisere modellen mot. Effekten av støvfjerning/renhold er spesielt usikker, Denby vurderer denne effekten til å ligge i intervallet 0 % – 50 %.
- **Støvmålinger i festningstunnelen (Tønnesen, 2006).** Dette notatet viser meget god effekt av tiltakene, en reduksjon på 50 % - 75 % på de høyeste verdiene. Dette er imidlertid en studie i tunnel og verken støvproduksjon eller spredningsforhold er overførbare til et veinett

i åpent bylandskap. Denne studien vurderes som lite representativ og tillegges derfor liten vekt.

- **Effekt av vasking, feiing og salting i Strømsås-tunnelen vinteren 04/05 (Aldrin, 2006).** Rapporten viser god effekt av støvbinding med magnesiumklorid (ca. 45 % på høyeste verdier), men ikke statistisk signifikant effekt av støvfjerning. Dette er også en studie i tunnel og derfor lite relevant for tiltakene i et åpent bylandskap.

Det er godt dokumentert at støvbinding med magnesiumklorid har god effekt for å redusere konsentrasjoner av PM10. Effekten er best dokumentert i Aldrin et. al, 2010. Støvdemping gjennomføres i både Oslo, Trondheim og Bergen. Statens vegvesen Region Øst rapporterer at støvbinding gjennomføres annenhver dag, dette er så ofte som det lar seg gjøre uten at veibanen blir glatt som følge av magnesiumklorid. Vi antar derfor at potensialet av støvbinding langt på vei er utnyttet slik rutinen er i dag.

Effekten av støvfjerning er imidlertid omdiskutert og dårlig dokumentert. Vi velger likevel å legge til grunn at støvfjerning gir positiv effekt på luftkvaliteten, men vi legger også til grunn en stor usikkerhet i dette. Det gjennomføres støvfjerning i flere norske byer. Derfor er n-ytten av støvfjerning til dels er hentet ut. Tiltaket (relativt til dagens situasjon) blir da en forbedring, og kanskje utvidelse, av støvfjerning. Når vi legger til grunn at støvfjerning kan bedres så bygger vi det på at ved dagens rutiner er det ikke mulig å gjennomføre støvfjerning dersom temperaturen er for lav, det er mulig å bedre teknikken slik at tiltaket kan gjennomføres ved lavere temperaturer. Da er det mulig å gjennomføre støvfjerning oftere, skjønt effekten av dette er uvisst. Videre anser vi det også som rimelig å anta at selve teknikken ved støvfjerning kan bedres slik at mer støv fjernes fra veibanen. Også dette er svært uvisst og vi velger derfor å legge til en usikkerhet som går helt ned til 0, altså at tiltaket har ingen effekt.

Vi kan gi et grovt estimat av effekten av å optimalisere tiltaket. Estimaten som presenteres her er basert på de ulike feltstudiene som er vist over, samt modellberegninger hvor det foreligger usikkerheter. Estimaten har derfor en stor grad av usikkerhet i seg. Tallene er derfor mer å betrakte som en indikator på størrelsesorden, heller enn konkrete estimater. Med denne forutsetning legger vi til grunn at optimalisering av tiltaket kan redusere PM10-konsentrasjonen:

- antall døgnmiddel > 50 µg/m<sup>3</sup> med 0 - 8 døgn
- tilsvarende en årsmiddelreduksjon på 0 - 2 µg/m<sup>3</sup>

Dette er tiltak som er relativt rimelige å gjennomføre. Kostnad for tiltaket begrenser seg til entreprenørkostnaden. Basert på de kostnader som er rapportert for dagens tiltak, samt vurdering fra muntlige kilder med kjennskap til renhold, vil vi anslå at årlig tilleggskostnad for å bruke bedre teknikk, og kanskje øke frekvens av renhold kan være:

- 2 til 4 mill kr i Oslo
- 1 til 3 mill kr Bergen og Trondheim

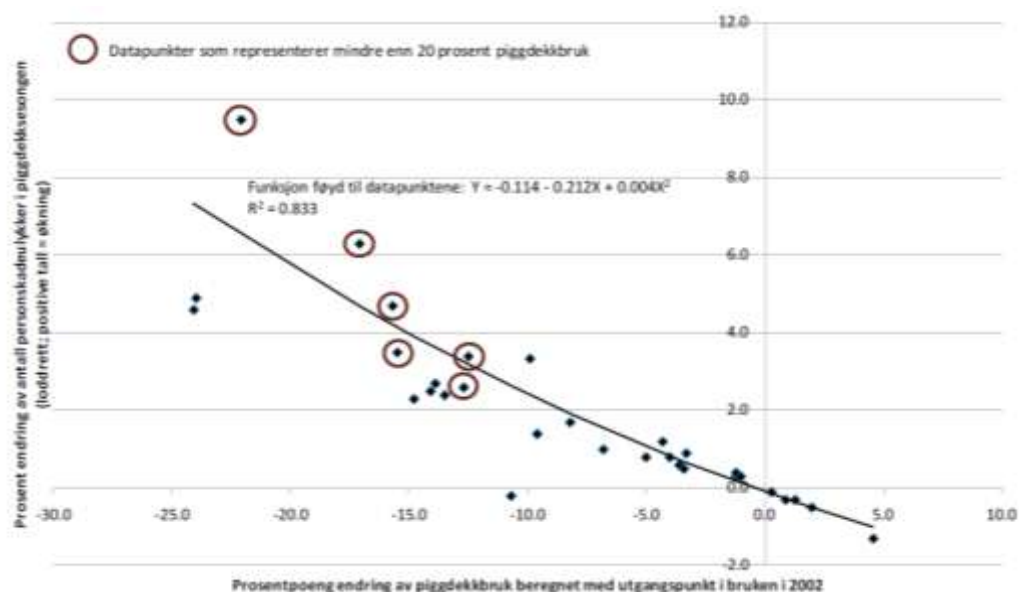
### *Redusert bruk av piggdekk*

Det foreligger en sterk sammenheng mellom konsentrasjoner av PM10 og bruk av piggdekk. Ved å redusere bruk av piggdekk vil det produseres mindre PM10, og følgelig bli lavere konsentrasjoner.

Per i dag er det ulik andel piggfrie dekk i de ulike byene. Det er derfor også ulikt potensial for økning av piggfriandelen. I Oslo og Bergen har vi vurdert effekten av å øke andelen piggfrie dekk opp til 90 %, mens i Trondheim er det vurdert tre alternativer: Økning av andel piggfrie dekk opp til henholdsvis 80 %, 85 % og 90 %. Ut i fra lokale meteorologiske forhold anser vi 80 % og 85 % som mest realistisk tiltak i Trondheim.

En studie gjennomført i 2002 tilsier at det er en ikke-tilfeldig samvariasjon mellom konsentrasjonene av partikler og piggdekkbruk i Oslo. Analysen har vist en gjennomsnittlig reduksjon av ca. 1 µg/m<sup>3</sup> PM10 (døgngjennomsnitt i piggdekkseongen) med 10 % (absolutt) reduksjon i piggdekkandel (Bartonova et al., 2002). Denne studien ble imidlertid utført på en tid da piggdekkandelen i Oslo var langt høyere enn den er i dag, og det er derfor begrenset hvor relevant denne studien er. I rapporten *Modelling non-exhaust emissions of PM10 in Oslo: Impact of traffic parameters and road maintenance activities using the NORTRIP model* (Denby, 2013) modelleres effekten av ulike tiltak mot svevestøv. Her vises det at en endring i 10 prosentpoeng piggdekk gir en effekt på ca. 2 µg/m<sup>3</sup> som årsmiddel. Mens det tidligere er kommentert at NORTRIP er svært usikker på modellering av støvfjerning, så er modellen godt verifisert i forhold til å modellere effekt av ulike piggdekkandeler. Vi vurderer derfor modellberegningene fra Denby som mest pålitelige i denne sammenheng. På dette grunnlaget kan vi vurdere effekten av redusert bruk av piggdekk med en stor grad av sikkerhet.

Kostnader for tiltaket vises i form av økte trafikkuhell. Redusert bruk av piggdekk i de fem største byene har i liten grad har påvirket antall trafikkuhell, men som **Feil! Fant ikke referanseilden.** viser å kan det antas at en endring på 10 prosentpoeng piggdekk vil medføre en endring på 2 % trafikkuhell. Kostnadene per ulykke er vurdert ut fra verdsettingsstudien (Veisten et al., 2010a), antall og alvorlighetsgraden av ulykker er vurdert ut fra uhellsstatistikk i Vegvesenets database. De fleste registrerte trafikkuhell går under kategorien lettere skader. På dette grunnlag verdsettes et gjennomsnittlig trafikkuhell til NOK 1,51 millioner regnet som 2013-kroner. Dette er samme verdi som brukes for tiltak med reduserte hastigheter.



Figur 33: Sammenheng mellom prosentpoeng endring av piggdekkbruk (med utgangspunkt i bruken i 2002) og prosent endring av antall personskadeulykker i piggdekkseongen (Elvik og Kaminska, 2011).

Økt andel piggfrie dekk gir også en samfunnsøkonomisk besparelse ved at det vil føre til at veidekke får økt levetid. Statens vegvesen region øst har rapportert at forventet økt levetid for veidekke i Oslo. Mens piggfriandelen i Oslo har økt fra 10 % til 85 % har levetiden for et veidekke på en høytrafikkert vei økt fra ca. 3 år til ca. 6 år; samt at levetiden for veidekke på av-, og påkjøringsrampene har økt fra ca. 5 år til ca. 13 år. Oslo har ca. 70 felt-kilometer med ramper og ca. 530 felt-kilometer med vei med ÅDT høyere 10.000. Videre koster hver reasfaltering ca. 550.000 kr per felt-kilometer vei og ca. 1 million kr per felt-kilometer rampe. Ut fra dette tallmaterialet vil en reduksjon på 1 prosentpoeng piggdekk spare vedlikeholdsarbeid for ca. 770.000 kr. Dette er et overslag. Vi har ikke hatt tilsvarende data for Trondheim eller Bergen, derfor er det, utfra bystørrelse, antatt at besparelsene i disse byene er halvparten av besparelsen i Oslo.

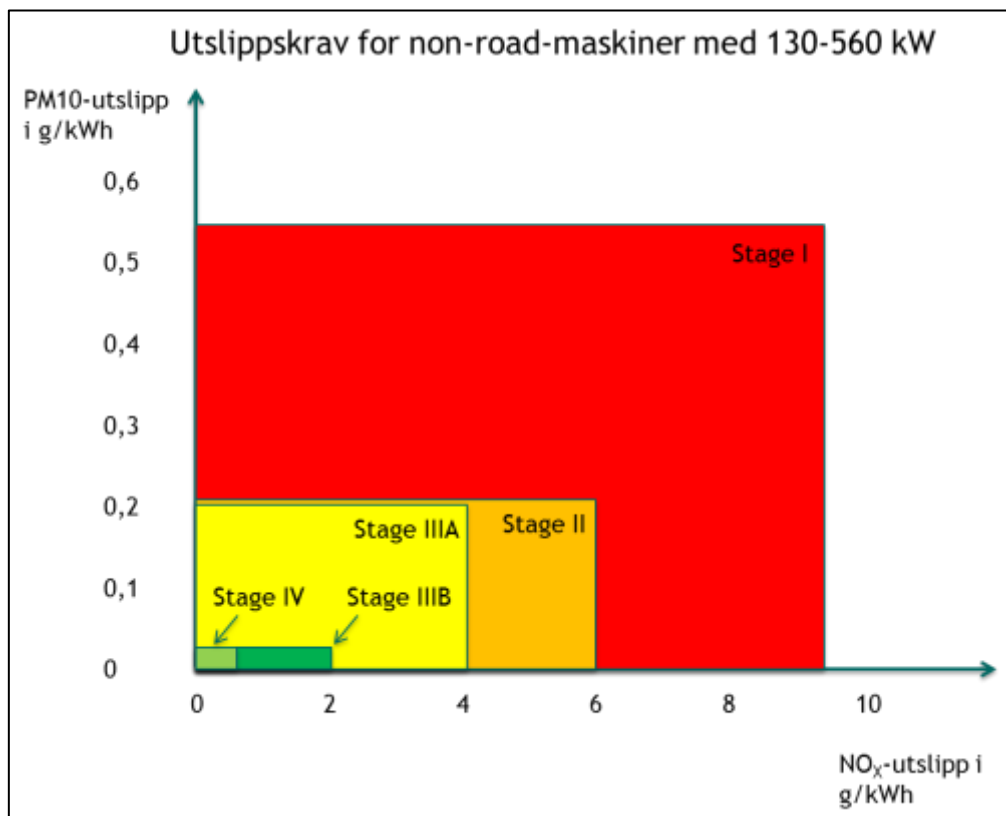
Tabell 4 viser forventet kostnad (inkluderer økte trafikkuhell og redusert veidekkeslitasje) og tilhørende forventet reduksjon i PM10-konsentrasjon dersom piggfriandelen i Oslo, Bergen og Trondheim øker fra 2013-nivå til en gitt målsetning.

**Tabell 12: Kostnader og nytte ved å øke andelen piggfrie dekk i norske byer til en gitt målsetning.**

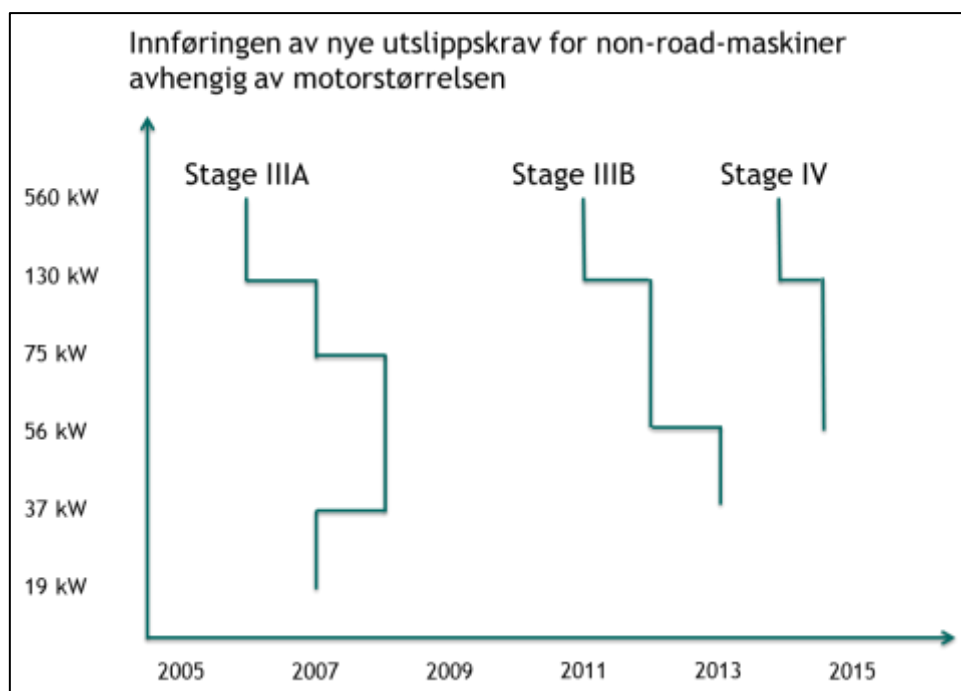
| By        | Vurdert målsetning som tiltak | Piggfri-andel 2013 | Kostnad millioner NOK | Potensielt forbedret årsmiddel $\mu\text{g}/\text{m}^3$ | Potensielt reduksjon av antall dager over $50\mu\text{g}/\text{m}^3$ |
|-----------|-------------------------------|--------------------|-----------------------|---------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------|
| Bergen    | 90 %                          | 84,7 %             | - 7,1                 | 0,8 – 1,3                                               | 4 - 6                                                                |
| Oslo      | 90 %                          | 86,0 %             | - 4,5                 | 0,6 – 1,0                                               | 3 - 5                                                                |
| Trondheim | 80 %                          | 65,0 %             | - 5,5                 | 2,3 – 3,8                                               | 11 - 18                                                              |
| Trondheim | 85 %                          | 65,0 %             | - 9,2                 | 3,0 – 5,0                                               | 14 - 24                                                              |
| Trondheim | 90 %                          | 65,0 %             | - 10,9                | 3,8 – 6,3                                               | 18 - 30                                                              |

### Partikkelfilter på anleggsmaskiner

Utslippene fra ikke-veigående maskiner reguleres i "stage-krav" sammenlignbart med reguleringer for veigående kjøretøy (Euro-kravene), men utslippskravene avhenger av motorstørrelsen. Utslippskravene for PM10 og NO<sub>x</sub> for de ulike "stages" og tidspunkt for innføringen er vist i Figur 34 og Figur 35 under. Figur 34 illustrerer hvor mye strengere stage-kravene har blitt for maskinene – for partiklene er kravet redusert fra 0,54 g/kWh i stage I til 0,025 g/kWh i stage IIIB, altså med rundt 95 %. Som vist i Figur 35 innføres de strengere kravene tidligst for de største maskinene, mens mindre maskinene først må oppfylle krav på et senere tidspunkt.



**Figur 34: Utslippskrav til ikke-veigående kjøretøy for de ulike stage-kravene for store motorer (130-560 kW). Mindre motorer har samme eller litt høyere (dvs. mindre strenge) krav.**



**Figur 35: Innføring av utslippskravene for ikke-veigående kjøretøy avhengig av motorstørrelse. Stage IIIB gjelder f.eks. fra januar 2011 for motorer med 130-560 kW, men ble først gjeldene i 2012 for motorer mellom 56 og 130 kW og fra 2013 for motorer mellom 37 og 56 kW.**

Tidspunktet for innføring av kravene er litt komplisert: Kravet gjelder for nyproduserte motorer som skal selges på markedet ("marked placement dates"), mens nye modeller som skal bli typegodkjent må oppfylle kravene allerede ett år før stage-kravet trer i kraft. I tillegg er det lov å selge et begrenset antall maskiner med "gamle" stage-krav i to år etter nye krav trer i kraft (overgangsordning/sell-off period). Mengden maskiner som bare oppfyller forrige stage-krav og som selges i to-årsperioden skal ikke overstige 20 % av det gjennomsnittlige årlige salget. På grunn av finanskrisen ble denne maksimalgrensen økt til 37,5 % i 2011.

På samme måte som for veigående kjøretøy gjelder avgasskravene bare for nye maskiner, slik at nye, strengere krav først får en stor effekt etter noen år. Utslippskravene for partikler i stage IIIB er så strenge at de fleste maskinene vil måtte installere et partikkelfilter. Innføringsdatoen for kravet var i perioden 2011-2013, avhengig av motorstørrelsen (januar 2011 for de største maskinene, 2013 for de minste). På grunn av overgangsordningen, vil likevel ikke alle maskinene som selges i dag ha installert et partikkelfilter. Fremover forventes utslippet fra sektoren ikke-veigående kjøretøy å holde seg stabil. Utslipet fra maskinene som ikke oppfyller stage IIIB-kravene antas å stå for størstedelen av utslippene. Fremover vil utslippet per driftstime reduseres, men det totale utslippet forventes å være konstant på grunn av økt aktivitet.

I prosjektet "Forslag til handlingsplan for norske utslipp av kortlevde klimadrivere" (Miljødirektoratet 2013a) ble tiltaket "ettermontering av partikkelfilter på bygg-og anleggsmaskiner" utredet. Tiltaket som er utredet i arbeidet med handlingsplanen for kortlevde klimadrivere (Miljødirektoratet, 2013a) er beskrevet i sektornotatet "Transport" (Miljødirektoratet, 2013c). Tiltaket er å ettermontere partikkelfilter på bygg- og anleggsmaskiner. Utslipet per maskin før partikkelfiltermonteringen er beregnet ut ifra det totale utslippet i referansebanen delt på antall maskiner, det er altså gjort en forenkling med antagelsen om at det årlige utslippet per maskin er lik. Vi antar at filteret renses 93 %



av partikkelutslippene. Kostnaden for partikkelfilteret er satt til 80 000 kr/filter. Kostnaden inkluderer filteret og monteringen og er antatt å holde seg konstant i analyseperioden. Anleggsmaskiner som har fått ettermontert et partikkelfilter antas å brukes i 6 år til.

Tiltaket er beregnet til å ha en god effekt og en relativ lav kostnad på 400 kr/kg PM10. I sektornotatet "Transport" (Miljødirektoratet, 2013c) ble samme type tiltak også utredet for personbiler og tunge kjøretøy, men tiltakskostnaden for disse er betydelig høyere. Hovedgrunnen til dette er at utslippskravene til anleggsmaskiner er mye mindre strenge enn kravene som stilles for biler. En anleggsmaskin med stage IIIA-krav kan for eksempel slippe ut nesten 9 ganger så mye partikler som en dieselbil med Euro 3-krav og 18 ganger så mye som en Euro 4-dieselbil. Når man så installerer et partikkelfilter på maskinen gir dette filteret en mye større reduksjon i PM-utslipp sammenlignet med et filter på for eksempel en dieselbil.

Det er en viss usikkerhet knyttet til utslippet per anleggsmaskin i referansescenarioet. Utslippet er her beregnet ved å dele det totale utslippet i referansebanen på antall anleggsmaskiner, det vil si at det er forutsatt at hver maskin har det samme utslippet. Det gjennomsnittlige utslippet ligger da på cirka 28 kg PM10 per maskin per år, noe som tilsvarer en maskin med stage IIIA-krav som har rundt 700 driftstimer per år (>130 kW).

Det er dog noe uklart hvor mange av dagens anleggsmaskiner som allerede har et integrert partikkelfilter. Dersom flere av maskinene allerede har et filter, vil det totale reduksjonspotensialet reduseres, men det vil sannsynligvis ikke påvirke tiltakskostnaden siden kostnaden antas å være lineær (det første partikkelfilteret koster det samme som det partikkelfilter nummer 1000 og gir de samme utslippsreduksjonene).

Tiltaket er skalert til de ulike byene basert på befolkningstallet, noe som sannsynligvis underestimerer effekten som tiltaket kan ha i Oslo, Bergen og Trondheim. Effekten av reduserte utslipp på PM10-konsentrasjonen er beregnet basert på tall for kildeforedling og PM10-konsentrasjonen i Oslo, der en reduksjon av PM10-utslipp på 1 tonn reduserer årsmiddel med cirka 0,03 ug/m<sup>3</sup>. Dette er selvfølgelig kun et grovt estimat av hvordan årsmiddelkonsentrasjonen vil påvirkes i de ulike byene. Basert på dette blir utslippsreduksjoner og kostnader som vist i Tabell 13.

**Tabell 13 - Utslippsreduksjoner og tiltakskostnad for tiltaket "Partikkelfilter på anleggsmaskiner"**

| By        | Utslippsreduksjon i tonn PM10 i 2024 | Endring i årsmiddel-konsentrasjon for PM10 | Tiltakskostnad i kr/kg PM10 | Tiltakskostnad i mill kr per -1 ug/m <sup>3</sup> |
|-----------|--------------------------------------|--------------------------------------------|-----------------------------|---------------------------------------------------|
| Oslo      | 29                                   | 0,9                                        | 392                         | 13                                                |
| Trondheim | 8                                    | 0,3                                        | 392                         | 13                                                |
| Bergen    | 12                                   | 0,4                                        | 392                         | 13                                                |

Bruk av partikkelfilter kan føre til at andelen NO<sub>2</sub> av NO<sub>x</sub>-utslipp øker. Denne effekten er ikke tatt med i vurderingen vår, både fordi det er vanskelig å kvantifisere effekten og fordi det ikke finnes etablerte verdsettelsesfaktorer for NO<sub>2</sub> (bare for NO<sub>x</sub>). AVL Motortestcenter utredet i 2008 på oppdrag fra SFT hvorvidt effekten bør tas hensyn til ved anbefaling av ettermontering av partikkelfilter. Det ble her konkludert med at økningen av NO<sub>2</sub>-andelen var svært usikker. Integrerte partikkelfiltre i kombinasjon med en oksidasjonskatalysator uten edelmetaller øker imidlertid ikke

NO<sub>2</sub>-utslippene (AVL Motortestcenter, 2008). En nyere studie fra London der reelle utslipp fra ulike biler er målt tyder på at NO<sub>2</sub>-andelen i eksosen øker fra 10-15 % i Euro 3-bilene til 30 % for Euro 4 og Euro 5-bilene (Carslaw & Rhys-Tyler, 2013). Dette kan tyde på at partikkelfilter på Euro 4 og Euro 5-bilene øker NO<sub>2</sub>-nivåene, men det er også mulig at andre faktorer i de nyere bilene kan påvirke fordelingen mellom NO og NO<sub>2</sub> (Hagman, 2013).

Et mulig virkemiddel for å få innført flere partikkelfilter i maskinparken innen bygg og anlegg er å kreve et slikt filter via offentlige anskaffelsesprosessene for alle oppdrag som skal utføres. Alternativt kan man pålegge alle maskinene som opererer i de største byene å benytte et partikkelfilter, det vil si innføre en slags lavutslippssone for anleggsmaskiner. Slike tiltak er innført i mange europeiske land. Det er også mulig å skjerpe inn utslippskravene og eventuelt gi støtte til ettermontering av partikkelfilter. Hvilke(t) virkemiddel som er mest effektivt er ikke utredet i denne rapporten og vil kreve en nærmere analyse før tiltaket kan innføres.

### 5.3 DALY-beregning og sykkelighet

Regneeksempel for redusert sykkelighet på grunn av redusert eksponering for partikler: Siden risikoestimatene som er lagt til grunn gjelder for total død (minus voldelig død), er det ikke uproblematisk å benytte det samme risikoestimatet for sykkelighet. Det er rimelig å anta at prematur død på grunn av PM<sub>2,5</sub> eksponering er relatert til hjerte-kar og/eller lungesykkelighet.

Nedenfor er det gitt et eksempel hvor man ser på hjerteinfarkt som mulig sykdomsutfall:

Antall nye tilfeller av hjerteinfarkt per år er ca. 15 000 i Norge ([www.fhi.no](http://www.fhi.no)). Tilskrivbar risiko er satt til 5.7 %, dvs. det samme som beregnet for total dødelighet minus voldelig død. Det er benyttet en alvorlighetsvekt for hjerteinfarkt på 0,405 (Mathers et al., 2002).

$$YLD = I \times DW \times L$$

Hvor YLD er tapte friske leveår som følge av sykdom, I er antall nye tilfeller, DW er alvorlighetsvekten (disability weight) for sykdommen og L er gjennomsnittlig varighet på sykdommen målt i år. Her antas sykdomsvarighet på et år.

Regnestykket blir da som følger:

$$\text{Tapte leveår} = (15\,000 \times 0,057) \times 0,405 \times 1 = 346$$

Vunne friske liv som følge av en 10 µg/m<sup>3</sup> reduksjon i PM<sub>2,5</sub> konsentrasjon er estimert til 346 per år. Med en totalpopulasjon i Norge på 4 920 305 (2011), tilsvarer dette 7 vunne friske leveår per 100 000 innbyggere. Ved å inkludere usikkerhetsintervallet for tilskrivbar andel (1,0 % -10,7 %) blir estimatet på 7 (75 % KI: 1-13) vunne friske leveår som følge av unngått sykdom på grunn av luftforurensning per 100 000 innbyggere ved et tiltak som gir 10 µg/m<sup>3</sup> reduksjon i PM<sub>2,5</sub> konsentrasjon. Gitt lineær sammenheng mellom eksponering og utfall gir 5 µg/m<sup>3</sup> reduksjon i PM<sub>2,5</sub> konsentrasjon estimert antall vunne friske leveår på 4 (75 % KI: 1-7) per 100 000 innbyggere.

Dersom man trekker fra dødsfallene som følge av hjerteinfarkt for samme år, for ikke å inkludere dødelighet i totalberegningene av tapte leveår blir estimatene marginalt lavere. Siden dette kun er et regneeksempel, og det er beregnet for sykdommen hjerteinfarkt og total dødelighet ønsker vi ikke å summere disse tallene til totalt antall vunne leveår. Regneeksempelen viser at sykdom uansett bidrar lite i forhold til vunne leveår som følge av unngått for tidlig død. Det må imidlertid påpekes at vi har antatt et års varigheten av sykdom i disse beregningene.

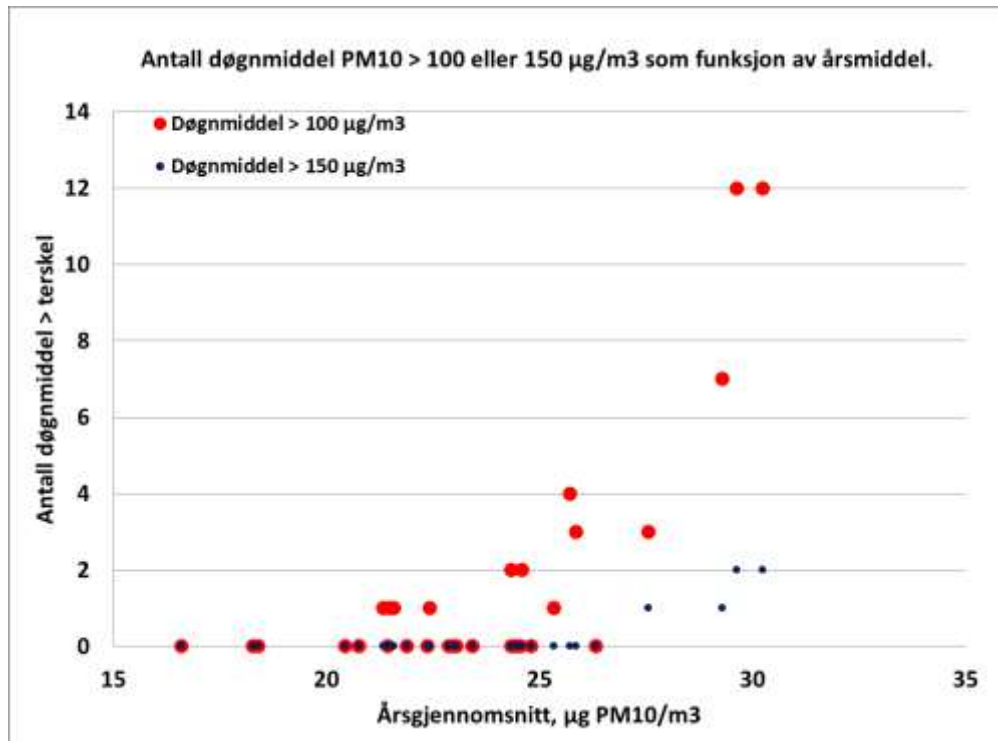
#### 5.4 Alternative utforminger av en grenseverdi for partikler

I dette prosjektet har det også blitt diskutert noen andre måter å regulere luftkvaliteten på enn maksimal årsmiddelkonsentrasjon og en maksimal døgnmiddelkonsentrasjon med et maksimalt antall tillatte overskridelser (per i dag  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  med maks. 35 overskridelser). Dette vedlegget beskriver kort de andre diskuterte mulighetene for å regulere luftkvaliteten med sine fordeler og ulemper.

##### Begrense maksimalkonsentrasjonen ved overskridelse av døgnverdien

I dagens regelverk (som er basert på EU-direktiver) er korttids-konsentrasjonen til blant annet partikler regulert ved hjelp av en maksimal døgnkonsentrasjon som kan overskrides et vist antall ganger. Det er altså satt et tak på hvor ofte høye verdier kan opptre. Det er derimot ikke regulert med **hvor mye** den maksimale døgnkonsentrasjonen kan overskrides, slik at denne reguleringen i utgangspunktet ikke forhindrer noen dager med ekstremt høye konsentrasjoner. Det har derfor vært diskutert i dette prosjektet om man bør sette en absolutt maksimalverdi for døgnmiddelkonsentrasjonen i tillegg (altså f.eks. maksimal døgnmiddelkonsentrasjon på  $50 \mu\text{g}/\text{m}^3$  med maks. 35 overskridelser, der overskridelsen ikke kan være  $> 100 \mu\text{g}/\text{m}^3$ ).

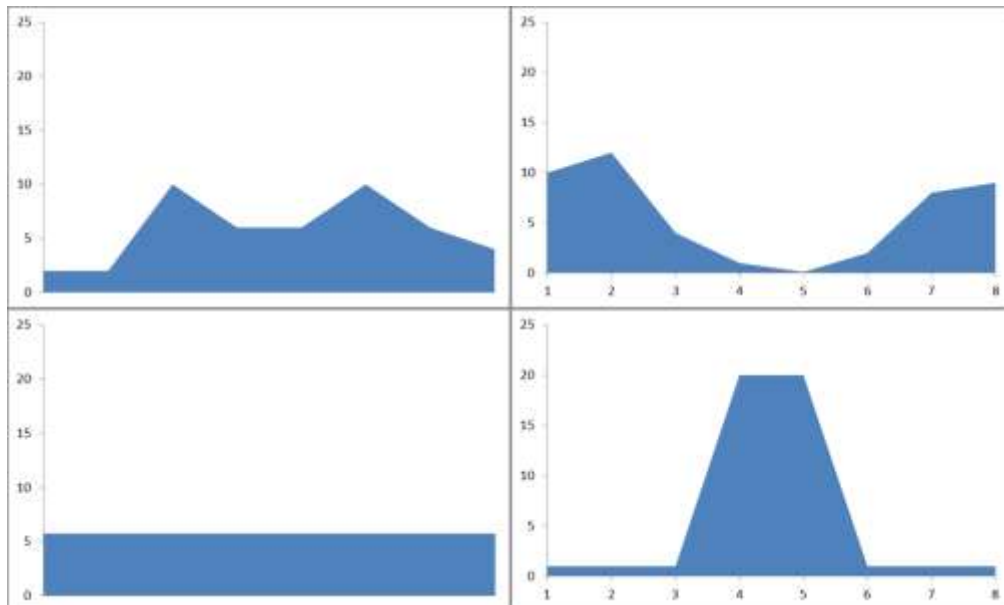
Arbeidsgruppen har gått vekk fra en slik anbefaling, både fordi det anses som vanskelig å håndheve dette i praksis og fordi det i Norge generelt er veldig få dager med konsentrasjoner over 100 og 150  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  når årsmiddelkonsentrasjonen er under 25  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , se Figur 36. En streng grenseverdi på årsmiddelkonsentrasjonen vil dermed til en viss grad ivareta behovet for å regulere de høye verdiene.



Figur 36 - Sammenhengen mellom døgnmiddelverdier og årsmiddel av PM10. Datagrunnlag: Observasjoner fra målestasjonene Kirkeveien, Manglerud, Hjortnes og Alnabru i Oslo; Danmarks plass i Bergen; samt Elgeseter i Trondheim for årene 2009 - 2012.

### Regulere den samlede eksponeringen

Fordi det i utgangspunktet er den totale, akkumulerte eksponeringen som fører til de negative helseeffektene, har det også vært diskutert om reguleringen bør sette en maksimalgrense for den totale månedlige eller årlige eksponeringen, altså arealet under kurven for konsentrasjonen. Figur 37 viser 4 ulike scenarier der arealet under kurven er lik, men eksponeringen over tid er ulik. Fra et helsemessig ståsted anses det som hensiktsmessig å regulere luftkvaliteten ved å sette en grense for den totale eksponeringen, men arbeidsgruppen anser ikke dette som en praktisk løsning for regulering.



Figur 37 - 4 ulike eksponeringsscenarier som har samme areal under kurven

### Inkludere flere faktorer i reguleringen, slik som cocktaileffekter og mutagenitetsfaktorer

Ved å inkludere flere faktorer i reguleringen vil man kunne ivareta folkehelsen enda bedre. Det er for eksempel tenkelig å inkludere cocktaileffekter i forskriftskravene, det vil si at nivået av komponent x kan være 30  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  når konsentrasjonen til komponent y bare er på 10  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ , mens når komponent y er på 20  $\mu\text{g}/\text{m}^3$  kan komponent x ha en maksimal konsentrasjon på 15  $\mu\text{g}/\text{m}^3$ . En annen tilnærming for å inkludere helseeffektene på en bedre måte er å regulere **effekten** av en komponent istedenfor konsentrasjonen (som ikke tar hensyn til f.eks. sammensetningen av partiklene). Et eksempel på dette er å ikke regulere konsentrasjonen til partikler, men heller effekten målt ved en total mutagenitetsfaktor eller ROS-faktor. Arbeidsgruppen mener at det per i dag er for stor usikkerhet i forskningsresultatene og målemetodene til å kunne innføre en slik regulering. I tillegg er det praktiske utfordringer knyttet til en slik utforming av grenseverdien.

### Forenkle regelverket og kun regulere 1 indikatorkomponent

Noen studier tyder på at for eksempel black carbon kan fungere som en god indikator på den totale luftforurensningen i storbyer. Fordeler med å bare regulere 1 slik indikatorkomponent er at målesystemet ville kunne forenkles, samt at det ville være enklere å forholde seg til bare en grenseverdi. Arbeidsgruppen mener dog at det er for stor usikkerhet i forskningsresultatene på det nåværende tidspunktet til å kunne peke ut en enkel komponent som ivaretar alle luftforurensningskomponenter.



# BIBLIOTEKSKJEMA

## Utførende institusjon

Miljødirektoratet, Vegdirektoratet, Helsedirektoratet og Folkehelseinstituttet

## ISBN-nummer kan tas ut (Frivillig å bruke)

[ISBN-nummer]

## Oppdragstakers prosjektansvarlig

[Oppdragstakers prosjektansvarlig]

## Kontaktperson

[Kontaktperson]

## M-nummer

M-129 - 2014

## År

2014

## Sidetall

91

## Miljødirektoratets kontraktnummer

[Miljødirektoratets kontraktnummer]

## SPFO-nummer

[SPFO-nummer]

## Utgiver

Miljødirektoratet

## Prosjektet er finansiert av

[Prosjektet er finansiert av]

## Forfatter(e)

## Tittel

Grenseverdier og nasjonale mål  
Forslag til langsiktige helsebaserte nasjonale mål og reviderte grenseverdier for lokal luftkvalitet.

## Sammendrag

Miljødirektoratet, Vegdirektoratet, Helsedirektoratet og Folkehelseinstituttet har hatt i oppdrag fra Klima- og miljødepartementet, Samferdselsdepartementet og Helse- og omsorgsdepartementet å etablere langsiktige helsebaserte nasjonale mål og revidere forurensningsforskriftens grenser for lokal luftkvalitet.

Arbeidsgruppa, med deltakere fra alle involverte etater, har samarbeidet om en nytte-kostnadsanalyse for å se på potensialet for innstramming av grenseverdiene i forurensningsforskriften kapittel 7. Videre har gruppen laget en anbefaling for nye langsiktige, helsebaserte nasjonale mål.

Foto omslagsside: John Petter Reinertsen

## 4 emneord

Lokal luftforurensning  
Svevestøv

[4 subject words]

### Miljødirektoratet

**Telefon:** 03400/73 58 05 00 | Faks: 73 58 05 01

**E-post:** [post@miljodir.no](mailto:post@miljodir.no)

**Nett:** [www.miljodirektoratet.no](http://www.miljodirektoratet.no)

**Post:** Postboks 5672 Sluppen, 7485 Trondheim

**Besøksadresse Trondheim:** Brattørkaia 15, 7010 Trondheim

**Besøksadresse Oslo:** Strømsveien 96, 0602 Oslo

Miljødirektoratet ble opprettet 1. juli 2013 og er en sammenslåing av Direktoratet for naturforvaltning og Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif).

Vi er et direktorat under Miljøverndepartementet med 700 ansatte i Trondheim og Oslo. Statens naturoppsyn er en del av direktoratet med over 60 lokalkontor.

Miljødirektoratet har sentrale oppgaver og ansvar i arbeidet med å redusere klimagassutslipp, forvalte norsk natur og hindre forurensning.

Våre viktigste funksjoner er å overvåke miljøtilstanden og formidle informasjon, være myndighetsutøver, styre og veilede regionalt og kommunalt nivå, samarbeide med berørte sektormyndigheter, være faglig rådgiver og bidra i internasjonalt miljøarbeid.