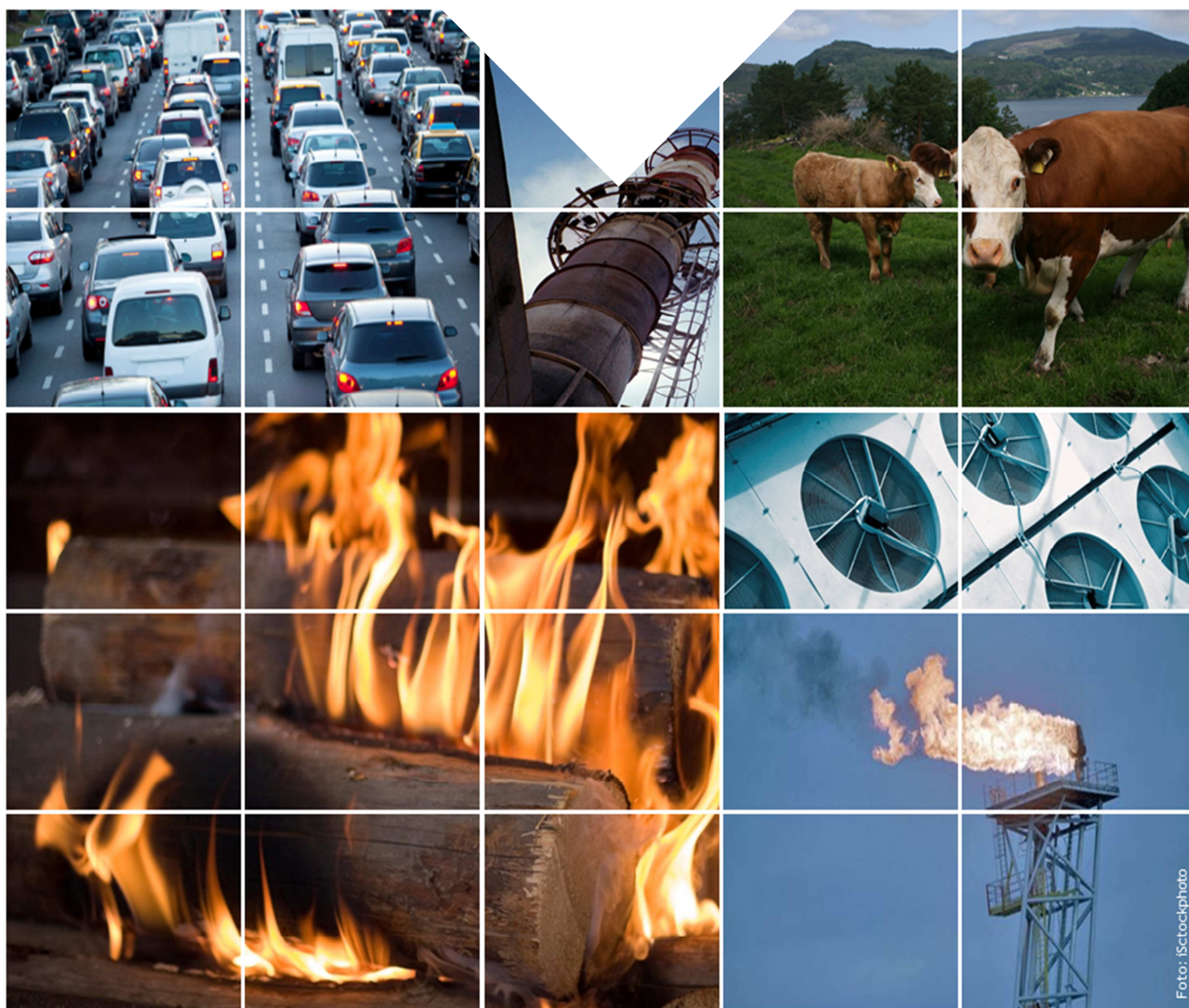




RAPPORT

M90/2013

Underlagsrapport til Forslag til handlingsplan for norske utslipp av kortlevde klimadrivere



Ento: isctacknbatn

Forord

Miljødirektoratet har på oppdrag fra Miljøverndepartementet utarbeidet et forslag til en handlingsplan for å redusere norske utslipp av kortlevde klimadrivere innen 2030 (Miljødirektoratet, M 89/2013). Dette dokumentet inneholder underlagsdokumentasjon for tiltaks- og virkemiddelanalysen i forslaget til handlingsplan.

Dette dokumentet er ikke en selvstendig rapport og inneholder ingen vurderinger eller konklusjoner. Alle resultater av analysen finnes i forslag til handlingsplan. Det vises også til forslag til handlingsplan for en nærmere omtale av oppdraget, bakgrunn og metodiske valg.

Oslo, desember 2013

Audun Rosland
Avdelingsdirektør, Klimaavdelingen

Innholdsfortegnelse

FORORD	1
INNHALDSFORTEGNELSE	2
INNLEDNING	2
KORT OM SEKTORENE	3
UTSLIPP AV KORTLEVDE KLIMADRIVERE I SEKTORENE	3
KLIMA-, HELSE- OG MILJØEFFEKT	3
ORDLISTE	5
AKRONYMER OG FORKORTELSER	10
SEKTORNOTATER.....	12

Innledning

Dette dokumentet inneholder ett sektornotat for hver av de seks sektorene vi har utredet tiltak for i vårt forslag til handlingsplan for kortlevde klimadrivere (Miljødirektoratet, M 89/2013). Disse sektorene er petroleum, industri, oppvarming i husholdninger, transport, jordbruk og HFK-er i produkter. Hvert sektornotat inneholder en beskrivelse av sektoren, utslipp og framskrivninger av kortlevde klimadrivere i sektoren, tiltak og deres forutsetninger, samt mulige virkemidler. For noen av sektorene er det også beskrevet reduksjonsmuligheter som per i dag ikke kan kvantifiseres som tiltak grunnet manglende data- og/eller kunnskapsgrunnlag.

Kortlevde klimadrivere er i forslaget til handlingsplan definert som gasser og partikler som bidrar til oppvarming og som har en levetid fra noen dager og opp til 15 år. Dette omfatter dermed svart karbon (BC), troposfærisk ozon (O₃), metan (CH₄) og noen hydrofluorkarboner (HFK-er). Metan og HFK-er er regulert under Kyotoprotokollen.

Organisk karbon (OC) og svoveldioksid (SO₂), som bidrar til avkjøling, kan ha samme utslippskilder som de kortlevde klimadrivene og er derfor også inkludert her. Karakteristisk for klimaeffekten av de kortlevde klimadrivene, med unntak av HFK-er og til en viss grad CH₄, er at det har betydning hvor i verden utslippet skjer.

Klima-, helse- og miljøeffekt

Klimaeffekt er i forslaget til handlingsplan definert som global oppvarming eller avkjøling av atmosfæren. Klimaeffekten for ulike komponenter som påvirker klima kan sammenlignes og summeres etter omregning til såkalte CO₂-ekvivalenter. Dette kan gjøres ved å multiplisere utslippet i for eksempel tonn med en såkalt vektfaktor (på engelsk emission metric). I forslaget til handlingsplan har vi valgt å benytte vekt faktoren "GTP10, Norge", dvs. globalt temperaturendringspotensial beregnet over en tiårsperiode forutsatt at utslippene finner sted i Norge. Denne vekt faktoren gir et øyeblikksbilde av temperaturresponsen 10 år etter utslippet og reflekterer både den korte levetiden og det faktum at utslippene finner sted i Norge. Dette valget er forklart i kapittel 2.2 i forslaget til handlingsplan. Klimaeffekt uttrykkes her dermed som CO_{2e}(GTP10, Norge).

Helseeffekt er definert som påvirkning på befolkningens helse forårsaket av gitte konsentrasjoner av én eller flere forurensningskomponenter. Miljøeffekt er definert som påvirkning på avling og skog forårsaket av gitte konsentrasjoner av én eller flere forurensningskomponenter.

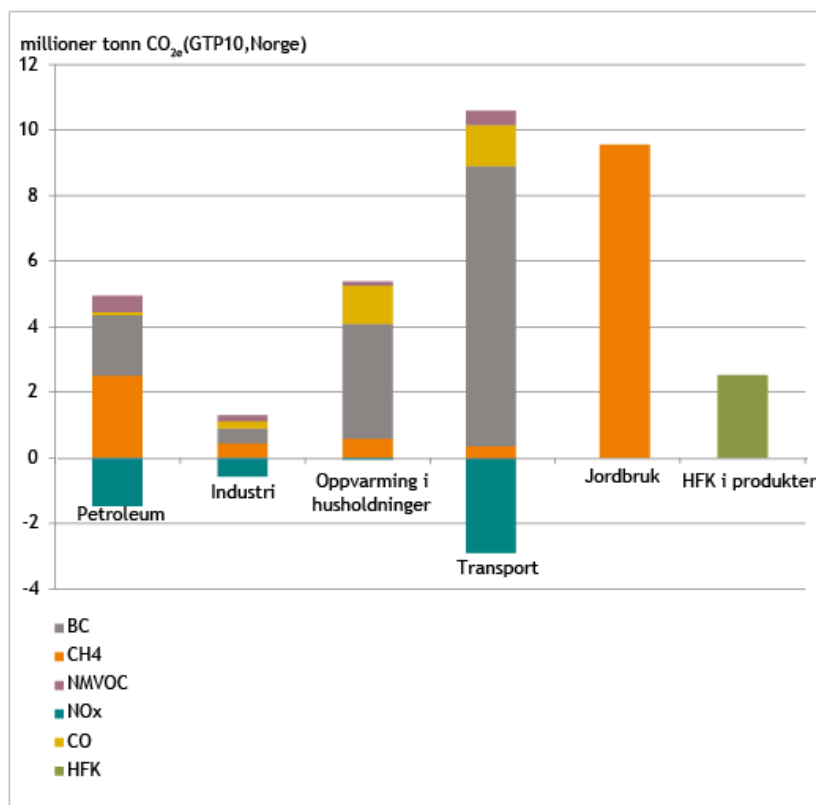
Kort om sektorene

De seks sektorene som beskrives i dette dokumentet, samsvarer i stor grad med sektorene i det norske utslippsregnskapet. Sammenhengen er som følger:

- Transport tilsvarer summen av sektorene *Veitrafikk* og *Luftfart, sjøfart, motorredskaper m. m.* fra utslippsregnskapet
- Oppvarming i husholdninger er identisk med undersektoren "*Oppvarming i husholdninger*" i sektoren "*Oppvarming i andre næringer og husholdninger*" i utslippsregnskapet
- *HFK-er i produkter* er identisk med undersektoren *HFK i produkter* i sektoren *Andre kilder* i utslippsregnskapet.
- *Petroleumssektoren* og *Industri* er identisk med hhv *Olje- og gassutvinning* og *Industri og bergverk* i utslippsregnskapet (kun navneendring)

Utslipp av kortlevde klimadrivere i sektorene

De seks sektorene vi har utredet tiltak for, har en total netto klimaeffekt på 29 millioner tonn CO_{2e}(GTP10, Norge) fordelt som vist i Figur 1 under. Disse sektorene utgjør totalt 83 % av alle norske utslipp av kortlevde klimadrivere (netto totalt 35 millioner tonn CO_{2e}(GTP10, Norge)).



Figur 1: Sektorvise utslipp av ulike kortlevde klimadrivere i 2011 i de sektorene vi har utredet tiltak for

Figur 1 viser at transport- og jordbrukssektorene har de største utslippene av kortlevde klimadrivere. I transportsektoren dominerer BC-utslipp fra dieseldrevne motorer. Utslipp av kortlevde klimadrivere fra jordbrukssektoren består utelukkende av metan, hvorav hovedparten av metanutslippene kommer fra husdyrenes fordøyelse (87 % i 2011) og resten fra lagring av husdyrgjødsel.

Det er vesentlige utslipp fra oppvarming i husholdninger, og disse stammer primært fra BC fra vedfyring. Petroleumssektoren har vesentlige utslipp av BC fra bl.a. fakling og dieselbruk og metan fra bl.a. kaldventilering og lekkasjer i prosesser.

HFK-er i produkter omfatter kun HFK-utslipp fra produkter. Norge har et omfattende regelverk for å begrense HFK-utslippene, og utslippene er i dag relativt begrenset. Enda strengere krav er imidlertid til vurdering i EU. I industrisektoren har utslippene av BC og CO blitt mer enn halvert siden 1990 som følge av lavere produksjon og forbedret teknologi, og utslippene av kortlevde klimadrivere er i dag nokså begrenset i industrien (kapittel 1 og 4.1).

CO- og nmVOC-utslippene er relativt små på nasjonalt nivå, hhv. 8 % og 6 % av klimaeffekten av utslipp av kortlevde klimadrivere i 2011. Viktigste kilden til CO-utslippene er i dag vedfyring som vi har utredet tiltak for av hensyn til BC-utslippene. Utover dette har vi vurdert det kvantifiserbare reduksjonspotensialet som lite. Vi har kun identifisert ett tiltak som primært er rettet på CO. nmVOC-utslippene i tiltakssektorene stammer hovedsakelig fra fordampning av råolje. Vi har kun hatt datagrunnlag for å utrede ett tiltak fra denne kilden.

Ordliste

Begrep	Beskrivelse
Aerosoler	Faste stoffer i luft med størrelse på 0,1-10 mikrometer som reflekterer eller absorberer innkommende solstråling. Aerosoler kan enten slippes direkte ut i atmosfæren eller dannes fra utslipp av gasser. Aerosoler slippes ut både fra menneskeskapte og naturlige kilder. Samlet sett fører utslipp av aerosoler i et GWP100 perspektiv i følge IPCC (2007) til en avkjøling av klima. Den direkte effekten gir avkjøling, albedoeffekten gir oppvarming, mens den indirekte effekten er beheftet med størst usikkerhet. Her er det til og med usikkerhet rundt fortegnet på effekten; avkjøling eller oppvarming.
Albedo	Refleksjonsevnen til jordas overflate. Albedo blir uttrykt ved hvor stor andel som blir reflektert av den innkommende solstråling som treffer bakken. Lyse overflater som snø og is har høy albedo i forhold til hav og barmark/skog.
Ammekyr	Ammekyr er kyr som holdes kun for kjøttproduksjon. Kjøttproduksjonen skjer i form av kalver og ved endt brukstid av mordyrene. Mordyrene dier kalvene over lengre tid og kan gå sammen med kalvene i opp til sju måneder. Kjøtt fra ammekyr og deres kalver selges som rødt kjøtt (SLF).
Bakkenær ozon (O₃)	Ozon som dannes i den aller nederste delen av atmosfæren og som påvirker menneskers helse og økosystemer.
Biogass	Gass som er produsert fra biomasse.
Biomasse	Organisk materiale, så som ved, gjødsel, våtorganisk avfall som kan produsere energi ved å bli brent eller omdannes til en gass som kan anvendes som drivstoff.
CO₂-ekvivalenter (CO_{2e})	For å kunne sammenligne klimaeffekten av ulike klimagasser/klimadrivere omregnes utslippene ved hjelp av ulike vekt faktorer (metrics). Ved å multiplisere et utslipp med vekt faktoren framkommer klimaeffekten av et stoff relativt til CO ₂ . Dette kalles CO ₂ -ekvivalenter som forkortes til CO _{2e} . Ekvivalensen gjelder kun ved anvendt vekt faktor.
CO_{2e}(GTP10, Norge)	I handlingsplanen beregnes klimaeffekten av utslippene primært ved bruk av vekt faktoren CO _{2e} (GTP10, Norge). Denne vekt faktoren angir globalt temperaturendringspotensial beregnet over en tiårsperiode forutsatt at utslippene finner sted i Norge, og er vurdert som den mest hensiktsmessige vekt faktoren for å analysere tiltak for norske utslipp av kortlevde klimadrivere på kort sikt.
Direkte klimaeffekt	Global klimaeffekt som følge av absorpsjon av stråling i atmosfæren.
Elementært karbon (Elemental carbon, EC)	EC er karbon i reneste forstand. I handlingsplanen har vi brukt en termisk-optisk målemetode (Seljeskog mfl., 2013). EC og BC

Begrep	Beskrivelse
	er ikke det samme, men begrepene brukes om hverandre i litteraturen. I handlingsplanprosjektet bruker vi konsekvent svart karbon (BC), dersom vi ikke refererer til spesifikke målinger.
Globalt oppvarmingspotensial (Global warming potential, GWP):	GWP er en vektfaktor/metric som brukes for å sammenligne klimaeffekten av ulike komponenter. GWP er definert som summen av klimapådrivet (se under) fra 1 kg utslipp av en klimadriver relativt til summen av klimapådrivet fra 1 kg CO₂. Ved å multiplisere utslippet av en klimadriver med den tilhørende vekt faktoren, framkommer klimaeffekten av en klimagass/klimadriver relativt til CO₂. På denne måten kan vi regne om alle klimautslipp til CO₂-ekvivalenter (CO₂e, se over). GWP med en tidshorisont på 100 år er ofte brukt for eksempel i forbindelse med Klimakonvensjonens Kyotoprotokoll.
Globalt Temperaturendringspotensiale (Global Temperature change Potential, GTP):	GTP er en vektfaktor/metric som brukes for å sammenligne klimaeffekten av ulike komponenter. GTP er den mest benyttede vekt faktoren etter GWP. GTP er definert som endring i temperatur for utslipp av en komponent relativt til temperaturendringen av samme utslippsmengde CO ₂ . GTP ser på klimaresponsen ved et gitt tidspunkt i framtiden (gir et øyeblikksbilde), og summerer således ikke opp klimaeffekten av utslipp som ikke lenger er i atmosfæren. Påvirkningen utslippene har hatt på klimasystemet (for eksempel på dyphavene) mens de var i atmosfæren blir ivaretatt. Usikkerheten i GTP er større enn usikkerheten i GWP fordi beregningen av GTP inkluderer klimasensitivitet (se Klimasensitivitet).
Helseeffekt	I dette arbeidet er helseeffekt definert som påvirkning på befolkningens helse forårsaket av gitte konsentrasjoner av én eller flere forurensningskomponenter. I tiltaksanalysen estimeres helseeffekter ved bruk av verdsettingsfaktorer som bygger på verdier av et leveår og et statistisk liv. Et tapt leveår er et leveår som ville vært spart dersom tiltak med påfølgende utslippsreduksjoner hadde blitt gjennomført.
Ikke-overlappende tiltak	Tiltak som reelt komplementerer hverandre fordi de reduserer ulike utslipp. Utslippsreduksjonene fra slike tiltak kan summeres. Tiltak som er ulike alternativer for å redusere de samme utslippene, kalles overlappende tiltak. Effekten av overlappende tiltak kan ikke summeres.
Indirekte klimaeffekt	Global klimaeffekt som følger av påvirkning på skydannelse og skyers egenskaper. Effekten er beheftet med stor usikkerhet.
Kalkulasjonsrente	Kalkulasjonsrenten reflekterer at fremtidig nytte og kostnader ikke verdsettes like høyt som nytte og kostnader i dag. Valg av nivået på kalkulasjonsrenten har således stor betydning for hvilke tiltak som får positiv netto nåverdi. Kalkulasjonsrenten kan sies å være den samfunnsøkonomiske alternativkostnaden ved å binde kapital til et tiltak og skal være et uttrykk for kapitalens avkastning i beste alternative anvendelse. I tråd med anbefalingene til Finansdepartementet, er det anvendt en kalkulasjonsrente på 4 % i handlingsplanen.

Begrep	Beskrivelse
Klimaeffekt	Med klimaeffekt menes her global oppvarming eller avkjøling av atmosfæren. Den globale klimaeffekten beregnes ved å multiplisere et utslipp med en vektfaktor. Enheten blir for eksempel kilotonn. Andre klimaeffekter (for eksempel endringer i risiko for ekstremvær) er ikke vurdert.
Klimapådriv (Radiative forcing, RF)	Klimapådriv er et mål på klimaeffekt, og angir i denne rapporten hvor mye energibalansen (innkommende solstråling minus utgående stråling fra jorda målt på toppen av atmosfæren) har endret seg fra en situasjon uten norske menneskeskapte utslipp og dagens utslippssituasjon i Norge. RF brukes til å sammenligne klimaeffekt av ulike komponenter. RF er generelt en god indikator på global gjennomsnittlig temperaturrespons. Oppvarmende stoffer gir et positivt klimapådriv mens avkjølede komponenter gir et negativt klimapådriv. Enheten er W/m^2 . Klimapådrivet inngår i beregning av GWP.
Kortlevde klimadrivere (Short-lived climate forcers, SLCF)	Komponenter som har en oppvarmende effekt på klimaet og en kort levetid (<15 år) i atmosfæren. Metan, svart karbon, troposfærisk ozon og HFK-er er inkludert i handlingsplanen for SLCF. Av praktiske grunner er alle HFK-er som slippes ut i Norge (også de med lang levetid) inkludert i handlingsplanen.
Kostnadseffektivitet	Kostnadseffektivitet (NOK/utslippsreduksjon) er et mål på kostnad per tonn utslippsreduksjon av den valgte utslippskomponenten. I dette prosjektet er kostnadseffektiviteten beregnet som gjennomsnittlig årlig kostnad i levetiden opptil 2030 delt på gjennomsnittlig årlig klimaeffekt (summen av alle utslippsreduksjoner målt i $CO_{2e}(GTP10, Norge)$) i levetiden opptil 2030,
Miljøeffekt	Miljøeffekt er definert som påvirkning på avling og skog forårsaket av gitte konsentrasjoner av én eller flere forurensningskomponenter.
Organisk materiale (organic matter, OM)	Organisk materiale (OM) er en vid term som beskriver karbonholdige stoffer som inneholder hydrogen og vanligvis også oksygen.
Organisk karbon (Organic carbon, OC)	OC er den karbonholdige delen av OM, og ekskluderer derfor hydrogen- og oksygeninnholdet. Forholdet mellom OC og OM avhenger av mengden oksygen som er inneholdt i de organiske molekylerne. OM:OC varierer fra ca. 1.1 til 2.2 (Russel, 2003), avhengig av utslippskilde, med lavere verdier fra kull og diesel, og høyere verdier fra forbrenning av biomasse. En standardverdi for OM:OC på 1.3 eller 1.4 antas ofte i globale modelleringsstudier (Dentener F. m. fl., 2006; Penner m. fl., 1998).
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.
Styringseffektivitet	En kvalitativ vurdering av hvor realistisk det antas å være at estimerte utslippsreduksjoner faktisk oppnås gjennom foreslått virkemiddel eller kombinasjon av virkemidler.

Begrep	Beskrivelse
Svart karbon (Black carbon (BC), sot):	Svart karbon (BC) er den lysabsorberende andelen av fine partikler ($PM_{2.5}$) og dannes hovedsakelig ved ufullstendig forbrenning av fossile brensler, biobrensler og biomasse. BC dannes også ved slitasje på vei- og dekk. Det er ulike måter å benevne karboninnholdet i partikler på. Hvilken betegnelse som benyttes avhenger av målemetoden som er benyttet, og er til dels også relatert til sammenhengen omtalen av karbonet inngår i. Ved bruk av optiske metoder, gjengis måleresultatet som BC. Ved bruk av termisk-optiske metoder, gjengis resultatet som elementært karbon (EC). Foreløpig finnes det ikke en vedtatt internasjonal eller nasjonal målestandard verken for BC. På klimafeltet er det karbonets lysabsorberende egenskaper som er essensiell. Det er derfor vanlig å omtale karbonet som BC i klimasammenheng. BC har en veldig sterk oppvarmende effekt, ved at det absorberer sollys (kortbølget) i atmosfæren (direkte effekt) i motsetning til klimagasser (GHG) som absorberer langbølget stråling fra jorda. BC kan i tillegg føre til avsmelting og ytterligere oppvarming når det legger seg på snø og is (albedoeffekt). Utslipp av BC påvirker også skydannelse og skyers egenskaper. I praksis benyttes EC-målinger ofte som estimat for BC for eksempel ved utvikling av utslippsregnskaper. Begrepene BC og EC brukes om hverandre både på norsk og internasjonalt. Begrepet "sot" benyttes også ofte for å beskrive svart karbon, men sot inneholder en rekke komponenter utover BC.
Tiltak	Med tiltak mener vi de handlingene som aktuelle aktører (slik som bedrifter, husholdninger, ulike typer statlige og kommunale virksomheter) gjennomfører for å redusere utslippene av klimagasser. Dette kan være investeringer i nye teknologiske løsninger som reduserer utslipp fra produksjon og konsum, endringer i energivaresammensetningen til mindre karbonintensive bærere, økt energieffektivisering samt nedskalering av aktivitet med høy utslippsintensitet i industri, næringsliv og husholdningene.
Tiltakskostnad	De samfunnsøkonomiske kostnadene ved gjennomføring av et tiltak. Inkluderer i størst mulig grad: • forventede investeringskostnader, drifts- og vedlikeholdskostnader • kostnader forbundet med tap og/eller utsatt produksjon • eksterne virkninger (fordeler og ulemper som ikke fanges opp av prisene i markedet, for eksempel helseeffekter av partikkelutslipp) endret konsumentoverskudd, eksempelvis verdsetting av den ulempen forbrukerne opplever ved en tvungen overgang fra rødt kjøtt til hvitt kjøtt.
Troposfærisk ozon (O_3)	Ozon opp til om lag 10 km i atmosfæren. Troposfærisk ozon er en gass som, i motsetning til stratosfærisk ozon, er skadelig for klima, helse og miljø. Det stratosfæriske ozonet utgjør ozonlaget som beskytter alt liv mot skadelig ultrafiolett stråling fra sola. Handlingsplanen omfatter kun troposfærisk ozon.
Utslippsreduksjon	Er den utslippsreduserende effekt av utredede virkemiddel og

Begrep	Beskrivelse
	tiltak som kommer til fradrag fra referansebanen.
Vektfaktor	På engelsk metric. Faktor som angir hvor kraftig en komponent påvirker klima i forhold til CO ₂ som har vektfaktor 1. Vektfaktoren angir klimaeffekt per utslippsenhet, og benyttes for å konvertere alle utslipp til samme enhet slik at klimaeffekten av ulike utslipp kan sammenlignes. En vektfaktor er bygd opp av følgende tre elementer: 1) Beregningsmetodikk (eksempelvis GWP eller GTP), 2) Tidsperioden klimaeffekten beregnes over og 3) Regionalitet (det vil si hvor utslippet skjer).
Verdsettingsfaktor	En verdi i kroner for en endring i nytte- eller kostnadseffekter som ikke omsettes i et marked (eksterne virkninger) For eksempel verdien av tapt tid eller redusert partikkelutslipp.
Virkemiddel	Med virkemidler mener vi de styringsverktøyene som myndighetene kan benytte for å iverksette tiltak som gir utslippsreduksjoner, for eksempel forskriftsendringer eller innføring av avgifter/subsidier.

Akronymer og forkortelser

Forkortelse	Forklaring
ACAP	Arctic Contaminants Action Program
AMAP	Arctic Monitoring and Assessment Programme
AOD	Optisk tykkelse
BC	Svart karbon
CCAC	Climate and Clean Air Coalition, det globale partnerskapet for klima og ren luft
CH ₄	Metan
CO	Karbonmonoksid
CO ₂	Karbondioksid
CO _{2e}	Karbondioksidekvivalenter
EC	Elementært karbon
EMEP	Europeisk overvåknings- og evalueringsprogram (European Monitoring and Evaluation Programme)
EPA	U.S Environmental protection agency
FHI	Folkehelseinstituttet
FPSO	Floating Production Storage and Offloading
FSO	Floating Storage and Offloading
GAINS	Greenhouse Gas and Air Pollution Interactions and Synergies
GWP	Globalt oppvarmingspotensiale (Global warming potential)
HFK-er	Hydrofluorkarboner
IMO	International Maritime Organization, FNs Sjøfartsorganisasjon
Klif	Klima- og forurensningsdirektoratet
LRTAP	Long-range Transboundary Air Pollution
N ₂ O	Lystgass
NILU	Norsk institutt for Luftforskning

Forkortelse	Forklaring
nmVOC	Flyktige organiske forbindelser med unntak av metan
NO _x	Nitrogenoksider
O ₃	Ozon
OC	Organisk karbon
PFK-er	Perfluorkarboner
PM ₁₀	Partikulært materiale med diameter mindre en 10 µm
PM _{2,5}	Partikulært materiale med diameter mindre enn 2,5 µm (fine partikler)
SF ₆	Svovelheksafluorid
SFT	Statens forurensningstilsyn
SINTEF	Stiftelsen for industriell og teknisk forskning
SLCF	Kortlevde klimadrivere (Short-lived Climate Forcers)
SLF	Statens Landbruksforvaltning
SSB	Statistisk sentralbyrå
TC	Totalt karbon
UNEP	United Nations Environment Programme, FNs miljøprogram
UNFCCC	United Nations Framework Convention on Climate Changes, FNs klimakonvensjon
VOC	Flyktige forbindelser, inkl. metan

Sektornotater



Sektornotat 1: Petroleum



Innholdsfortegnelse

SEKTORNOTAT 1: PETROLEUM	2
INNHALDSFORTEGNELSE	3
1. SAMMENDRAG.....	4
2. BESKRIVELSE AV SEKTOREN	5
3. DAGENS SITUASJON, HISTORISKE UTSLIPP OG FRAMSKRIVNINGER	5
3.1 DAGENS SITUASJON	6
3.2 HISTORISKE UTSLIPP OG FRAMSKRIVNINGER	7
4. DAGENS VIRKEMIDLER OG HISTORISKE TILTAK	9
4.1 DAGENS VIRKEMIDLER	9
4.2 HISTORISKE TILTAK	10
5. UTREDETE TILTAK	12
5.1 TILTAK 1: ØKT GJENVINNING AV NMVOC OG METAN VED RÅOLJELASTING	12
5.2 TILTAK 2: INNFASING OG ETTERMONTERING DPF MOBILE RIGGER	15
6. ANDRE REDUKSJONSMULIGHETER (DELVIS UTREDETE TILTAK)	18
6.1 FAKLING OFFSHORE OG VED LANDANLEGG	18
6.2 KALDVENTILERING OG DIFFUSE UTSLIPP OFFSHORE	23
6.3 PROSESSUTSLIPP LANDANLEGG	25
6.4 LASTING AV RÅOLJE OG PETROLEUMSPRODUKTER (LANDANLEGG)	26
6.5 RÅOLJEOLJELAGRING OFFSHORE	27
6.6 UFORBRENT UTSLIPP FRA STASJONÆR FORBRENNING	28
6.7 FORBRENNING AV GASS OG OLJE OVER BRENNERBOM	29
6.8 TRANSPORT AV RÅOLJE PÅ SKIP	30
6.9 LNG SOM DRIVSTOFF I MOTORER	31
6.10 VANN I DRIVSTOFF	32
6.11 MULIGE VIRKEMIDLER FOR TILTAKSOMRÅDE 1-10	33
7. REFERANSER	34

1. Sammendrag

Dette sektornotatet oppsummerer tiltak og reduksjonsmuligheter innenfor petroleumssektoren, samt mulige virkemidler for tiltakene.

Petroleumssektoren utgjør i denne sammenheng alle faste og flyttbare innretninger på norsk sokkel og mottaks- og behandlingsanlegg på land. Dette tilsvarer sektoren "Olje og gassutvinning" i det nasjonale utslippsregnskapet. Sektornotatet omfatter også en vurdering av tiltaksmuligheter ved de to oljeraffineriene, som inngår i sektoren "Industri og bergverk" i utslippsregnskapet, da aktuelle tiltaksområder ved disse er de samme som for mottaks- og behandlingsanleggene.

De viktigste kortlevde klimadriverne innen petroleumssektoren er svart karbon (BC), metan og flyktige organiske forbindelser utenom metan (nmVOC).

Innenfor petroleumssektoren har vi identifisert to tiltak, som det i denne omgang har vært mulig å utrede med reduksjonspotensialer og kostnader. Disse er:

1. Økt gjenvinning av nmVOC og metan ved råoljelasting offshore
2. Innfasing og ettermontering av DPF¹ mobile rigger

Ut fra de forutsetningene som vi har lagt til grunn for beregningene, vil disse tiltakene kunne gi en akkumulert utslippsreduksjon fram til 2030 på til sammen 3 910 850 tonn CO_{2e}(GTP10 Norge), tilsvarende et gjennomsnitt på 282 000 tonn/år i perioden 2016-2030.

I tillegg til tiltakene som er utredet med reduksjonspotensial og kostnader, har vi identifisert muligheter for å oppnå ytterligere utslippsreduksjoner innen sektoren. Dette er reduksjonsmuligheter hvor kunnskapsgrunnlaget om reduksjonspotensial og tiltakskostnader, er vurdert til å være mangelfullt. Av praktiske grunner har vi gruppert beskrivelsen av disse reduksjonsmulighetene i 10 såkalte "tiltaksområder". I beskrivelsen av reduksjonsmulighetene har vi lagt vekt på å identifisere kunnskapshull og å vurdere hva som kan gjøres for å forbedre kunnskapsgrunnlaget.

Det er stor usikkerhet i utslippstallene som ligger til grunn for utslippsregnskapet innen deler av sektoren. For å klarlegge om det er teknisk mulig og økonomisk forsvarlig å realisere de tiltaksmulighetene som er identifisert, vil det måtte gjøres nærmere vurderinger for de enkelte anleggene.

Mange av utslippene som er omtalt under tiltaksområdene, er per i dag ikke regulert spesifikt. Dette gjelder bl.a. BC-utslipp fra fakling, både offshore og på land, og kaldventilering og diffuse utslipp av metan og nmVOC fra innretninger offshore. Før en eventuell innskjerping av virkemiddelbruken på disse områdene, er det spesielt viktig å forbedre kunnskapsgrunnlaget om utslippenes størrelse.

De to tiltakene som er utredet med reduksjonspotensial og kostnader kan utløses gjennom kravstilling med hjemmel i forurensningsloven og/eller gjennom nye forskriftskrav til skip og rigger som skal operere på norsk sokkel. Begge disse virkemidlene anses å være styringseffektive.

Andre virkemidler som kan tenkes brukt for å få utløst tiltak innen sektoren, kan eksempelvis være avgift, etablere et virkemiddelapparat etter modell av NOx-fondet og offentlig støtte til forskning og utvikling (FOU), herunder gjennomføring av demonstrasjonsprosjekter.

¹ DPF = dieselpartikkelfilter

2. Beskrivelse av sektoren

Petroleumssektoren er Norges største næring målt i verdiskapning, statlige inntekter og eksportverdi. Sektorens andel av BNP var i 2011 på 17,5 prosent når man inkluderer verdien av tjenester. Statens netto kontantstrøm fra petroleumsvirksomheten i 2013 er anslått til 344 mrd. kroner, iht. St. melding nr. 1 (2013-2014). Næringen sysselsetter om lag 250 000 personer direkte eller indirekte, jf. Stortingsproposisjon nr. 1 S (2013-14).

Sektoren omfatter i denne sammenheng alle faste og flyttbare innretninger på norsk sokkel og mottaks- og behandlingsanlegg på land, dvs. Gassco Kollsnes og Kårstø, Ormen Lange Landanlegg på Nyhamna, Hammerfest LNG på Melkøya, Sture-terminalen og oljeterminalen på Mongstad. Dette tilsvarer sektoren "Olje og gassutvinning" i det nasjonale utslippsregnskapet.

Tiltaksmuligheter ved de to oljeraffineriene Statoil Mongstad og Esso-Slagentangen, som inngår i sektoren "Industri og bergverk", er av praktiske årsaker omtalt i sektornotatet for petroleum, da aktuelle tiltaksområder er de samme som for petroleumsanleggene på land. Utslippstallene for oljeraffineriene (dvs. stasjonær forbrenning og prosessutslipp) inngår imidlertid i utslippet for industrisektoren.

3. Dagens situasjon, historiske utslipp og framskrivninger

Petroleumssektoren har utslipp til luft av de kortlevde klimadriverne: svart karbon (BC) og metan og ozonforløperne nmVOC, NO_x og CO.

For å måle effekten på klima i et kort tidsperspektiv omregnes utslippene til CO_{2e(GTP10,Norge)} ved hjelp vektingsfaktorer for å kunne sammenligne de ulike komponentene. Denne CO₂-ekvivalenten er basert på global temperaturrespons over 10 år (GTP10), modellert med utgangspunkt i norske utslipp. CO_{2e(GTP10,Norge)} er blant annet benyttet på grunn av den korte levetiden til kortlevde klimadrivere, samt at det er av betydning hvor utslippene finner sted.

I tidligere tiltaksanalyser, som har fokusert på de tradisjonelle klimagassene, har vi benyttet CO₂-ekvivalenter basert på globalt oppvarmingspotensial over 100 år (GWP100) ettersom disse blander seg godt i atmosfæren og det ikke er av betydning hvor disse utslippene finner sted.

Det vises for øvrig til hovedrapporten for en nærmere omtale og begrunnelse for valg av metodikk. Vektingsfaktorer for relevante komponenter for petroleumssektoren er vist i tabell 1.

Tabell 1: Relevante vektingsfaktorer for omregning til $CO_{2e(GTP10,Norge)}$ for utslipp i petroleumssektoren.

Komponent	Vektingsfaktor for $CO_{2e(GTP10,Norge)}$
CO₂	1
Metan, CH₄	86
Nitrogenoksider, NO_x	-28
Karbonmonoksid, CO	9
nmVOC	14
BC	2914

Det framgår av tabell 1 at vektingsfaktoren for BC er vesentlig høyere enn tilsvarende faktorer for de andre komponentene. Tiltak som reduserer BC-utslipp vil derfor ha en forholdsvis større klimaeffekt enn tiltak som retter seg mot de andre kortlevde klimadriverne.

Den norske vektingsfaktoren for BC på 2914 er dessuten vesentlig høyere enn tilsvarende faktorer som kan beregnes for utslipp som skjer på sørligere breddegrader. Dette skyldes at norske BC-utslipp i større grad enn i andre land, vil avsettes på snødekt mark og is og dermed bidra til økt smelting (Hodnebrog m.fl., 2013).

Usikkerheter knyttet til vektfaktorer er kommentert i hovedrapporten.

3.1 Dagens situasjon

Tabell 2 gir en samlet oversikt over dagens utslipp fra petroleumssektoren fordelt på offshorevirksomhet og landanlegg.

De viktigste kildene til utslipp av BC i petroleumssektoren er ifølge utslippsregnskapet for 2011 fakling offshore (38,2 prosent), dieselforbruk på faste og flyttbare innretninger offshore (31,2 prosent), fakling ved landanlegg (14,0 prosent) og brønntesting offshore (10,9 prosent).

For metan er de viktigste utslippskildene kaldventilering og diffuse utslipp offshore (51,7 prosent), oljelasting ved landanlegg (14,2 prosent), oljelasting offshore (11,4 prosent) og forbrenning av naturgass i turbiner (11,0 prosent).

For nmVOC er de viktigste utslippskildene oljelasting offshore (53,0 prosent), kaldventilering og diffuse utslipp offshore (17,8 prosent) og oljelasting ved landanlegg (15,2 prosent).

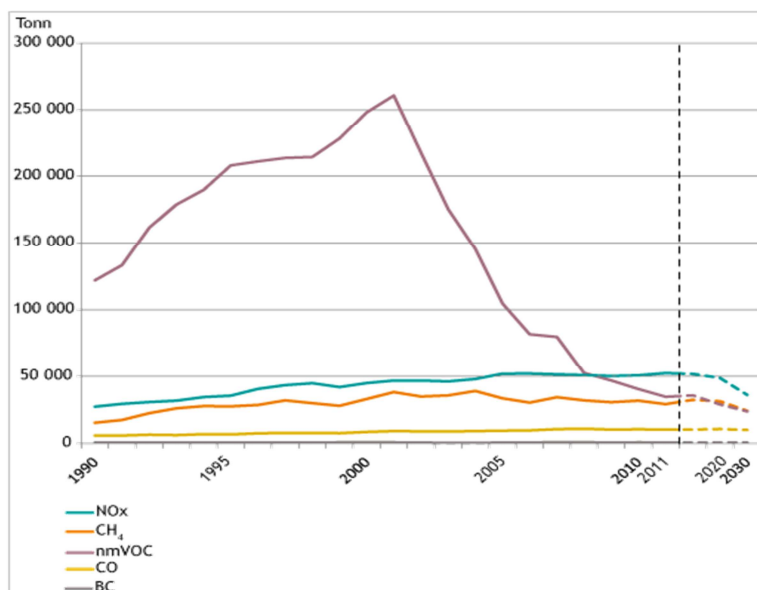
Det forekommer også utslipp av nmVOC og metan fra lagertanker på skip under transport av råolje fra norsk sokkel til terminaler på land. Dette er utslipp som ikke er omfattet av det nasjonale utslippsregnskapet. Grove anslag tyder på at utslippene som skyldes avdamping fra lagertanker på skipene under transport, kan være i størrelsesorden 3-5 000 tonn nmVOC og 3-500 tonn metan per år.

Tabell 2: Utslipp av kortlevde klimadrivere fra petroleumssektoren fordelt på offshoreanlegg og landanlegg (eksklusive oljeraffineriet på Mongstad og Slagen)

Komponent	Petroleums-sektor (offshore og land)	Utslipp i 2011 (tonn)	Tonn CO ₂ ekv(GTP10, Norge)	Endring 1990-2011 (%)	Andel av sektor i (%)	Andel av nasjonalt utslipp (%)
BC	Sum offshore	536	1 561 904	-17	85	10
	Sum landanlegg	95	276 830	1 281	15	2
	Sum petroleum	631	1 838 734	-3	100	12
Metan	Sum offshore	21 837	1 877 982	48	75	10
	Sum landanlegg	7 473	642 678	1 190	25	4
	Sum petroleum	29 310	2 520 660	91	100	14
nmVOC	Sum offshore	27 140	379 960	-73	78	20
	Sum landanlegg	7 666	107 324	-63	22	6
	Sum petroleum	34 806	487 284	-71	100	25
NO_x	Sum offshore	51 316	-1 436 848	91	98	29
	Sum landanlegg	1 226	-34 328	166	2	1
	Sum petroleum	52 542	-1 471 176	92	100	29
CO	Sum offshore	8 808	79 272	58	85	3
	Sum landanlegg	1 517	13 653	447	15	0
	Sum petroleum	10 325	92 925	76	100	3
HFK	Sum offshore og landanlegg	-	-	-	-	-

3.2 Historiske utslipp og framskrivninger

Utslippene av nmVOC fra petroleumssektoren økte raskt i perioden 1990-2001 som følge av økt oljeutvinning på norsk sokkel (Figur 1). Utslippene stammer i all hovedsak fra lasting av råolje til skip offshore. Den kraftige nedgangen i utslippene av nmVOC etter 2001 skyldes innføring av utslippsreducerende teknologi på skipene etter krav fra forurensningsmyndigheten, samt noe redusert oljeproduksjon.

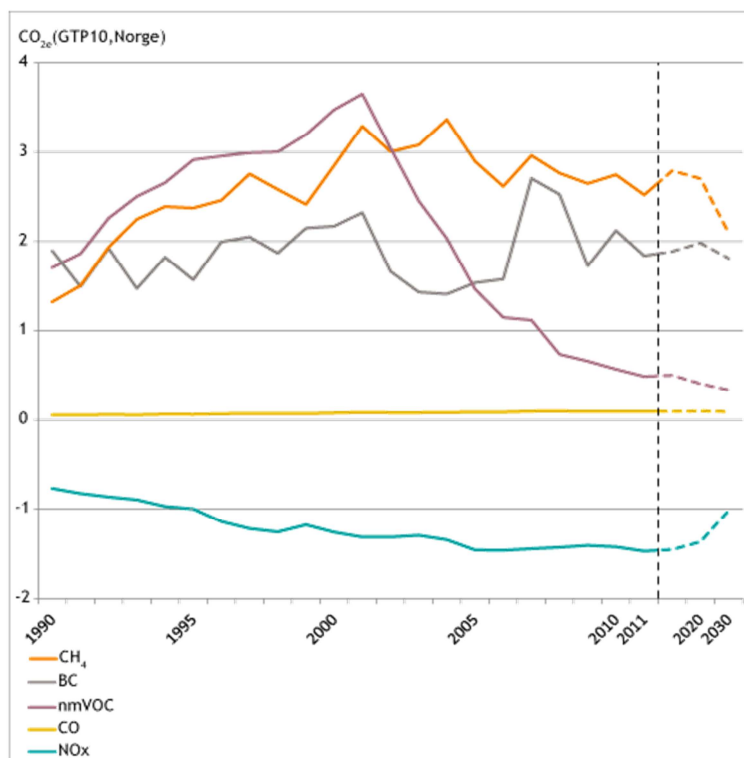


Figur 1: Historisk utvikling (1990-2011) og framskrivninger (2011-2030) for utslipp av kortlevde klimadrivere i petroleumssektoren i tonn.

Historiske utslipp og framskrivninger for petroleumssektoren omregnet til millioner tonn $\text{CO}_{2\text{e(GTP10,Norge)}}$ er vist i Figur 2. Utslippene av metan økte markant fram til 2001, og fra og med 2002 har metan vært den enkeltkomponenten som har bidratt mest til $\text{CO}_{2\text{e(GTP10,Norge)}}$ i sektoren.

For BC har det ikke vært en tilsvarende økning i utslippene som for nmVOC og metan. Utslippsbildet preges bl.a. av varierende utslipp fra fakling og brønntesting. Etter 2005 har BC vært den enkeltkomponenten som har bidratt nest mest til $\text{CO}_{2\text{e(GTP10,Norge)}}$ i sektoren. De høye nivåene i 2007 og 2008 skyldes økt fakling under oppstart av Hammerfest LNG på Melkøya.

Utslippene av NO_x angitt i $\text{CO}_{2\text{ekv (GTP10 Norge)}}$ framstår som negative, siden NO_x har avkjøleende effekt i et 10-års perspektiv.



Figur 2: Historisk utvikling (1990-2011) og framskrivninger (2011-2030) for utslipp av kortlevde klimadrivere i petroleumssektoren i millioner tonn CO_{2e}(GTP10,Norge).

Framskrivningene for petroleumssektoren (Figur 1 og Figur 2) viser en moderat nedgang i utslippene av BC, metan og nmVOC fram mot 2030 som følge av en forventet nedgang i aktiviteten innen sektoren og teknologiforbedringer.

4. Dagens virkemidler og historiske tiltak

4.1 Dagens virkemidler

Forurensende utslipp til luft fra petroleumssektoren faller innenfor virkeområdet til forurensningsloven og forurensningsforskriften kapittel 36, som stiller nærmere krav til behandling av tillatelser etter forurensningsloven. Forurensningsforskriftens kapittel 36 er basert på IPPC-direktivet (96/61/EF om integrert forebygging og begrensning av forurensning), som inneholder bestemmelser om energieffektivitet og anvendelse av beste tilgjengelige teknikker (BAT). IPPC-direktivet er nå erstattet av Industriutslippsdirektivet (EU-direktivet 2010/75/EU) som er en sammenslåing av sju tidligere direktiver til ett direktiv, herunder IPPC-direktivet og LCP-direktivet (2001/80/EF Large Combustion Plant – store forbrenningsanlegg).

Industriutslippsdirektivet (heretter kalt IE-direktivet) trådte i kraft 6. januar 2011 og skal implementeres i norsk lovverk. Frist for implementering av direktivet var 7. januar 2013. Høring av forslag til gjennomføring av IE-direktivet (dvs. endring av kapittel 36 m.fl. i forurensningsforskriften) er nylig gjennomført, jf. vårt brev av 18. juni 2013.

Til hjelp for myndighetenes bestemmelse av hvilke teknikker som vurdert generelt kan anses som BAT, utarbeides det i EU såkalte BAT- referansedokumenter (BREF-dokumenter) både bransjevis og på tvers

av bransjer (kalt horisontale BREF-er), eksempelvis BREF for store forbrenningsanlegg (LCP-BREF) og BREF for energieffektivitet.

Petroleumsanleggene på land er omfattet av "BREF for Refining of mineral oil and gas", jf. revidert BREF av 13. juli 2013. For offshore foreligger det ingen bransje-BREF per i dag. Energianleggene offshore er imidlertid omfattet av BREF for store forbrenningsanlegg tilsvarende landanleggene. Dette dokumentet er for tiden under revisjon.

Etter overgangen fra IPPC- til IE-direktivet inneholder BREF-dokumentene BAT-konklusjoner, som angir utslippsgrensenivåer forbundet med BAT (såkalt BAT-AEL). Utslippsgrenseverdier som fastsettes i tillatelsene skal som hovedregel ikke overstige BAT-AEL. Det er adgang til å gi unntak fra denne hovedregelen på bestemte vilkår.

IE-direktivet stiller også krav til å oppdatere vilkårene i tillatelser når ny eller revidert BAT-konklusjon foreligger, og til å sikre at kravene overholdes i virksomhetene senest fire år etter publisering av ny eller revidert BREF. BREF-dokumenter som er vedtatt før IE-direktivet trådte i kraft gjelder videre som veiledende dokumenter inntil de revideres.

Alle operatører som driver utvinning av olje og gass offshore og mottaks- og behandlingsanlegg på land har tillatelse til virksomhet etter forurensningsloven. Tillatelsene inneholder bestemmelser om energieffektivitet og bruk av BAT i tråd med IE-direktivet. I tillegg fastsettes det spesifikke utslippsgrenser i enkelttillatelser til bl.a. metan, nmVOC og NO_x basert på hva som regnes som BAT. Utslippene av BC er ikke regulert med utslippsgrenser per i dag.

HMS-forskriftene for petroleumssektoren fastsetter krav til helsemessige, sikkerhetsmessige og miljømessige forhold, men regulerer ikke utslipp til luft spesifikt.

For offshore gjelder i tillegg petroleumsloven, som oppstiller et generelt forbud mot fakling som ikke skjer av sikkerhetsmessige årsaker. Det er heller ikke tillatt å ha fakling som eneste avsetningsmulighet for gass. Fakling reguleres også spesifikt gjennom at Oljedirektoratet (OD) fastsetter mengdebegrensninger for tillatt fakling i de årlige produksjonstillatelsene for feltene. Tiltak for redusert fakling vil normalt gi reduserte utslipp av både BC, metan, nmVOC, NO_x og CO.

Petroleumssektoren er også omfattet av klimakvoteloven, og er således kvotepliktig for sine CO₂-utslipp. Sektoren er dessuten underlagt CO₂-avgift og NO_x-avgift. Virksomhetene er medlemmer av NO_x-fondet og dermed berettiget til støtte til gjennomføring av tiltak for å begrense NO_x-utslipp. Slike NO_x-reducerende tiltak kan i mange tilfeller også medføre reduserte utslipp av andre kortlevde klimadrivere.

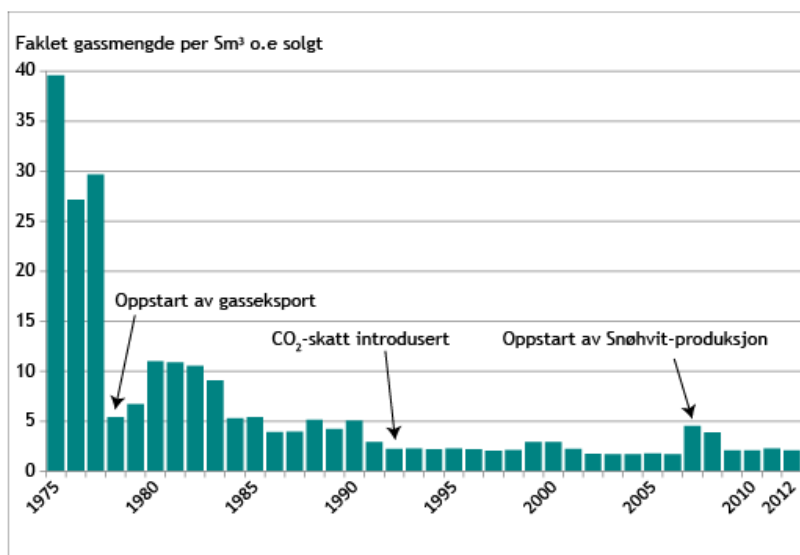
4.2 Historiske tiltak

Det er gjennomført en rekke tiltak som har redusert utslippene av nmVOC fra lasting og lagring av råolje offshore vesentlig etter at utslippene nådde en topp i 2001 (jf. Figur 1). Det viktigste tiltaket har vært installering av gjenvinningsanlegg for nmVOC om bord på skytteltankere som frakter råolje fra norsk sokkel til terminaler på land. Tiltakene som er gjennomført offshore har også bidratt til reduksjon av metanutslippene. I 2008 ble det dessuten installert et gjenvinningsanlegg ved råoljeterminalen på Mongstad som også har gitt store utslippsreduksjoner.

Innføring av CO₂-avgiften på norsk sokkel i 1991 har bidratt til at det er blitt gjennomført en lang rekke tiltak for å redusere fakling offshore. Hovedvekten av tiltakene har vært rettet mot å redusere gassvolumene som fakles gjennom bruk og utvikling av ny teknologi (bl.a. fakkellagsgjenvinning, slukket fakkel (antennelse ved behov)) og gjennom optimalisering av driftsprosedyrer og

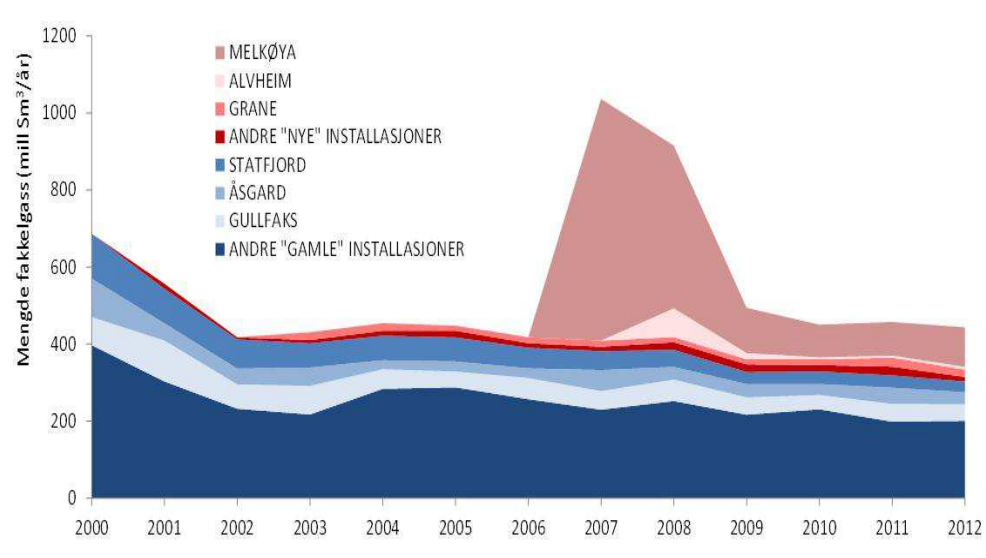
faklingsstrategier. På land har tiltakene primært vært rettet mot å øke forbrenningseffektiviteten og å redusere støy, soting og lukt.

Faklingstiltakene offshore har medført en sterk reduksjon i faklet gassmengde per produsert oljeekvivalent (o.e.), som vist i Figur 3. Tiltakene har også bidratt til å redusere utslippene av BC, metan og nmVOC per produsert o.e.



Figur 3: Faklet gassmengde per Sm³ o.e. solgt i perioden 1975-2010 (Kilde: Oljedirektoratet).

Den totale gassmengden som fakles årlig er per i dag på omtrent samme nivå som i 2002, som vist i Figur 4. Figuren viser også bidraget fra noen av de største enkeltkildene innen sektoren. Den store toppen rundt 2007 og 2008 skyldtes irregularitet forbundet med oppstart av Hammerfest LNG på Melkøya.



Figur 4: Faklet gassmengde i Sm³ per år i petroleumssektoren i perioden 2000-2012 (Kilde: Oljedirektoratet)

5. Utrede tiltak

Med utrede tiltak menes her utslippsreducerende tiltak som er beskrevet med reduksjonspotensial og tiltakskostnader. Innenfor petroleumssektoren har vi utredet følgende to ikke-overlappende tiltak:

- Økt gjenvinning av nmVOC og metan ved råoljelasting offshore (tiltak 1)
- Innfasing og ettermontering av DPF mobile rigger (tiltak 2)

For tiltaksvurderinger knyttet til utslipp av nmVOC fra lagring og lasting av råolje på norsk sokkel (tiltak 1), har vi innhentet grunnlagsinformasjon fra VOCIC Industrisamarbeidet og utstyrsleverandører.

Tiltaksvurderinger knyttet til reduksjon av BC-utslipp fra dieselmotorer på mobil rigger (tiltak 2) er basert på informasjon fra motorleverandører og relevante fagmiljøer.

5.1 Tiltak 1: Økt gjenvinning av nmVOC og metan ved råoljelasting offshore

5.1.1 Beskrivelse av tiltaket

Tiltaket innebærer at alle nye skytteltankere som settes i drift for transport av råolje fra sokkelen til land i perioden 2016 til 2030 (til sammen 15 skip), utstyres med VOC-håndteringsteknologi som reduserer nmVOC- og metanutslippene under lasting av råolje offshore mer effektivt enn i dag. Teknologien som forutsettes tatt i bruk er basert på kondensasjon av VOC som damper av under lasting og utnyttelse av kondensatet på skipet, slik at VOC-anlegget inngår som en integrert del i skipets drift. Gjenvunnet kondensat kan eksempelvis brukes til energiproduksjon i kjeler og drift av inertgassanlegg om bord på skipene, evt. også til el-produksjon.

Kondensasjonsanlegg er for øvrig i bruk på flere skytteltankere på norsk sokkel allerede i dag, men disse anleggene har blitt ettermontert på skipene, noe som ikke er optimalt hverken ut fra tekniske eller kostnadmessige hensyn.

Kostnadseffektiviteten til tiltakene er beregnet som samfunnsøkonomiske marginalkostnader, dvs. at kostnader som uansett vil påløpe for å holde utslippene innenfor dagens utslippskrav, ikke inngår. De viktigste forutsetningene som er lagt til grunn for kostnadsberegningene er oppsummert i faktaboks 1.

Faktaboks 1 – Forutsetninger som er lagt til grunn for tiltaket "Økt gjenvinning av nmVOC og metan ved råoljelasting offshore "

- Alle skytteltankere som opererer på norsk sokkel har innen 2030 installert VOC-håndteringsteknologi som under oljelasting gir en gjennomsnittlig gjenvinningsgrad på 95 % for nmVOC og 75 % metan.
- Antall skytteltankere i drift reduseres fra om lag 20 i dag til 15 i 2030 på grunn av forventninger om redusert aktivitetsnivå.
- Når en skytteltanker som per i dag har "passiv teknologi" (KVOC/økt tanktrykk) tas ut av drift og erstattes med et skip med ny og forbedret VOC-håndteringsteknologi, settes marginal investeringskostnad til 100 millioner og marginal årlig driftskostnad til 0 kr.
- Når en skytteltanker som per i dag har "aktiv teknologi" (kondensasjonsanlegg/absorbsjonsanlegg) tas ut av drift og erstattes med et skip med ny VOC-håndteringsteknologi, settes marginal investeringskostnad til 0 kr, og årlig marginal driftskostnad til minus 5 millioner kr.
- Gjenvunnet kondensat fra avdampet nmVOC verdsettes til 3,3 kr/kg, tilsvarende en forventet råoljepris på 435 kroner/fat fra 2014 (Nasjonalbudsjettet for 2013)
- Gjenvunnet metan verdsettes til 2,3 kr/kg, tilsvarende en forventet pris på 1,9 kr/Sm³ naturgass fra 2014 (Nasjonalbudsjettet for 2013).

5.1.2 Resultater

Utslippsreduksjoner og kostnader:

Tiltaket vil kunne gi en utslippsreduksjon på 9 300 tonn nmVOC og 1 360 tonn metan i forhold til framskrivingene for 2030. For hele tiltaksperioden 2016-2030, vil den akkumulerte utslippsreduksjonen bli 57 600 tonn nmVOC og 8 220 tonn metan. Angitt som CO_{2e(GTP10,Norge)}, gir dette en akkumulert utslippsreduksjon på 1 513 320 tonn CO_{2e(GTP10 Norge)} fram til 2030, tilsvarende et gjennomsnitt på 101 000 tonn/år i perioden 2016-2030.

Samfunnsøkonomisk marginal tiltakskostnad er beregnet til 71 kr/tonn CO_{2e(GTP10 Norge)}.

Helseeffekt av tiltaket:

Tiltaket vurderes å ha en positiv helseeffekt forbundet med redusert eksponering for nmVOC om bord på skipene, uten at dette kan kvantifiseres.

Miljøeffekt av tiltaket:

Ingen vesentlige miljøeffekter utover klimaeffekten er identifisert.

5.1.3 Usikkerhetsvurderinger

Det er betydelig usikkerhet i utslippstallene som ligger til grunn for framskrivingene fram til 2030, og dermed skaleringen av tiltakene, siden utslippstallene i stor grad er beregnet ut fra gamle utslippsfaktorer. For å forbedre utslippstallene, etableres det nå et omfattende måle- og beregningsprogram som omfatter alle lastepunkter på norsk sokkel. Resultater av dette forventes å foreligge i løpet av 2014.

Videre er det usikkerhet knyttet til aktivitetsnivået på norsk sokkel fram mot 2020 og hvilke utbyggingsløsninger som velges for nye felt (rørledning eller skipstransport av råolje).

Det at de aktuelle tekniske løsningene ikke er tatt i bruk i full skala per dags dato, tilsier betydelig usikkerhet mht. kostnader. For å kompensere for eventuelle uforutsette kostnadsøkninger, har vi i beregningen av tiltakskostnad lagt til grunn høyere investeringskostnader enn de anslagene som er innhentet fra teknologileverandører.

5.1.4 Mulige virkemidler

Virkemidlene som er omtalt nedenfor er tenkt brukt spesifikt for petroleumssektoren. Når det gjelder avgift eventuelt i kombinasjon med tiltaksfond etter samme modell som NO_x-fondet (bruk av "NO_x-modellen"), så er dette virkemidler som med fordel kan brukes på tvers av flere sektorer. Disse virkemidlene er derfor også omtalt som tverrgående virkemidler i hovedrapporten (Kapittel 5.7).

Krav i tillatelser etter forurensningsloven:

Tiltaket kan utløses ved å innskjerpe den gjeldende utslippsgrensen på 0,45 kg nmVOC/Sm³ lastet råolje, som er fastsatt i tillatelsene til operatørene av de aktuelle feltene på sokkelen. En slik innskjerping vil innebære at kravene blir strengere enn det som til nå har vært regnet som BAT-nivå. De norske kravene til nmVOC-håndtering under råoljelasting offshore er dessuten vesentlig strengere enn i de fleste andre land allerede i dag, og en ytterligere innstramming må vurderes i lys av dette. For å gi operatører av lastepunkter og tankredere rimelig tid og mulighet til å innrette seg etter eventuelle nye krav, må kravstillingen være langsiktig og forutsigbar. Dette hensynet kan for eksempel ivaretas ved en gradvis innskjerping av utslippsgrensen over en periode på flere år.

Den nåværende reguleringen av nmVOC-utslipp ved råoljelasting åpner for at operatørene kan samarbeide om å oppfylle utslippskravene, ved at utslippsgrensen anses for å være oppfylt ved det enkelte felt så fremt gjennomsnittlig utslipp ved alle lastepunktene på sokkelen ligger under den fastsatte grenseverdien. Operatørene har etablert det såkalte VOC Industrisamarbeidet (VOCIC) for å sikre at kravene til VOC-utslipp under lasting av råolje overholdes. VOCIC finansierer de tiltakene som vurderes som mest kostnadseffektive, og besørger også felles årlig utslippsrapportering til Miljødirektoratet. På denne måten reduseres de samlede kostnadene for bransjen som helhet. Erfaringer med dagens regulering tilsier at prinsippet med felles gjennomføring bør vurderes videreført ved en eventuell innskjerping av utslippsgrensen.

Tekniske krav i forskrift:

Tiltaket kan også utløses ved å fastsette tekniske krav i forskrift til skytteltankere som opererer på norsk sokkel. Kravene kan tenkes utformet etter modell fra avgasskravene til kjøretøyer, dvs. at det stilles krav til utslipp av utvalgte utslippskomponenter som er knyttet opp mot ytelsen til anlegget. I en overgangsperiode kan det eventuelt fastsettes separate krav til nye og eksisterende skip.

Hvis man velger å stille nye tekniske krav til hvordan skip som opererer på norsk sokkel skal være bygd og utrustet, kan det vurderes om disse kravene bør rettes direkte mot rederne – og ikke mot operatørene av lastepunktene slik tilfellet er i dag.

Offentlig støtte:

Teknologien som forutsettes brukt for å redusere metan- og nmVOC-utslipp under råoljelasting anses for å være tilgjengelig per i dag, men er ikke tatt i bruk på skytteltankere som opererer på norsk sokkel. Offentlig støtte kan være et egnet virkemiddel for å få demonstrert teknologien i full skala på ett eller et fåtall skip, for dermed å påskynde gjennomføring av tiltaket.

Avgift:

Avgift på utslipp av kortlevde klimadrivere kan tenkes brukt som et selvstendig virkemiddel eller i kombinasjon med et tiltaksfond som omtalt nedenfor. For at bruk av avgift skal være hensiktsmessig, bør alle utslipp som omfattes av avgiften kunne kvantifiseres med tilfredsstillende nøyaktighet og uten

urimelig store kostnader. Avgiftssatser bør eventuelt fastsettes med utgangspunkt i klimaeffekten av hver enkelt utslippskomponent.

Bruk av "NOx-modellen":

Som et alternativ til de virkemidlene som er omtalt ovenfor, kan man tenke seg å etablere et virkemiddelapparat etter modell fra NOx-fondet. Denne modellen innebærer at det innføres en avgift på aktuelle utslippskomponenter (BC, metan m.fl.), en avtale mellom myndighetene og berørte bransjer (om størrelsen på utslippsreduksjonen som skal oppnås) og et "kortlevdfond" for finansiering av tiltak. Virksomheter som slutter seg til avtalen oppnår betalingsfritak for avgiften mot å betale en lavere innbetalingsrate til fondet. Disse kan også søke fondet om støtte til gjennomføring av utslippsreducerende tiltak.

Det forutsettes at det, etter modell fra NOx-fondet, etableres et styrende organ som fastsetter kriterier for støtte, behandler søknader om støtte og verifiserer effekten av gjennomførte tiltak. Et tiltaksfond vil først og fremst kunne være egnet for å finansiere tiltak som går ut over gjeldende utslippskrav og det som regnes som BAT-nivå per i dag. "NOx-modellen" gir de enkelte virksomhetene incentiver til selv å identifisere aktuelle tiltak og søke støtte til å få gjennomført disse.

For at et slikt virkemiddelapparat skal være hensiktsmessig, bør det sannsynligvis ikke begrenses til petroleumssektoren. Andre aktuelle sektorer/bransjer for en slik modell kan for eksempel være deler av landbasert industri og deler av transportsektoren. Med en bred innretning på fondet som omfatter flere sektorer/bransjer, vil man få et større tilfang av tiltaksmuligheter og dermed mulighet til å velge de mest kostnadseffektive løsningene på tvers av sektorer.

5.2 Tiltak 2: Innfasing og ettermontering DPF mobile rigger

5.2.1 Beskrivelse av tiltaket

Med mobile rigger menes her borerigger, floteller (boliginnretninger) og brønnintervensjonsskip. Innretningene benyttes hovedsakelig i forbindelse med leteboringer og produksjonsboringer. Totalt 42 mobile rigger var i aktivitet på norsk sokkel i 2012, mens 51 er godkjent for bruk på norsk sokkel per i dag. Flere nye rigger er under bygging og planlegging. Utslippene av BC fra dieselmotorer på flyttbare innretninger offshore utgjør ca. 21,3 prosent av totalt BC-utslipp fra petroleumssektoren.

Mobile rigger er typisk utstyrt med 4-8 dieselmotorer (hovedgeneratorer) som benyttes til å dekke energibehovet til framdrift, boring og andre formål ombord på riggen. For mobile rigger som ligger med anker, vil det typisk være behov for 4 motorer med en ytelse på tilsammen 8-10 MW, mens det for rigger som benytter dynamisk posisjonering (DP-rigger) vil det være behov for 6-8 motorer på tilsammen ca. 40 MW (Karlson et.al, 2012).

Partikkelfiltre til bruk på dieselmotorer anses å være kjent teknologi, men er per i dag ikke tatt i bruk på mobile rigger på norsk sokkel. Partikkelfiltrene er relativt plasskrevende, og krever bruk av lavsvovlig drivstoff. Drivstofforbruket vil dessuten kunne øke noe ved installering av partikkelfilter.

Tiltaket innebærer installering av partikkelfilter på:

- alle nye mobile rigger som benytter dieselmotorer som hovedgeneratorer og som settes i drift på norsk sokkel fra og med 2018
- alle eksisterende rigger innen utgangen av 2023

Installering av partikkelfilter er også vurdert som et aktuelt tiltak for å redusere utslipp av BC fra skip, jf. nærmere omtale i sektornotatet for transport.

De viktigste forutsetningene som er lagt til grunn for kostnadsberegningene for partikkelfilter på rigger er oppsummert i faktaboks 2.

Faktaboks 2 – Forutsetninger som er lagt til grunn for tiltaket "Innfasing og ettermontering DPF mobile rigger "

- **Antall rigger i drift i 2030 er satt til 42, som er tilsvarende antallet i 2012**
- **Gjennomsnittlig total motorkapasitet (ytelse) per rigg er satt til 25 MW**
- **Forventet rensegrad er satt til 85 prosent**
- **Partikkelfiltrenes tekniske levetid er satt til 10 år**
- **Gjennomsnittlig investeringskostnad for innkjøp og montering av partikkelfilter er satt til 808 kr/kW (Stuer-Lauridsen et. al. 2012), tilsvarende som for skip, jf. sektornotat for transport**
- **Årlig marginal driftskostnad er satt til 0 kr*.**
- **Det forutsettes at partikkelfiltre kan ettermonteres på alle rigger uten at disse tas ut av drift**

* Det er i vurderingen av driftskostnader ikke tatt hensyn til at drivstofforbruket vil kunne øke noe ved installering av partikkelfilter. Årsaken til dette er usikkerhet om hvor stor økningen vil kunne bli.

5.2.2 Resultater

Utslippsreduksjoner og kostnader:

Tiltaket vil kunne gi en utslippsreduksjon på 85,9 tonn BC i forhold til framskrivingene for 2030. For hele tiltaksperioden 2017-2030, vil den akkumulerte utslippsreduksjonen bli 830,5 tonn BC.

Angitt som CO_{2e(GTP10,Norge)} gir dette en akkumulert utslippsreduksjon på 2 397 530 tonn CO_{2e(GTP10 Norge)} fram til 2030, tilsvarende et gjennomsnitt på 171 000 tonn/år i perioden 2017-2030.

Samfunnsøkonomisk marginal tiltakskostnad er beregnet til 465 kr/tonn CO_{2e(GTP10 Norge)}.

Helseeffekt av tiltaket:

Tiltaket vurderes å kunne ha en positiv helseeffekt forbundet med redusert eksponering for partikler/svart karbon om bord på riggene, uten at dette kan kvantifiseres.

Miljøeffekt av tiltaket:

Tiltaket vil medføre reduserte utslipp av partikler (PM10 og PM 2,5). Siden utslippene skjer offshore er imidlertid ikke disse utslippene verdsatt i beregningen av tiltakskostnader.

5.2.3 Usikkerhetsvurderinger

Siden man ikke har erfaringer med drift av partikkelfilter på mobile rigger på norsk sokkel per i dag, er det knyttet betydelig usikkerhet til beregnede reduksjonspotensialer og kostnader.

Motortype, tilgjengelig plass, vekthensyn, sikkerhetsmessige hensyn etc. kan nødvendiggjøre tilpasninger på den enkelte rigg som har betydning for både renseeffekt og kostnader. Dersom det skulle vise seg at partikkelfilter ikke kan ettermonteres på enkelte rigger under ordinær drift (f.eks. på DP-rigger), vil tiltakskostnadene kunne bli høyere enn beregnet. Det er også usikkerheter mht. vedlikeholdsbehov og hvorvidt filtrene vil kunne medføre økt drivstoffbehov.

Vi ser at det er en trend mot økt bruk av naturgass (LNG) som drivstoff i Norge, jf. prosjekter som det er gitt støtte til gjennom NOx-fondet. På rigger med gassdrift eller kraftoverføring fra andre innretninger, er montering av partikkelfilter ikke aktuelt.

5.2.4 Mulige virkemidler for tiltaket

I utredningen av tiltakskostnader har vi forutsatt at dieselmotorer på nye mobile rigger utstyres med partikkelfilter fra 2018, og at partikkelfilter ettermonteres på alle eksisterende rigger innen 2023. Dette forutsetter at det etableres bindende virkemidler i samsvar med dette. Som for tiltak 1 omtaler vi her både virkemidler som tenkes brukt spesifikt for petroleumssektoren og virkemidler som med fordel kan brukes på tvers av flere sektorer (eventuelle tverrgående virkemidler som avgift/bruk av NOx-modellen).

Krav i tillatelser etter forurensningsloven:

Utslippene til luft fra kraftgenerering på riggene er i dag regulert gjennom tillatelser etter forurensningsloven, som gis til den ansvarlige operatøren på feltet der riggene til enhver tid opererer. Utslippene kan imidlertid også tenkes regulert gjennom egne tillatelser til riggoperatørene, slik at disse får klarere insentiver enn i dag for å redusere sine utslipp.

I eventuelle tillatelser som gis til riggoperatørene, vil det kunne fastsettes vilkår som sikrer gjennomføring av tiltaket. For rigger som skal operere langt mot nord, vil det være spesielt viktig å fastsette krav som sikrer at BC-utslippene blir lavest mulig.

Krav i forskrift:

Tiltaket kan gjennomføres ved at det fastsettes forskriftskrav til rensing av partikkelutslipp fra dieselmotorer, som må oppfylles for at riggene skal kunne operere på norsk sokkel. Kravene kan tenkes utformet etter modell fra avgasskravene til kjøretøyer, dvs. at det stilles krav til utslipp av utvalgte utslippskomponenter som er knyttet opp mot ytelsen til anlegget/motoren. For å sikre gjennomføring av tiltaket, kan myndighetene eventuelt verifisere at teknologien er installert, f.eks. som del av eksisterende ordninger for godkjenning av rigger som skal operere på norsk sokkel.

Miljødirektoratet er kjent med at enkelte rigger har skiftet ut sine dieselmotorer med motorer som benytter naturgass, bl.a. med sikte på å redusere utslippene av NOx. Dersom slike løsninger totalt sett vil være miljømessig bedre enn å installere partikkelfilter på dieselmotorer, vil det være uheldig om kravstillingen er til hinder for å velge disse. Eventuelle tekniske krav bør derfor ikke utformes slik at de vil være til hinder for bruk av alternativ teknologi som eventuelt kan gi bedre eller tilsvarende effekt på utslippene.

Offentlig støtte:

Teknologien som forutsettes brukt anses å være tilgjengelig, men er ikke tatt i bruk på rigger på norsk sokkel per i dag. Offentlig støtte kan være et egnet virkemiddel for å få demonstrert teknologien i full skala på en eller et fåtall rigger, for dermed å påskynde gjennomføring av tiltaket.

Avgift:

Avgift på utslipp av kortlevde klimadrivere kan tenkes brukt som et selvstendig virkemiddel eller i kombinasjon med et tiltaksfond som omtalt nedenfor. For at bruk av avgift skal være hensiktsmessig, bør alle utslipp som omfattes av avgiften kunne kvantifiseres med tilfredsstillende nøyaktighet og uten urimelig store kostnader. Avgiftssatser bør eventuelt fastsettes med utgangspunkt i klimateffekten av hver enkelt utslippskomponent.

Bruk av "NOx-modellen":

Også for dette tiltaket kan et virkemiddelapparat etter modell av NOx-fondet være et aktuelt virkemiddel (jf. omtale under tiltak 1 og i hovedrapporten).

6. Andre reduksjonsmuligheter (delvis utredete tiltak)

I tillegg til tiltakene som er utredet med reduksjonspotensial og kostnader, har Miljødirektoratet identifisert muligheter for å oppnå ytterligere utslippsreduksjoner innen sektoren. Dette er reduksjonsmuligheter hvor kunnskapsgrunnlaget om reduksjonspotensial og tiltakskostnader, er vurdert til å være mangelfull per i dag, slik at det ikke har vært mulig tallfeste mulige utslippsreduksjoner og kostnader.

I beskrivelsen av reduksjonsmulighetene har vi derfor lagt vekt på å identifisere kunnskapshull og å vurdere hva som kan gjøres for å forbedre kunnskapsgrunnlaget. Av praktiske grunner har vi gruppert reduksjonsmulighetene i følgende "tiltaksområder":

- 1) Fakling offshore og ved landanlegg
- 2) Prosessutslipp offshore – Kaldventilering og diffuse utslipp av metan og nmVOC
- 3) Prosessutslipp landanlegg – Kaldventilering og diffuse utslipp av metan og nmVOC, inklusive lagring av råolje og petroleumsprodukter
- 4) Lasting av råolje og petroleumsprodukter ved landanlegg
- 5) Råoljelagring offshore
- 6) Stasjonær forbrenning offshore og landanlegg (uforbrente utslipp av metan og nmVOC)
- 7) Mobile rigger – forbrenning av gass og olje over brennerbom
- 8) Transport av råolje på skip
- 9) Mobile rigger – LNG som drivstoff i motorer (alternativ til tiltak 2)
- 10) Mobile rigger – vann i drivstoff i motorer (alternativ til tiltak 2)

Tiltaksmulighetene innenfor ovennevnte tiltaksområder er rettet mot reduksjoner av BC, metan og nmVOC. Flere av tiltaksmulighetene har også betydning for utslipp av CO og NOx.

6.1 Fakling offshore og ved landanlegg

6.1.1 Beskrivelse av tiltaksområdet

Kunnskapsgrunnlaget om mulighetene for å oppnå ytterligere utslippsreduksjoner fra fakling har til nå vært mangelfullt. Miljødirektoratet tok derfor i 2012 initiativ til å få gjennomført en faklingsstudie, kalt Fakkelprosjekt 2012 (Carbon Limits, 2013). Studien er gjennomført av Carbon Limits AS (heretter omtalt som CL) og omfatter fakler på land og offshore. Følgende temaer har vært gjenstand for nærmere analyser og vurderinger:

- Status og utviklingstrekk for fakling i Norge
- Kartlegging av fakkelsystemer offshore og på land
 - o Tilgjengelige fakkeltknologier/-systemer egnet for norske forhold
 - o Kriterier for valg av fakkeltknologi/-system
 - o Anvendte teknologier opp mot hva som er å anse som BAT
- Kartlegging av gjennomførte tiltak, tiltaksmuligheter og begrensninger
- Vurdering av kvaliteten på anvendte utslippsfaktorer og metoder for bestemmelse av utslipp til luft fra fakling

CL har også innhentet informasjon fra leverandører av fakkeltknologi og relevante myndigheter (Miljødirektoratet, Oljedirektoratet (OD) og Petroleumsstilsynet (Ptil)).

Det er også gjennomført en litteraturstudie knyttet til hvilke parametere som er styrende for utslipp til luft fra fakling. Hovedfokus har vært på partikler, metan, nmVOC, CO, NO_x og SO₂.

Informasjonen og vurderingene som er gjengitt i de følgende avsnittene, er hentet fra CLs rapport.

Fakkelsystemer og anvendelse av BAT:

Fakkelsystemet er en del av innretningenes og landanleggenes sikkerhetssystem og er en del av overtrykksbeskyttelsen for prosessanlegget, samt at det benyttes for trykkavlastning. Fakkelsystemet benyttes også under planlagte operasjoner i forbindelse med oppstart/nedkjøring og trykkavlastning for vedlikehold av prosessutstyr. Systemet kan også benyttes til håndtering av giftige eller korrosive gasser, og andre brennbare gasser det av ulike årsaker ikke anses attraktivt å utnytte. Den primære funksjonen til fakkelen er å sørge for sikker og effektiv håndtering av gass i tråd med relevante sikkerhetskrav.

Hvordan fakkelsystemet designes, har også betydning for støy og utslipp til luft av partikler (BC), CH₄, nmVOC, NO_x og CO, og i tillegg CO₂ og SO₂. Fakkelleverandørene har utviklet nye teknologier for å kunne fakle gass på en sikker og miljømessig skånsom måte. Ut fra et miljøperspektiv har det viktigste formålet inntil nylig, vært å oppnå en høy forbrenningseffektivitet og røykfri drift.

I Fakkelprosjektet 2012 har eksisterende teknikker vært gjenstand for vurdering av hva som er å anse som BAT i forhold til redusert fakling og relaterte utslipp til luft.

Fakkeltassgjenvinning har blitt anvendt i Norge siden 90-tallet, og kan i teorien anvendes for høytrykks- og lavtrykksfakler, både offshore og på land. For små og variable gassmengder med lavt trykk har det imidlertid vist seg å være teknisk utfordrende å drifte systemer for gjenvinning. Av CL-rapporten framgår at det er gjennomført 18 gjenvinningstiltak de siste 10 årene, alle offshore. Mange av de eldre innretningene har fakkeltassgjenvinning og flere har i tillegg slukket fakkel (dvs. at fakkelen opererer uten pilotflamme). Fakkeltassgjenvinning og slukket fakkel er valgt for de fleste nye innretninger de siste 10 årene, da dette har blitt ansett som BAT. Av landanleggene er det kun gassbehandlingsanlegget på Nyhamna (Ormen Lange Landanlegg) som har fakkeltassgjenvinning og slukket fakkel.

Kartleggingen av fakkelsystemene i Norge viser at det anvendes en lang rekke ulike design, som er tilpasset installasjons- og anleggsspesifikke forhold. Offshoreinnretningene har de samme tekniske utfordringene som er gjeldende på land, men har i tillegg plass og vektbegrensninger og begrenset adgang til hjelpesystemer («Utilities») som damp og luft. Bruk av damp-assistert fakkel forutsetter at damp er tilgjengelig, mens luft-assistanse kan være vanskelig å installere pga. plassbehov. Plassbegrensninger gjør at det også kan være utfordringer knyttet til å plassere fakkeltippen i en tilstrekkelig avstand fra utstyr og personell iht. kravene til varmebelastning og støy. Spesielle tårn og fakkelbommer har derfor blitt utviklet for å håndtere disse utfordringene offshore.

Fakkelsystemet utgjør sammen med trykkavlastningssystemet en kritisk del av sikkerhetssystemet ved et prosessanlegg, og eventuelle problemer med fakkelsystemet vil ha store konsekvenser. Logistikken forbundet med å installere, vedlikeholde og skifte ut fakler er utfordrende og kostnadskrevende, spesielt offshore. Disse forholdene medfører at operatørene er konservative ved valg av fakkelt teknologi, og at løsninger med begrenset kompleksitet og lang levetid, prioriteres. En stor andel av faklene offshore er rørfakler med en brennerdyse. På land har anlegg, som har startet opp de siste 15 årene, i stor grad benyttet flere-dyser tipper. Det er derimot ingen klar trend knyttet til bruk av fakkeltipper med mer kompleks design, verken offshore eller på land.

Ved lave faklingsrater kan luft trenge inn i fakkelsystemet og medføre ukontrollert antennelse i fakkeltippen og i fakkelsystemet. For å unngå at denne situasjonen oppstår, benyttes nitrogen (inert gass) eller hydrokarbonholdig gass (HC-gass) som spylegass i fakkelsystemet. Flere av innretningene offshore benytter HC-gass som spylegass, men vanligst er nitrogen. For landanleggene er situasjonen omvendt, her

benytter flertallet av anleggene HC-gass som spylegass. Spyling med HC-gass gir høyere utslipp av CO₂ og NO_x enn ved bruk av nitrogen.

For å kunne operere faklene tilfredsstillende og på en sikker måte, er det behov for en rekke kontrollsystemer. Kontrollsystemene er bl.a. nødvendig for antennelse og overvåking av pilotbrennere (at fakkelpiloten er tent), for å kontrollere væsknivået i væskeutskillere (at det er tilstrekkelig kapasitet til å fjerne væskedråper fra gassen og dermed redusere røykdannelsen i fakkelen), for å kontrollere forbruk av assistansemedium (at fakkelen brenner tilfredsstillende («røykfri» drift)) og for å sikre tilstrekkelig tilførsel av luft til forbrenningen.

Andre eksempler er trinnvise fakler («staged flares»), som er avhengig av kontrollsystemer for å variere mellom antall dyser i bruk ut fra behov, og systemer for spylegass som må kontrolleres for bl.a. å sikre at blandingen av fakkलगass og spylegass ligger over nedre antennelsesgrense («flamability limit»). Dersom blandingen av fakkलगass og nitrogen i fakkelsystemet faller under nedre grense for antennelse, kan forbrenningen bli lite effektiv, noe som igjen kan lede til ventilering av uforbrente hydrokarboner (metan og nmVOC) til luft. Et fåtall fakler har installert kontrollsystemer for å redusere behovet for spylegass (dvs. 26 offshore og 2 på land).

Bruk av kontrollsystemer i Norge er ikke kartlagt i detalj. Dette gjelder bl.a. systemer for bruk av assistansemedium ved de 8 assisterte faklene i Norge, om disse er manuelle eller hel-/del-automatiske.

Reduksjonspotensial:

Som del av CLs studie er det sett på tiltaksmuligheter og reduksjonspotensial knyttet til faklingsvolumer og utslipp til luft av kortlevde klimadrivere og andre utslippskomponenter. Det er innhentet informasjon om mer enn 150 tiltaksmuligheter fra virksomhetene.

Ifølge studien er det et potensial for å redusere faklingen og utslipp til luft. Potensialet knytter seg til økt regularitet i prosessen, forbedring av drifts- og vedlikeholdsprosedyrer og strategier for håndtering av ikke-planlagte hendelser, bedre oppfølging av fakkलगstrategier som del av energiledelse (herunder identifisering og registrering av faklingshendelser, analyser og prioritering av tiltaksmuligheter) og opplæring av driftspersonell.

CLs studie har vist at virksomhetene i liten grad registrerer faklingshendelser på kilder og at detaljerte årsaker til fakling normalt ikke blir systematisk vurdert og rapportert. CL har i sin rapport fordelt faklingsvolumer på kilder/årsaker utfra grove anslag gjort av virksomhetene selv.

Virksomhetenes grove anslag tyder på at ca. 80 prosent av faklingen offshore skyldes uforutsette/ikke-planlagte hendelser og driftsforstyrrelser (dvs. ikke-kontinuerlig fakling). Ca. 30 prosent av denne faklingen kan tilbakeføres til trykkavlastning i forbindelse med vedlikehold og opp- og nedkjøring av anlegg og kompressorer. Den kontinuerlige faklingen utgjør ca. 20 prosent, og er i hovedsak knyttet til et begrenset antall kilder (bruk av pilotgass og spylegass/dekkгass, avgassing fra produsertvannsystemet og glykolregenerering). For landanleggene er anslaget henholdsvis 95 prosent for ikke-kontinuerlige kilder og 5 prosent for kontinuerlige kilder (pilot og spylegass).

Reduksjonsmuligheter:

Informasjonen som er innhentet fra virksomhetene om reduksjonsmuligheter og reduksjonspotensial er av varierende kvalitet, og gir ikke et tilstrekkelig grunnlag for å gjennomføre kost/nytte-analyser og vurdering av reduksjonspotensial av ulike typer tiltak. Effekten av tiltakene vil også i stor grad være felt-/anleggsspesifikk.

Studien viser også at det er stor usikkerhet knyttet til størrelsen på utslippene til luft, spesielt partikler (BC) og metan, men også av nmVOC, CO og NO_x. Et viktig premiss for å kunne vurdere

tiltaksmuligheter og reduksjonspotensial, er å fremskaffe økt kunnskap om størrelsesorden av disse utslippene.

Helseeffekt:

Tiltak som reduserer faklingen vurderes å ha en positiv helseeffekt forbundet med redusert eksponering for partikler (PM₁₀ og PM_{2,5}) og støy.

Miljøeffekt:

Tiltak som reduserer faklingen vil redusere utslipp av partikler (PM₁₀ og PM_{2,5}).

6.1.2 Usikkerhetsvurderinger og anbefalinger for videre oppfølging

Kunnskapsgrunnlaget for å vurdere reduksjonsmuligheter knyttet til fakling og relaterte utslipp til luft, er vurdert å være mangelfull. Dette er det redegjort nærmere for nedenfor, sammen med anbefalinger om videre arbeid for å forbedre kunnskapsgrunnlaget. Anbefalingene er i hovedsak basert på CLs studie.

Måledata:

Ifølge CLs studie er den vitenskapelige forståelsen av hvilke parametere som er styrende for utslippsdannelsen og utslippenes størrelse (utslippsomfang), fortsatt noe begrenset for enkelte komponenter, spesielt partikler (BC). Dette skyldes utfordringer knyttet til å gjennomføre utslippsmålinger og begrenset tilgang til eksperimentelle data for å verifisere korrelasjoner og modeller som kan bestemme størrelsen på faklingsutslippene.

Måleteknikker som er under utvikling av Carleton University og Aerodyne kan eventuelt tenkes brukt for å gjennomføre målekampanjer for bestemmelse av utslipp av BC ved installasjoner på land. Målinger av BC offshore kan være vanskelig å gjennomføre rent praktisk, og er kostnadskrevenende. Disse kan alternativt gjennomføres på land eller i storskala testanlegg for driftsforhold som er mest mulig representative for offshore.

Også kvantitative analyser og verifikasjon av Computational Fluid Dynamics (CFD)-modeller, som anvendes for å analysere faklingsutslipp, vil representere et verdifullt tillegg til fysiske målinger av utslipp, og kan om mulig legge til rette for modellering av driftsforhold som ikke er testet eller er vanskelig å få testet eller målt fysisk. Ingen CFD-modeller har blitt validert for å kvantifisere utslipp av BC, dvs. at de ikke er egnet for å estimere denne type utslipp per i dag.

Kunnskap om fakkelteknologi:

Valg av fakkelteknologi har innvirkning på dannelsen av utslippskomponentene BC, metan, nmVOC, CO og NOx. Betydningen vil imidlertid variere utfra driftsforhold og gasskvalitet. Effektiv forbrenning forutsetter at det fakles innenfor designspesifikasjonen. Ved valg av fakkeldesign bør det tas hensyn til et sett realistiske driftsscenarier. Begrenset tilgang til kvantitativ informasjon fra fakkelleverandørene, medfører at det i praksis er vanskelig å sammenligne fakkelteknologier og velge optimalt design i forhold til reell drifts- og utslippssituasjon.

Ikke-kontinuerlig fakling:

Endringer i prosessdesign og bruk av ny fakkelteknologi (herunder slukket fakkel) har medført at faklingen ved mange anlegg ikke er kontinuerlig og/eller er relativt begrenset. Ifølge CL indikerer forskning og praksis at fakling ved lave faklingsrater og stor variasjon i faklingsrater kan ha betydning for utslippene av uforbrente hydrokarboner (metan og nmVOC) og CO. For å kunne vurdere effekten av gjennomført tiltak og tiltaksvurderinger, er det behov for å få på plass utslippsfaktorer som er representative for norske forhold.

Kontinuerlig fakling (eldre innretninger og anlegg på land):

Endel tiltak vil i mange sammenhenger ikke kunne gjennomføres ved eldre innretninger og anlegg på land på grunn av tekniske begrensninger eller høy tiltakskostnad. Større modifikasjoner og endringer i forutsetninger (for eksempel økt ressurstilgang og forlenget feltlevetid), som kan ha innvirkning på tidligere beslutninger om tiltaksmuligheter, bør imidlertid utløse en revurdering av tiltaksmuligheter knyttet til å redusere fakling og relaterte utslipp til luft utfra kravet om BAT (jf. bl.a. endelig utkast til revidert BREF for "Refining of mineral oil and gas" (gjelder landanleggene)).

Analyse av faklingshendelser:

Flertallet av virksomhetene offshore og på land registrerer og systematiserer i liten grad faklingshendelser og informasjon om årsaker til fakling. Dette representerer en mulig barriere for effektiv identifikasjon, analyse og prioritering av tiltaksmuligheter knyttet til fakling. En systematisk registrering av fakling på kilder (kontinuerlig fakling og faklingshendelser) og årsaker til faklingshendelsene, vil bidra til økt kunnskap og oppmerksomhet om reduksjonspotensial, og muliggjøre prioriteringer av faklingstiltak i forhold til andre typer tiltak. Dette vil samtidig kunne bidra til et forbedret grunnlag for bestemmelse av kvotepliktige CO₂-utslipp fra fakling.

Drift- og vedlikeholdsprosedyrer og faklingsstrategier:

Selskapene som opererer på norsk sokkel og på land har etablert overordnede målsetninger om å redusere energibruk, og har utarbeidet prosedyrer for drift og vedlikehold som begrenser fakling. Fakling synes nå i større grad enn tidligere å inngå som en integrert del i virksomhetenes arbeid med energiledelse, og felt- og anleggsspesifikke faklingsstrategier er under utarbeidelse og implementering flere steder.

Mengden gass som fakles er i stor grad påvirket av gjeldende prosedyrer og strategier for når og hvordan produksjonen skal reduseres eller stenges ned. Oppstart av prosessanlegg og brønner etter en eventuell nedstengning, vil kunne resultere i en ikke-ubetydelig fakling. I noen tilfeller vil dette også kreve økt bruk av energi (f.eks. gassløft) som medfører utslipp til luft. Nedstengninger har også store økonomiske konsekvenser forbundet med tap av produksjon. Hva som anses som akseptabelt i forhold til fakling ved ikke-planlagte hendelser eller driftsforstyrrelser, er nedfelt i virksomhetenes faklingsstrategier. Installasjonsspesifikke forhold vil også ha innvirkning på hva som er en optimal strategi i slike tilfeller.

De tiltaksmulighetene som er omtalt i CLs rapport viser at det fortsatt er et potensial for å redusere fakling under vedlikehold og modifikasjoner, oppstart/nedstengning av prosessanlegg og brønner og ved håndtering av ikke-planlagte hendelser/driftsforstyrrelser. Virksomhetenes prosedyrer og faklingsstrategier bør derfor følges opp. Dette kan gjennomføres som en integrert del av oppfølgingen av virksomhetenes planer for energiledelse og implementering av faklingsstrategier. En grundigere gjennomgang vil kunne avklare reelle muligheter for å gjennomføre forbedringstiltak, og bidra til å identifisere hva som er beste praksis under ulike driftsforhold.

Utslippsfaktorer:

Det er stor usikkerhet knyttet til størrelsen på utslippene til luft fra fakling. Sammenligning av metoder og faktorer som benyttes i Norge opp mot andre sammenlignbare land, viser også at det for noen utslippskomponenter er relativt store forskjeller i utslippsfaktorer som benyttes. Dette gjelder spesielt faktorer for uforbrente hydrokarboner. For å bedre kvaliteten på faktorene som benyttes i beregning av utslipp til luft fra fakling i Norge, anbefales følgende:

- Å bruke et konsistent sett av antakelser for gasskomposisjon og forbrenningseffektivitet ved estimering av utslippsfaktorer for metan, nmVOC, CO og partikler (BC).
- Å gjennomføre målinger i Norge eller ved testanlegg under forhold som er representative for norske forhold (testanlegg gjelder spesielt offshore) for å verifisere nivået på de estimerte utslippsfaktorene for partikler (BC), metan, nmVOC, CO og NO_x.
- Å revidere utslippsfaktorene for metan, nmVOC og CO i OLF's (nå Norsk olje og gass) veileder til den årlige utslippsrapporteringen på grunnlag av utslippsmålinger/beregninger og bedre

kunnskapen om forbrenningseffektivitet. I påvente av resultater av disse, bør det vurderes å benytte mer konservative utslippsfaktorer. At utslippsfaktorene som benyttes i dag er for lave, understøttes av målinger utført for fakler ved landanlegg i Norge med DIAL (Differential Absorption LIDAR)-teknikken.

- Å revidere utslippsfaktoren for BC som nylig er tatt i bruk for fakler i Norge når ytterligere testresultater for forhold som er mer representative for fakling i Norge, er tilgjengelige. Det bør tas et initiativ for å få på plass metoder for bestemmelse av utslipp av BC som er relevante både i norsk og internasjonal sammenheng.
- Å revidere utslippsfaktoren for NO_x på $1,4 \text{ g NO}_x/\text{Sm}^3$, som i dag er anbefalt for bruk offshore, for å bedre reflektere gjeldende faklingsforhold (faklingsrater og energiinnhold). Revisjonen bør ta utgangspunkt i en gjennomgang av oppdaterte måleresultater og beregninger utført med Sintefs Skaleringslov og/eller verifikasjonsmålinger i testanlegg representative for offshore. CLS studie viser at det er mulig å beregne felt-/fakkelspesifikke NO_x -faktorer.

6.2 Kaldventilering og diffuse utslipp offshore

6.2.1 Beskrivelse av tiltaksområdet

Utslippene av metan og nmVOC fra kaldventilering (dvs. gassventilering som det er planlagt for i designfasen) og diffuse utslipp fra lekkasjer i prosesser offshore, utgjør i henhold til det nasjonale utslippsregnskapet hhv. ca. 51,7 og 17,8 prosent av totalt utslipp fra petroleumssektoren. De innrapporterte utslippstallene som ligger til grunn for regnskapet, er imidlertid beheftet med betydelig usikkerhet.

Innrapporterte utslipp av metan og nmVOC fra de enkelte feltene varierer til dels svært mye. For metan varierte utslippene i 2011 mellom < 10 tonn og 3 345 tonn, hvor 19 innretninger rapporterte om metanutslipp > 100 tonn, 16 innretninger om utslipp i området 20-100 tonn og 20 innretninger om utslipp < 20 tonn. For nmVOC varierte utslippet i 2011 mellom < 10 tonn og 1 133 tonn. Flere av de gamle feltene (både gass- og oljefelt) rapporterer om til dels meget lave utslipp. Tatt i betraktning det store antallet potensielle ventilerings- og lekkasjepunkter, er det grunn til å tro at mange av feltene rapporterer for lave utslipp av metan og nmVOC.

Kaldventilering og diffuse utslipp av metan og nmVOC beregnes hovedsakelig med utgangspunkt i standardfaktorer (nærmere omtalt nedenfor). Gassvolumene som benyttes i beregningene synes i hovedsak å være basert på produksjonsdata, men i noen tilfeller også utstyrsspesifikke data. Erfaringer fra utslippsmålinger på land er at målinger gir ca. 4-10 ganger høyere utslipp enn hva som er tilfellet med utslipp som utelukkende er beregnet ut fra standardfaktorer og utstyrsspesifikke faktorer.

Utslippene av metan og nmVOC er ikke regulert i tillatelser per i dag, med unntak av nye felt som er satt i drift etter 2005. Iht. forurensningsloven § 2 nr. 3 plikter virksomhetene å ta i bruk BAT for å forebygge og begrense forurensning.

Utslippene av metan og nmVOC fra olje- og gassproduksjonen offshore avhenger av bl.a. operasjonelle forhold, prosessdesign, fakkeldesign og faklingsstrategi, om utstyret er nytt eller gammelt, antall lekkasjepunkter og kaldventileringspunkter (bl.a. fakkelsystem), vedlikeholdsrutiner, lekkasjedeteksjon og overvåking, og av hvilke teknikker som er implementert for å redusere utslippene.

Kilder til kaldventilering og diffuse utslipp av metan og nmVOC er bl.a. glykol-regenerering, system for produsert vann, lekkasjer fra pumper, ventiler, flenser, kompressorpakninger, tetningsoljesystemer og boreoperasjoner. Hvilke kilder og antall kilder som inkluderes i beregningen av utslipp av metan og nmVOC og kunnskapen om kildenes lekkasje- og ventileringspotensiale, har stor betydning for størrelsen

på utslippet som rapporteres. Dette gjenspeiles i de store variasjonene i utslippstall som er rapportert for 2011.

Stor betydning har også utslippsfaktorene, hvilke faktorer og metoder som benyttes for å bestemme utslippene fra kaldventilering og lekkasjer i prosessen. Faktorene som benyttes per i dag er i hovedsak basert på standardfaktorer i veilederen til Norsk olje og gass (tidligere Oljeindustriens landsforening - OLF) til den årlige utslippsrapporteringen (OLF, 2012), og er beheftet med stor usikkerhet. Dette er gamle faktorer fra 1990-tallet og eldre. Noen felt benytter også feltspesifikke faktorer.

Kaldventilering og diffuse utslipp rapporteres samlet i årsrapportene per i dag. Det er derfor uklart hvor stor andel av det årlige utslippet av metan og nmVOC som skyldes henholdsvis kaldventilering og diffuse utslipp.

På bakgrunn av ovennevnte ser Miljødirektoratet det som viktig å få gjennomført et prosjekt i nær framtid for å fokusere på problemstillinger knyttet til utslipp av metan og nmVOC fra offshoreinnretninger. Et slikt prosjekt bør omfatte følgende:

- Kartlegging av kilder og utslipp fra kaldventileringer og lekkasjer (diffuse utslipp) av metan og nmVOC på den enkelte innretningen.
- En gjennomgang av prosesser med fokus på muligheter for utslippsreduksjoner, bl.a. gjennom økt gjenvinning av gass og kondensat.
- En gjennomgang av teknologistatus opp mot hva som er å anse som BAT for sektoren.
- En gjennomgang av dagens anvendte og tilgjengelige metoder for å bestemme utslippsvolumer og utslippsfaktorer (herunder vurderinger av OLF-faktorenes egnethet for å bestemme utslipp til luft, utstyrsspesifikke faktor og målemetoder).
- En gjennomgang av vedlikeholdsrutiner og rutiner og metoder for lekkasjedeteksjon. Operatørene har krav om etablering av inspeksjons- og vedlikeholdsprogram og gasslekkasjedeteksjon ut fra sikkerhets- og helsemessige hensyn, jf. HMS-regelverket. Iht. regelverket skal alvorlige gasslekkasjer rapporteres til Petroleumstilsynet. Det er imidlertid også grunn til å anta at mindre lekkasjer kan bidra vesentlig til diffuse utslipp fra innretningene, men kunnskapen om dette er per i dag mangelfull.
- Innhenting og sammenstilling av erfaringer som er gjort med bruk av håndholdte optiske kameraer til lekkasjedeteksjon. Slike kameraer gjør det mulig å avdekke lekkasjepunkter i prosessen på en enkel og rask måte, slik at vedlikeholdstiltak og eventuelle utbedringer kan gjøres på en mer treffsikker måte enn hva som er tilfellet mange steder i dag, ved at eksempelvis riktige ventiler, flenser etc. blir skiftet ut. Kameraene kan også benyttes til å påvise eventuelle utslipp av uforbrente hydrokarboner fra fakkelsystemet.

Et eventuelt prosjekt bør også inkludere en gjennomgang og vurdering av feltenes systemer for transport av råolje fram til lagertanker/lastepunkter, herunder om disse er hensiktsmessig utformet med tanke på å minimere utslipp av metan og nmVOC.

Helseeffekt:

Tiltak som reduserer kaldventilering og diffuse utslipp av metan og nmVOC, vil også ha en positiv effekt på arbeidsmiljøet ombord på installasjonene.

Miljøeffekt:

Ingen vesentlige miljøeffekter utover klimaeffekten er identifisert.

6.2.2 Usikkerhetsvurderinger og anbefalinger for videre oppfølging

Utslippene som rapporteres er beheftet med betydelig usikkerhet. Det har derfor ikke vært mulig å utrede konkrete tiltak og reduksjonspotensialer innenfor tidsrammen for denne tiltaksanalysen.

Det bør gjennomføres et prosjekt med fokus på VOC-utslipp offshore (jf. omtale ovenfor). Et slikt prosjekt vil kunne bidra til å redusere mange av usikkerhetsmomentene knyttet til dagens utslippssituasjon. Dette vil i neste omgang kunne gjøre det mulig å konkretisere reduksjonsmuligheter og reduksjonspotensialer på det enkelte felt og regulere utslippene av metan og nmVOC fra kaldventilering og diffuse utslipp i medhold av forurensningsloven.

6.3 Prosessutslipp landanlegg

6.3.1 Beskrivelse av tiltaksområdet

Prosessutslipp av metan og nmVOC fra landanleggene omfatter kaldventilering og diffuse utslipp fra lekkasjer i prosesser og fra lagring av råolje og petroleumsprodukter. Andre kilder er fakkelsystemer og lasting av råolje og petroleumsprodukter som er vurdert som egne tiltaksområder (se tiltaksområde 1 og 4).

Prosessutslipp av metan og nmVOC er regulert i tillatelsene til landanleggene. Iht. forurensningsloven § 2 nr. 3 plikter virksomhetene å ta i bruk BAT for å forebygge og begrense forurensning. Landanleggene er som tidligere nevnt, omfattet av BREF for "Refining of mineral oil and gas" (heretter omtalt som BREF for raffinerier). BREF for raffinerier er nå revidert og endelig utkast foreligger (EIPPCB, juli 2013).

Utslipp av metan og nmVOC fra prosessen avhenger av bl.a. operasjonelle forhold, prosessdesign, om utstyret er nytt eller gammelt, antall lekkasjepunkter og kaldventileringspunkter, vedlikeholdsrutiner, lekkasjedeteksjon og overvåking, og av hvilke teknikker som er implementert for å redusere utslippene.

Kilder til diffuse utslipp av metan og nmVOC er bl.a. lekkasjer i prosessen (flenser, ventiler, pumper, kompressorpakninger m.m.), vannrenseanlegg og tanklagring av råolje og andre petroleumsprodukter. Eksempler på kilder til kaldventilering (atmosfærisk ventilering) er MEG-regenereringsanlegg og MEG-lagertanker. BAT er bl.a. å redusere antall potensielle kilder til utslipp av metan og nmVOC og benytte såkalte "high integrity equipment", jf. endelig utkast til revidert BREF for raffinerier.

Hvilke kilder og antall kilder som inkluderes i beregningen av utslipp av metan og nmVOC, og kunnskapen om kildenes utslippsstørrelser har stor betydning for kvaliteten på utslippstallene som rapporteres.

Situasjonen på land er forskjellig fra offshore, da utslippene som rapporteres er basert på utslippsmålinger (dvs. målekampanjer gjennomført med DIAL (Differential Absorption LIDAR)). Denne type kampanjemålinger har vært gjennomført i Norge siden 90-tallet, og er BAT, jf. endelig utkast til revidert BREF for raffinerier. Det er i tillatelsene til landanleggene stilt krav om at kampanjemålinger skal gjennomføres minimum hvert tredje år. De største utslippene av metan og nmVOC er målt ved oljeraffineriet på Mongstad og Hammerfest LNG på Melkøya (Spectrasyne, 2011 og 2010). Nye målemetoder for bestemmelse av utslippsmengder er under utvikling.

Landanleggene har også krav om etablering av vedlikeholds- og lekkasjedeteksjonsprogram (dvs. Leak Detection and Repair Program (LDAR)), som er BAT, jf. endelig utkast til revidert BREF for raffinerier. Vedlikehold og metoder for lekkasjedeteksjon har som tidligere nevnt, stor betydning for utslippenes størrelser. Målekampanjer med DIAL eller tilsvarende målemetoder i kombinasjon med optiske håndkameraer, vil gjøre det mulig å avdekke både større og mindre kilder og bidra til et mer effektivt

vedlikehold. Bruk av optiske håndkameraer til lekkasjedeteksjon, er BAT iht. endelig utkast til revidert BREF for raffinerier.

Basert på foreliggende opplysninger om utslippenes størrelse, er reduksjonspotensialet for anleggene på land (inklusive oljeraffineriene) grovt anslått til ca. 1 500-5 000 tonn metan. Da reduksjonsmuligheter og reduksjonspotensialer vil være anleggsspesifikke, er det behov for å gjennomføre en nærmere vurdering ved det enkelte landanlegg. Dette gjelder bl.a. reduksjonsmuligheter knyttet til større utslippskilder/prosessenheter og reduksjonspotensialet som ligger i økt og bedre vedlikehold og lekkasjedeteksjon, herunder bruk av optiske håndkameraer. Tiltak som gjennomføres for metan vil også ha effekt på nmVOC-utslippet.

Helseeffekt:

Tiltak som reduserer kaldventilering og diffuse utslipp av metan og nmVOC, vil ha en positiv effekt på arbeidsmiljøet og nærmiljøet til landanleggene, gjelder bl.a. lukt og utslipp av BTEX-er som er kreftfremkallende forbindelser.

Miljøeffekt:

Ingen vesentlige miljøeffekter utover klimaeffekten er identifisert.

6.3.2 Usikkerhetsvurderinger og anbefalinger for videre oppfølging

Kunnskapsgrunnlaget om reduksjonsmuligheter og reduksjonspotensial for metan og nmVOC fra kaldventilering, lekkasjer fra prosesser og lagring av råolje/petroleumsprodukter ved landanleggene, vurderes å være mangelfull.

Reduksjonsmuligheter og reduksjonspotensialer vil være anleggsspesifikke. Det bør derfor gjennomføres en nærmere vurdering ved det enkelte landanlegg som del av en oppdatert BAT-vurdering, jf. BAT-konklusjoner i endelig utkast til revidert BREF for raffinerier.

6.4 Lasting av råolje og petroleumsprodukter (landanlegg)

6.4.1 Beskrivelse av tiltaksområdet

Lasting av råolje og petroleumsprodukter gir utslipp av metan og nmVOC. Utslippene av metan og nmVOC fra lasting av råolje ved Mongstad- og Sture-terminalen utgjør iht. til det nasjonale utslippsregnskapet ca. 14,2 og 15,2 prosent av totalt utslipp fra sektoren. Utslippene som rapporteres er basert på utslippsmålinger.

Virksomheter som har installert teknologi for gjenvinning av nmVOC under lasting er:

- råoljeterminalen på Mongstad (satt i drift i 2008, gjenvinningsgrad ca. 85-90 prosent)
- råoljeterminalen på Sture (satt i drift i 1996, gjenvinningsgrad ca. 71 prosent)
- gassbehandlingsanlegget på Nyhamna (her gjenvinningsanlegg for lasting av kondensat, satt i drift i 2007, gjenvinningsgrad ca. 85-90 prosent)

Virksomheter og aktiviteter som er aktuelle for nærmere vurdering av reduksjonsmuligheter og reduksjonspotensial er:

- råoljeterminalen på Sture
- produktlasting ved Mongstad-raffineriet
- produktlasting/produktfakling ved Hammerfest LNG (ses i sammenheng med tiltaksområde 1 som gjelder fakling)

- produktlastning ved Kårstø
- produktlastning ved Esso-raffineriet på Slagen
- omlasting av råolje og petroleumsprodukter fra skip til skip

Da reduksjonsmuligheter og reduksjonspotensialer vil være anleggsspesifikke, er det behov for å gjennomføre en nærmere vurdering ved de aktuelle landanleggene. For Stureterminalen vil det være et viktig moment hvorvidt det blir besluttet ilandføring av nye oljeressurser og dermed forlenget levetid.

Omlasting av råolje fra skip til skip forekommer ved råoljeterminalen på Mongstad. Antall omlastinger på Mongstad varierer fra år til år, fra 0-15. Under omlastingene blir det benyttet slange for utveksling av nmVOC-damp (dampreturslange), som ifølge Statoil har en beregnet virkningsgrad på ca. 70 prosent (Statoil Mongstad, 2012).

Omlasting av råolje og petroleumsprodukter forekommer også med ujevne mellomrom flere steder i Norge, bl.a. i Sarnesfjorden ved Nordkapp og Bøkfjorden ved Kirkenes. Aktiviteten styres av markedet. I toppårene ble det gjennomført ca. 12-16 omlastinger av gasskondensat i Sarnesfjorden ved Nordkapp.

I tillatelsene som gis til omlasting, stilles det krav om bruk av dampreturslange som har en virkningsgrad på 90 prosent og en driftsregularitet på 95 prosent. Utslipp, virkningsgrad og driftsregularitet er imidlertid ikke verifisert. Det er derfor usikkerhet knyttet til størrelsen på utslippene av metan og nmVOC fra denne aktiviteten.

Helseeffekt:

Tiltak som reduserer utslipp av metan og nmVOC fra lastning av råolje og petroleumsprodukter, vil ha en positiv effekt på arbeidsmiljøet og nærmiljøet til landanleggene, gjelder bl.a. lukt og utslipp av BTEX-er som er kreftfremkallende forbindelser. Tilsvarende gjelder for omlasting av råolje fra skip til skip.

Miljøeffekt:

Ingen vesentlige miljøeffekter utover klimaeffekten er identifisert.

6.4.2 Usikkerhetsvurderinger og anbefalinger for videre oppfølging

Kunnskapsgrunnlaget for å vurdere reduksjonsmuligheter og reduksjonspotensial knyttet til lastning av petroleumsprodukter ved aktuelle landanlegg vurderes å være mangelfull. Tilsvarende gjelder for råoljelasting ved Sture-terminalen og omlasting av råolje og petroleumsprodukter fra skip til skip.

Det bør derfor gjennomføres en nærmere vurdering av reduksjonsmuligheter og reduksjonspotensialer ved de aktuelle landanleggene som del av en oppdatert BAT-vurdering, jf. BAT-konklusjoner i endelig utkast til revidert BREF for raffinerier. Det bør også gjennomføres utslippsmålinger som dokumenterer størrelsen på utslippene og gjenvinningsgraden ved omlasting av råolje og petroleumsprodukter fra skip til skip.

6.5 Råoljelagring offshore

6.5.1 Beskrivelse av tiltaksområdet

Det er per 2011 ti produksjons- og lagerskip (FPSO² og FSO³) i drift på norsk sokkel. Av disse har seks skip installert teknologi for VOC-reduksjon med 100 prosent teknisk virkningsgrad, mens to skip har

² Floating Production Storage and Offloading

anlegg med 90 prosent teknisk virkningsgrad. Gjennomsnittlig driftsregularitet på disse åtte anleggene har vært 97 prosent de siste tre årene. To av skipene har ikke installert teknologi for VOC-reduksjon.

Det vil være teknisk mulig å installere anlegg med 100 prosent virkningsgrad på alle produksjons- og lagerskip som ikke har dette i dag. Forutsatt 97 prosent driftsregularitet på anleggene, vil det grovt anslått kunne oppnås utslippsreduksjoner i størrelsesorden 2 000 tonn nmVOC og 200 tonn metan pr. år i 2030.

Helseeffekt:

Tiltaket vurderes å kunne ha en positiv helseeffekt forbundet med redusert eksponering for nmVOC om bord på produksjons- og lagerskipene, uten at dette kan kvantifiseres.

Miljøeffekt:

Ingen vesentlige miljøeffekter utover klimaeffekten er identifisert.

6.5.2 Usikkerhetsvurderinger og anbefalinger for videre oppfølging

Det er ikke estimert kostnader, og de aktuelle tiltakene er derfor ikke tatt med som "utredede tiltak" i denne sektoranalysen.

Det bør gjennomføres et prosjekt med fokus på VOC-utslipp offshore (jf. omtale ovenfor). Et slikt prosjekt vil kunne bidra til å redusere gjestående usikkerhetsmomenter knyttet til utslipp fra lagring av råolje.

6.6 Uforbrente utslipp fra stasjonær forbrenning

6.6.1 Beskrivelse av tiltaksområdet

Uforbrente utslipp av metan og nmVOC fra stasjonær forbrenning (gasturbiner, kjeler, motorer, prosessovner og fakkelsystemer) utgjør hhv. 11 og 2,4 prosent av totalt utslipp fra petroleumssektoren. Utslipp fra fakling er omtalt under "tiltaksområde 1". Utslippstall fra oljeraffineriene inngår i industrisektoren og er ikke inkludert i utslippstallene for stasjonær forbrenning for petroleumssektoren.

Utslippene av metan og nmVOC avhenger bl.a. av operasjonelle forhold, hvordan utstyret driftes (delast/full-last), forbrenningseffektivitet og vedlikehold. Utslippene som rapporteres av metan og nmVOC har stor usikkerhet, spesielt offshore. Hvilke utslippsfaktorer som benyttes i beregning av årlig utslipp, har stor betydning for utslippenes størrelse.

Offshore:

Utslippene som rapporteres fra stasjonære kilder offshore er i hovedsak basert på standardfaktorer oppgitt i rapporteringsveilederen til Norsk olje og gass (OLF, 2012). Utslippsfaktorene som benyttes i dag har stor usikkerhet.

Som for prosessutslipp offshore (kaluventilering og diffuse utslipp), er det behov for å se nærmere på utslippsfaktorene som benyttes i beregning av utslipp av metan og nmVOC fra gasturbiner, kjeler og motorer – herunder om de er representative for de faktiske utslippene, idet det tas hensyn til feltspesifikke forhold, forbrenningseffektivitet og drift og vedlikehold av utstyret (eksempelvis renhold av turbiner). Utslippene av metan og nmVOC fra stasjonær forbrenning offshore, er ikke regulert per i dag.

³ Floating Storage and Offloading

Flertallet av innretningene på norsk sokkel har nå implementert PEMS (Predictive Emission Monitoring Systems) for bestemmelse av NO_x-utslipp fra turbiner. Denne typen systemer er også mulig å anvende på andre utslippskomponenter. Det anbefales å gjennomføre en nærmere vurdering av muligheter og kostnader knyttet til oppgradering av dagens implementerte PEMS til også å inkludere metan, nmVOC og CO. Det vil også være behov for å verifisere utslippet av metan og nmVOC fra gassturbiner, som utgjør den største kilden til uforbrente hydrokarboner offshore.

Når revidert BREF for store forbrenningsanlegg (LCP) foreligger, vil det i henhold til IE-direktivet måtte foretas en ny vurdering av BAT for det enkelte anlegg som omfattes av dette dokumentet.

Landanlegg:

Utslippene som rapporteres fra stasjonære kilder ved landanleggene (prosessovner, kjeler, gassturbiner og motorer) er basert på bedriftsspesifikke utslippsfaktorer eller standard utslippsfaktorer. Utslippsmålinger er utført for metan og BTEX og i noen tilfeller THC (dvs. kampanjemålinger som gjennomføres med noen års mellomrom). Måle- og rapporteringspraksisen varierer fra anlegg til anlegg.

Det vil også for landanleggene være behov for å se nærmere på utslippsfaktorene som benyttes i rapportering av årlige utslipp, og i tillegg måle- og rapporteringspraksis og hvilke krav som er stilt i tillatelsen til denne type utslipp.

Utslippene fra stasjonær forbrenning vil bli gjenstand for en oppdatert vurdering i forhold til BAT-konklusjoner i endelig utkast til revidert BREF for raffinerier og i tillegg revidert BREF for store forbrenningsanlegg (LCP), sistnevnte er for tiden under revisjon.

Helseeffekt:

Tiltak som reduserer utslipp av uforbrente komponenter, vil ha en positiv effekt på arbeidsmiljøet på anleggene.

Miljøeffekt:

Ingen vesentlige miljøeffekter utover klimaeffekten er identifisert.

6.6.2 Usikkerhetsvurderinger og anbefalinger for videre oppfølging

Kunnskapsgrunnlaget for å vurdere reduksjonsmuligheter og reduksjonspotensial knyttet til utslipp av metan og nmVOC (uforbrente hydrokarboner) fra stasjonære kilder er mangelfullt, spesielt offshore.

Et eventuelt VOC-prosjekt offshore (jf. punkt 6.2.1) bør også inkludere utslipp fra stasjonær forbrenning. Et slikt prosjekt bør også omfatte utslippsfaktorer og metoder for bestemmelse av utslipp av metan og nmVOC fra stasjonær forbrenning, herunder muligheter for bruk av PEMS og gjennomføring av utslippsmålinger.

Det bør også for landanleggene gjøres en nærmere vurdering av utslippsfaktorene som benyttes for bestemmelse av årlig utslipp av metan og nmVOC, og i tillegg måle- og rapporteringspraksis og hvilke krav som er stilt i tillatelsen til denne type utslipp.

6.7 Forbrenning av gass og olje over brennerbom

6.7.1 Beskrivelse av tiltaksområdet

Utslippene av BC fra forbrenning av gass og olje (brønnstrøm) over brennerbom i forbindelse med brønntesting og andre brønnoperasjoner (bl.a. ved vedlikeholdsoperasjoner i etablerte brønner), utgjør ca.

10,7 prosent av totalt utslipp fra sektoren. Brenning over brennerbom gir også utslipp av uforbrente hydrokarboner.

Miljødirektoratet er kjent med at det finnes alternative metoder til tradisjonell brønntesting, herunder testing nede i brønnen istedenfor mot rigg (nedihullstesting). Det finnes også dedikerte brønntestingsskip/fakkellinnretninger som kan knyttes opp mot boreriggen under operasjonen med utstyr for å stabilisere og lagre oljen, men hvor gassen fakles.

Det er også tilgjengelig mer avanserte testseparatorer til å ta ombord på riggen/skipet i forbindelse med bore- og brønnoperasjoner, alternativt at brønnstrømmen håndteres på en nærliggende fast innretning (moderplattform) istedenfor på boreriggen/brønnintervensjonsskipet. Vi ser at flere av operatørene oppgir at de ikke har mulighet for eller ønsker å ta i mot brønnstrøm på sine moderplattformer i forbindelse med bore- og brønnoperasjoner, bl.a. pga. manglende renskapasitet i testseparator og vannbehandlingsanlegg.

Miljødirektoratet vurderer at det er behov for å se nærmere på hvilke tekniske, operasjonelle og sikkerhetsmessige barrierer som eventuelt begrenser mulighetene for å ta i bruk metoder som reduserer forbrenning over brennerbom, herunder nedihullstesting, bruk av mer avanserte testseparatorer, dedikerte brønntestingsskip og behovet for robustgjøring av moderplattformer for mottak av brønnstrøm under bore- og brønnoperasjoner.

Helseeffekt:

Tiltaket vurderes å ha en positiv helseeffekt forbundet med redusert eksponering for partikler, kjemikalier, uforbrente hydrokarboner og forbrenningsprodukter fra brønntesting, uten at dette kan kvantifiseres.

Miljøeffekt:

Forbrenning av brønnstrøm over brennerbom under brønntesting og i forbindelse med andre bore- og brønnoperasjoner kan medføre betydelige utslipp til luft av partikler, kjemikalier, uforbrente hydrokarboner og forbrenningsprodukter i løpet av relativt kort tid. Brenning over brennerbom kan også gi nedfall av partikler på sjøen.

6.7.2 Usikkerhetsvurderinger og anbefalinger for videre oppfølging

Kunnskapsgrunnlaget for å vurdere reduksjonsmuligheter og reduksjonspotensial knyttet til forbrenning av gass og olje over brennerbom, vurderes å være mangelfullt.

Utslippsfaktorene som benyttes ved forbrenning av olje og gass over brennerbom bør vurderes på nytt og eventuelt revideres. Barrierer for å ta i bruk metoder som reduserer forbrenning over brennerbom, og dermed utslipp, bør vurderes nærmere.

6.8 Transport av råolje på skip

6.8.1 Beskrivelse av tiltaksområdet

Det er teknisk mulig å redusere utslipp av nmVOC og metan som skyldes avdamping fra olje i lagerrom på tankskip under transport av oljen til land. Selv om dette kan betraktes som utslipp fra transportsektoren, har vi valgt å omtale mulige tiltak på disse skipene i sektornotat for petroleum.

Utslippene fra avdamping fra skipslaster er ikke med i det nasjonale utslippsregnskapet og det foreligger derfor ikke offisielle utslippstall. Hvis man legger til grunn et gjennomsnittlig utslipp på 2,5 tonn nmVOC per døgn per skytteltanker (Laursen, 2009), en gjennomsnittlig seilingstid på ca. 4 døgn per last og 400 laster per år på norsk sokkel, kan utslippene grovt anslås til å være i størrelsesorden 4 000 tonn nmVOC

per år. Hvis man videre legger til grunn at metanutslippene utgjør i størrelsesorden 10 prosent av nmVOC-utslippene, vil disse utgjøre ca. 400 tonn per år. For skip som går til terminaler i utlandet, vil en del av utslippene skje utenfor norsk farvann.

Aktuelle tiltak er å bygge skipene slik at disse tåler økt trykk i lagertankene og å installere enheter som reabsorberer nmVOC og metan i råoljen under transporten. Slike tiltak er allerede iverksatt på enkelte nyere skip som er satt i drift på norsk sokkel til en relativt beskjeden kostnad. Ifølge leverandører av aktuell teknologi, vil nmVOC-utslippene under transport kunne elimineres fullstendig ved å ta i bruk slik eksisterende teknologi. For å få full effekt av tiltakene på skipene, må mottaksterminalene på land være utstyrt for å ta hånd om VOC-holdig gass fra lasterommene før og under lossing.

Helseeffekt:

Tiltaket vurderes å ha en positiv helseeffekt forbundet med redusert eksponering for nmVOC om bord på skipene, uten at dette kan kvantifiseres.

Miljøeffekt:

Ingen vesentlige miljøeffekter utover klimaeffekten er identifisert.

6.8.2 Usikkerhetsvurderinger og anbefalinger for videre oppfølging

Siden kunnskapen om utslippenes størrelse er mangelfull, er de aktuelle tiltakene ikke tatt med som et "utredede tiltak" i denne sektoranalysen.

Det bør vurderes å inkludere utslipp av nmVOC og metan som skyldes avdamping fra skipslaster i norsk farvann i det norske utslippsregnskapet. Eventuell videre oppfølging av tiltaksmuligheter bør forestås av sjøfartsmyndighetene.

6.9 LNG som drivstoff i motorer

6.9.1 Beskrivelse av tiltaksområdet

Bruk av LNG som drivstoff i motorer reduserer NO_x- og BC-utslipp, og vil være overlappende med partikkeltiltaket (tiltak 2). Ombygging til gassdrift eller installering av gassmotorer er ikke utredet nærmere, da tiltaket gir utslipp av uforbrent metan som kan oppveie den positive effekten av reduserte utslipp av BC.

Utslipet av uforbrent metan vil variere fra motor til motor, og størrelsen på utslippet avhenger bl.a. av driftsforhold, brensel sammensetning og om motorene er av første eller andre generasjon. Opplysninger innhentet fra motorleverandører tyder på at utslippet av uforbrent metan per i dag utgjør ca. 2,2 prosent fra nye motorer, tilsvarende ca. 4 g/kWh ved en motorvirkningsgrad på 44 prosent. Forbedret motorteknologi har ført til en reduksjon av metanutslippet de siste årene, men det har ikke vært mulig å fremskaffe nøyaktige tall på hvor store utslippene forventes å være i fremtiden. Dieselmotorer gir også utslipp av uforbrente hydrokarboner, hovedsakelig nmVOC.

Iht. MARINTEK er det per i dag ikke gjennomført verifikasjonsmålinger av utslipp av uforbrente hydrokarboner, og erfaringer så langt er at eventuelle gasslekkasjer håndteres gjennom bruk av dobbelt rørsystem (MARINTEK, 2012).

Bruk av LNG som drivstoff er imidlertid et viktig NO_x-tiltak som det gis støtte til gjennom NO_x-fondet. Tiltaket er også et viktig BC-tiltak. Per i dag er det kun et fåtall rigger som har bygd om eksisterende motorer til gassdrift eller installert gassmotorer, men vi antar dette bildet vil endre seg tilsvarende som for skip, hvor nybygg i stor grad er gassmotorer.

Vi vurderer at det er behov for å gjennomføre verifikasjonsmålinger av utslipp av uforbrent metan fra gassmotorer og dieselmotorer for å få oversikt over utslippets størrelse og betydning for reduksjon av BC-utslipp – at det i forbindelse med målekampanjer for NO_x også gjennomføres målinger av metan og nmVOC. Vi er ikke kjent med at dette gjøres per i dag.

Helseeffekt:

Reduserte utslipp av partikler forventes å ha positiv effekt på arbeidsmiljøet ombord på riggene.

Miljøeffekt:

Ingen vesentlige miljøeffekter utover klimaeffekten er identifisert.

6.9.2 Usikkerhetsvurderinger og anbefalinger for videre oppfølging

Kunnskapsgrunnlaget knyttet til utslipp av uforbrente hydrokarboner og gasslekkasjer er mangelfullt for gassdrift. Tilsvarende gjelder for dieselmotorer.

Utslipet av metan og nmVOC fra forbrenning av gass og diesel og gasslekkasjer bør verifiseres for å få oversikt over utslippets størrelse og betydning som BC-reducerende tiltak.

6.10 Vann i drivstoff

6.10.1 Beskrivelse av tiltaksområdet

Vann i drivstoff er et tiltak som i tillegg til å redusere utslipp av NO_x også reduserer BC-utslipp. Tiltaket krever ferskvann og mindre ombygging/tilrettelegging, og er forholdsvis enkelt å implementere. Tiltaket kan gjennomføres relativt raskt. Det er imidlertid usikkerhet knyttet til tiltakskostnader og reduksjonspotensial for denne type tiltak på mobile rigger. Vi er ikke kjent med at denne type tiltak er implementert på mobile rigger per i dag.

Prinsippet for vann i drivstoff er at vandrdråpene (små dråper) emulgerer inn i dieselen. Når vandrdråpene kommer inn i forbrenningskammeret fordampes vannet og sprenger dieseldråpene til mindre dråper som brenner raskere og som igjen kan gi bedre forbrenning og lavere NO_x-utslipp. Erfaringer med vann i drivstoff er at NO_x-reduksjonen er proporsjonal med vannmengden. Tester som er gjennomført viser at utslippsreduksjonen er begrenset til 20 prosent for NO_x (MARINTEK, 2012). Reduksjonspotensialet for partikler er ca. 30-40 prosent (Hustad, 2013).

Per i dag er det bare to skip, som gjennom NO_x-fondet er gitt støtte til vann i drivstoff. Vi er ikke kjent med om disse systemene driftes kontinuerlig eller om det foreligger dokumentert effekt av tiltakene.

Helseeffekt:

Reduserte utslipp av NO_x og partikler forventes å ha positiv effekt på arbeidsmiljøet ombord på riggene.

Miljøeffekt:

Tiltaket vil gi en viss reduksjon av partikkelutslippet, men ellers forventes det ingen nevneverdige miljøeffekter utover klimaeffekten.

6.10.2 Usikkerhetsvurderinger og anbefalinger for videre oppfølging

Kunnskapsgrunnlaget om reduksjonspotensialer for BC er mangelfullt.

Vi vurderer at det også for dette tiltaket vil kunne være behov for å gjennomføre verifikasjonsmålinger som dokumenterer reduksjonspotensialet for BC-utslipp, og en nærmere vurdering av betydningen som et BC-reduserende tiltak.

6.11 Mulige virkemidler for tiltaksområde 1-10

Vi har tidligere omtalt virkemidler som kan tenkes brukt for å utløse tiltak 1 og 2. De samme virkemidlene vil også kunne være aktuelle for å utløse ytterligere tiltak innenfor de tiltaksområdene som vi har identifisert, herunder eventuelle tverrgående virkemidler som avgift/bruk av NO_x-modellen, jf. hovedrapporten.

Vi har også identifisert kunnskapshull både når det gjelder utslippsnivåer, reduksjonsmuligheter og reduksjonspotensial innenfor tiltaksområdene. En effektiv regulering forutsetter at kunnskapsgrunnlaget om utslippsnivåer, reduksjonsmuligheter og reduksjonspotensial, er tilstrekkelig. For å tette kunnskapshull, kan det gis pålegg med hjemmel i forurensningsloven, evt. gis offentlig støtte til FOU.

Mange av utslippene som er omtalt under tiltaksområde 1-10 ovenfor er per i dag ikke regulert spesifikt, herunder BC-utslipp fra fakling (offshore og på land) og diffuse utslipp og kaldventilering av metan og nmVOC fra eksisterende felt offshore. For disse utslippene anses usikkerheten i foreliggende utslippstall å være spesielt stor. Før en eventuell innskjerping av virkemiddelbruken på disse områdene, er det spesielt viktig å forbedre kunnskapsgrunnlaget om utslippenes størrelse.

Kravstilling etter forurensningsloven skal som en hovedregel være basert på hva som er BAT. Nasjonale forurensningsmyndigheter kan imidlertid fastsette krav som er strengere enn BAT dersom dette for eksempel anses for nødvendig for å oppfylle internasjonale forpliktelser, eller dersom det foreligger andre særlige grunner for dette.

Bruk av den såkalte "NO_x-modellen", dvs. avgift kombinert med tiltaksfond og frivillig avtale mellom myndighetene og industrien, kan også tenkes å være egnet for å utløse tiltak som går lenger enn BAT. Fordelen for industrien med å gå inn på denne type virkemidler vil først og fremst være at de åpner for kostnadseffektive løsninger totalt sett, ved at de ansvarlige samarbeider om å gjennomføre de mest kostnadseffektive tiltakene. Bruk av "NO_x-modellen" vil gi industrien insentiver til selv å identifisere aktuelle tiltak og søke støtte til å få gjennomført disse.

Innenfor tiltaksområde 8 ("Transport av råolje på skip"), vil det eventuelt være naturlig at sjøfartsmyndighetene vurderer behovet for videre oppfølging.

7. Referanser

Erik Karlsson og Erik Finborud: Utredning av utslippsfaktorer for NO_x for forbrenningsmotorer på offshoreinstallasjoner 2012, Rapport utarbeidet av DNV, Rapportnr/DNV Referansenr: /13HLG9F-1 Rev. 1-2012-11-16.

Finansdepartementet; Stortingsmelding nr. 1 (2012-2013)

Hodnebrog, Ø., Aamas B., Berntsen, T.K., Fuglestad, J.S., Myhre G., Samset B.H. og Søvde A.: Klimaeffekt av norske utslipp av kortlevde klimadrivere, Rapport utarbeidet av CICERO, 1. mars 2013.

Laursen, W.: CVOC units are specified for new Aframax shuttle tankers, Tanker Shipping and Trade, April/May, 47-48, 2009.

Lack, D. A. currently at the University of Colorado, Boulder, USA; Thuesen, J. og Elliot, R., ERRIA, Denmark; og Stuer-Lauridsen, F., Overgaard, S. B. og Kristensen, D., LITEHAUZ: Investigation of appropriate control measures (abatement technologies) to reduce Black Carbon emissions from international shipping, Study Report, november 2012.

Stuer-Lauridsen, F. et al. 2012: Investigation of appropriate control measures (abatement technologies) to reduce Black Carbon emissions from international shipping. Study Report. LITEHAUZ, Denmark

Valberg, I., Nerheim, L.M. og Hennie, E.: NO_x abatement in marine sector – review of new technology and their potential (NO_x-Fund, September 2012), Rapport utarbeidet av MARINTEK, 12. september 2012.

Hennie, E. (MARINTEK): NO_x tiltak – brukerfaringer, presentasjon på NO_x-fond seminar 2. og 3. oktober 2012

Hustad, J. (Ecoxy): Air Flow Catalyst Systems, presentasjon 27. mai 2013

Hustad, J. (Ecoxy): e-post av 16. juni 2013

Pederstad, A., Smith, J.D., Jackson R., Saunier, S. og Holm, T.: Evaluering av faklingsstrategi, teknikker for reduksjon av fakling og faklingsutslipp, utslippsfaktorer og metoder for bestemmelse av utslipp til luft, Rapport utarbeidet av Carbon Limits AS, Sluttrapport 2013.

BREF on Refining of Mineral Oil and gas: <http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/>, FD, juli 2013.

BREF on Large Combustion Plants: <http://eippcb.jrc.ec.europa.eu/reference/>, D1, juni 2013.

OLF (nå Norsk olje og gass): Veiledning til Årlige Utslippsrapportering 2012, 8. januar 2012

Olje- og Energidepartementet; Stortingsproposisjon nr. 1 S (2013-2014)

Stortingsmelding nr. 1 (2013-2014)

Neteland, T. og Hindenes, J.A.: Erfaringsrapport VOC-anlegget på Mongstad, Rapport utarbeidet av Statoil, 6. januar 2012

Spectrasyn Ltd.: A fugitive Hydrocarbon Emission Survey of the Statoil Petroleum Snøhvit Gas Plant. June 2010, Rapport utarbeidet av Spectrasyn Ltd, 3. august 2010

Spectrasyne Ltd.: A fugitive Hydrocarbon Emission Survey of the Mongstad Refinery – July 2011,
Rapport utarbeidet av Spectrasyne Ltd, 6. september 2011

NPL: Differential Absorption Lidar (DIAL) Measurements of Methane, VOC, Benzene and NO_x
Emissions From A Processing Plant In Kollsnes, Norway, March and May 2012, Rapport utarbeidet av
NPL oktober 2012

Sektornotat 2: Industri



Innholdsfortegnelse

SEKTORNOTAT 2: INDUSTRI	1
1. BESKRIVELSE AV SEKTOREN	3
2. DAGENS SITUASJON OG FRAMSKRIVNINGER	3
3. UTREDETE TILTAK	9
3.1 TILTAK 1 ENERGIEFFEKTIVISERING I ANNEN INDUSTRI	9
3.2 TILTAK 2 OMBYGGING AV SILISIUMKARBIDINDUSTRI TIL FREILANDPROSESS	10
4. TILTAK SOM KREVER VIDERE UTREDNING	11
4.1 TILTAK 3 PARTIKKELFILTRE PÅ UTSLIPP FRA STASJONÆR FORBRENNING	11
4.2 TILTAK 4 REDUKSJON I METANUTSLIPP FRA KULLUTVINNING	11
5. ANDRE TILTAK	12
6. VIRKEMIDLER	12
7. REFERANSER	13
VEDLEGG 1: FORUTSETNINGER FOR UTVELGELSE AV TILTAK	14
SVART KARBON	14
<i>Prosessutslipp</i>	14
<i>Stasjonær forbrenning</i>	16
KARBONMONOKSID.....	16

1. Beskrivelse av sektoren

Dette sektornotatet oppsummerer tiltak og reduksjonsmuligheter innenfor industrisektoren, samt mulige virkemidler for tiltakene.

Industrisektoren består av landbaserte industribedrifter som i utslippssammenheng har definerte punkutslippskilder. I denne sammenhengen er det mest hensiktsmessig å definere industrikildene basert på inndelingen i utslippsregnskapet. Industrien er omfattet av kapitlene 2.1 og 2.2 i utslippsregnskapet. Utslippene fra industrien er inndelt i utslipp fra stasjonær forbrenning som følge av energiforbruk til å drive industriprosessene og prosessutslipp. Prosessutslipp er utslipp som oppstår som følge av kjemiske reaksjoner i prosessene, mekanisk bearbeiding og lignende.

Utslipp fra oljeraffinering er i utslippsregnskapet en del av industrien, og i alt tallmateriale i dette notatet omhandles industrien inkludert oljeraffinering. Tiltak i oljeraffinering er likevel presentert i sektornotatet om petroleum, siden de teknisk sett er av samme type som tiltak i petroleumssektoren.

2. Dagens situasjon og framskrivninger

Tabell 2: Tabellen viser utslipp av kortlevde klimadrivere fra industrisektoren i 2011. Andel sektor er beregnet som andel av utslipp for sektor 2 industri og bergverk i det nasjonale regnskapet. Nasjonale utslipp er regnet basert på hver komponents andel av samlede norske utslipp av komponentene.

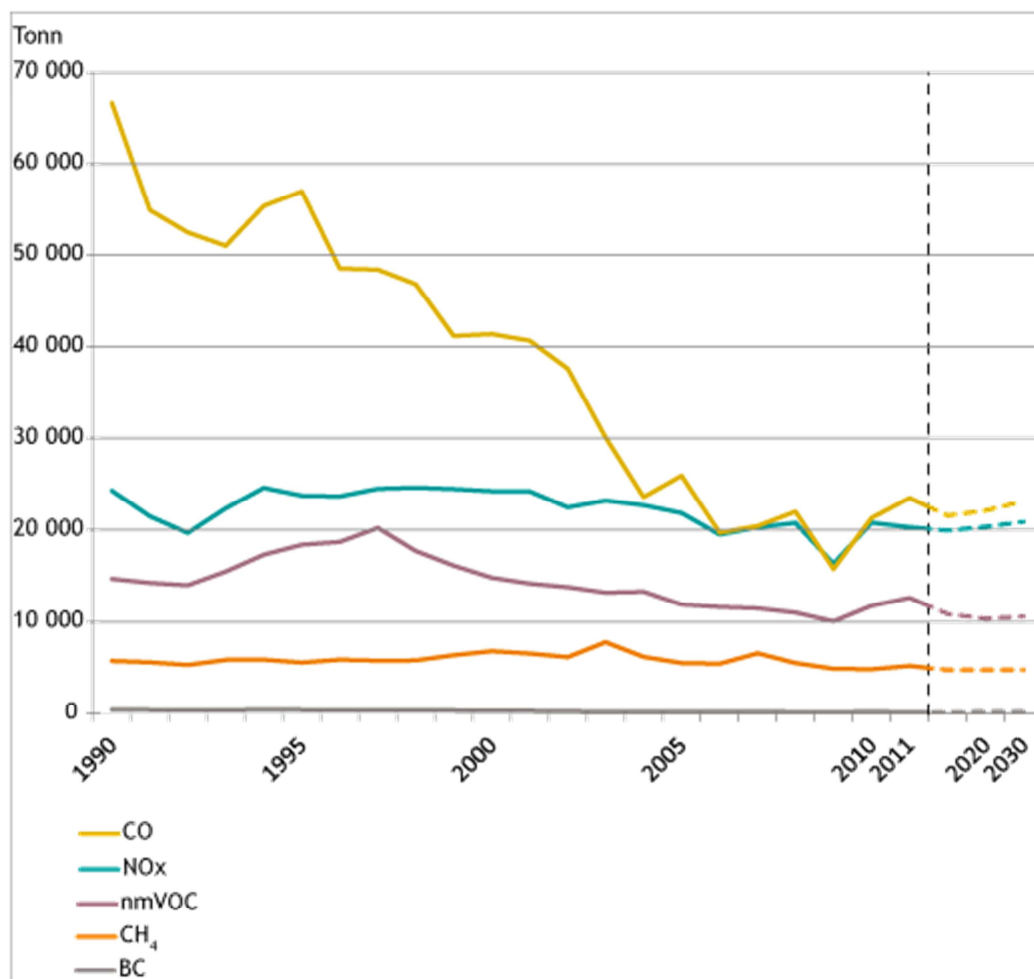
Tabell 2: Tabellen viser status for utslippene i industrien slik de var i 2011.

Komponent	Industri-sektoren	Utslipp i 2011 (tonn)	CO _{2e} (GTP10, Norge)	CO _{2e} (GTP10, Norge)		
				Endring siden 1990 (%)	Andel sektor (%)	Andel av nasjonal total for komp. (%)
BC	Sum industri	158	460 412	-61,3	100	3,1
Metan	Sum industri	5 185	445 910	-9,6	100	2,7
nmVOC	Sum industri	12 612	65 100	-14,1	100	9,1
NO _x	Sum industri	20 294	-568 232	-16,5	100	11,3
CO	Sum industri	23 485	211 365	-64,7	100	7,5
HFK	Sum industri	-	-	-	-	-

Tabell 2 viser at reduksjon i NO_x utslipp vil ha en oppvarmende effekt (NO_x har et negativt tall i kolonnen som viser effekt på global oppvarming). NO_x-reduserende tiltak er derfor ikke vurdert som tiltak for å vurdere utslipp av kortlevde klimadrivere (se kapittel 4 i hovedrapporten for mer informasjon).

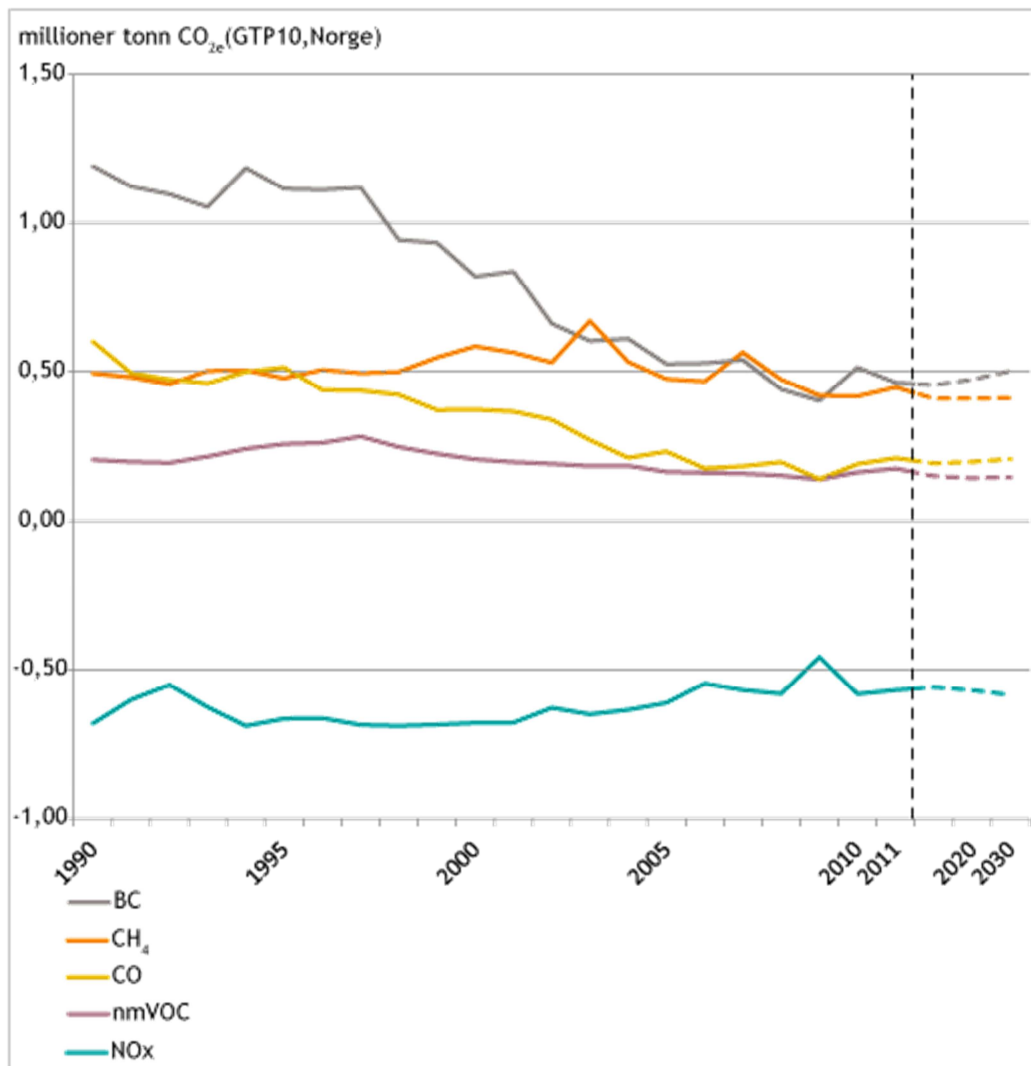
Industrien bidrar med størst andel av samlede norske utslipp for flyktige organiske forbindelser unntatt metan (nmVOC). Der nest følger karbonmonoksid (CO) og svart karbon (BC). Regnet som CO_{2ekv} (GTP10,Norge) er det svart karbon som bidrar med de største utslippene fra industrien, etterfulgt av metan.

Figur 5 viser historisk utvikling (1990-2011) og framskrivninger (2011-2030) for kortlevde klimadrivere i industrisektoren i tonn per år.



Figur 5: Historisk utvikling (1990-2011) og framskrivninger (2011-2030) for kortlevde klimadrivere i industrisektoren i tonn per år.

Figur 6 viser historisk utvikling (1990-2011) og framskrivninger (2011-2030) for kortlevde klimadrivere i industrisektoren i millioner tonn CO_{2e}(GTP₁₀,Norge) per år.



Figur 6: Historisk utvikling (1990-2011) og framskrivninger (2011-2030) for kortlevde klimadrivere i industrisektoren i millioner tonn CO_{2e}(GTP₁₀,Norge) per år.

Tabell 3: Tabellen viser forutsetninger lagt til grunn for referansebanene som er relevante for industrien.

	Perspektivmeldingen 2013
Kraftkrevende industri	Lagt til grunn uendret kraftforbruk
Salpetersyreproduksjon – N₂O	0,5-0,2 % p.a. produksjonsvekst fram til 2020 og 2030. Spesifikt utslipp som i 2011.
Svovelavtalen med industrien	Avtalen med industrien om SO ₂ – reduksjoner er ikke lagt inn
S-innhold i oljeprodukter	Samme S-innhold i oljeprodukter som i dag er lagt inn i framskrivingen

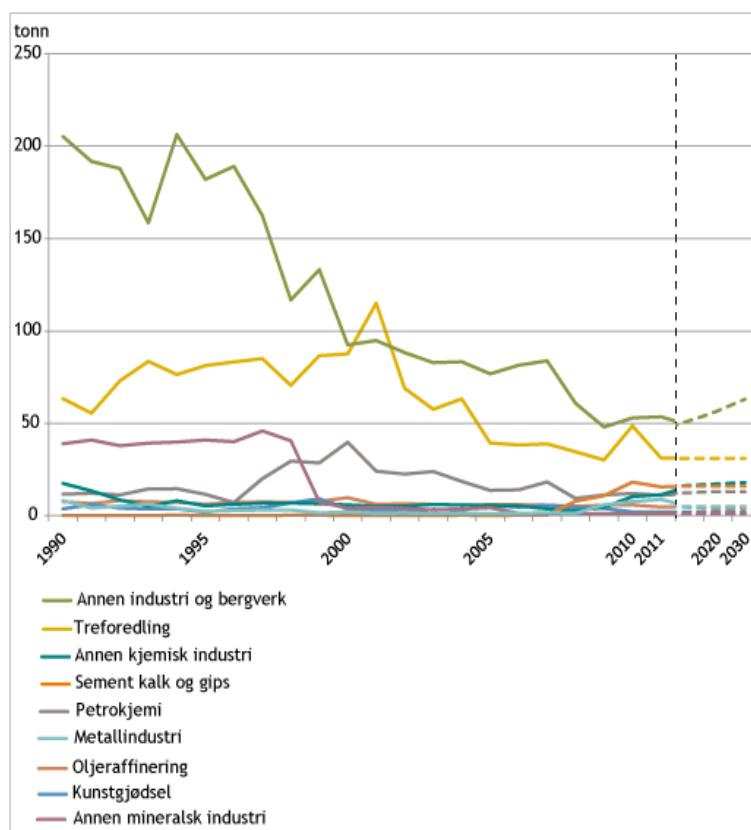
nmVOC er den komponenten innen industri der industrien står for den største andelen av nasjonale utslipp. 63 % av nmVOC-utslippene kommer fra oljeraffinering, hvorav det meste er prosessutslipp.

Tiltak i oljeraffinering er presentert i sektornotatet om petroleum, siden de teknisk sett er av samme type som tiltak i petroleumssektoren.

For øvrig er utslippene av nmVOC spredt på mange små kilder. Den største bidragsyteren etter oljeraffinering er produksjon av brød og øl, der utslippene kommer fra gjæringsprosesser. Utslippene i bransjen er fordelt på mange aktører, noe som gjør tiltak og virkemiddelutforming mer krevende.

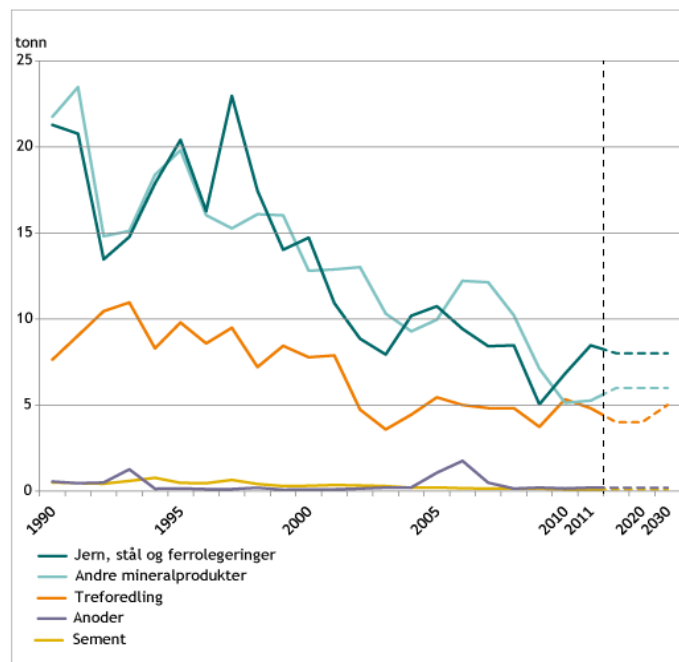
Den største kilden til metanutslipp i industrien er oljeraffinering, som står for 47,7 % av utslippene. Utslipp av metan fra oljeraffinering er også adressert i sektornotatet om petroleum. Nest største kilde er metan fra utvinning av kull, som står for 35 % av industriens utslipp. Øvrige utslipp er små og er spredt på mange kilder.

BC-utslippene står for sektorens høyeste utslipp regnet i $\text{CO}_{2e(\text{GTP10, Norge})}$. BC-utslipp fra industrien har blitt redusert fra ca. 7,5 % av samlede norske BC-utslipp tidlig på 90-tallet til om lag 3 % av utslippene i 2011. Figurene nedenfor viser hvilke industribransjer som representerer de største BC-utslippene i 1990-2011 og hvordan utslippene vil utvikle seg i følge framskrivningene. Hoveddelen av BC-utslippene fra industrien kommer fra stasjonær forbrenning. Prosessutslippenes andel av totalen for BC varierer mellom 16 % og 10 %.



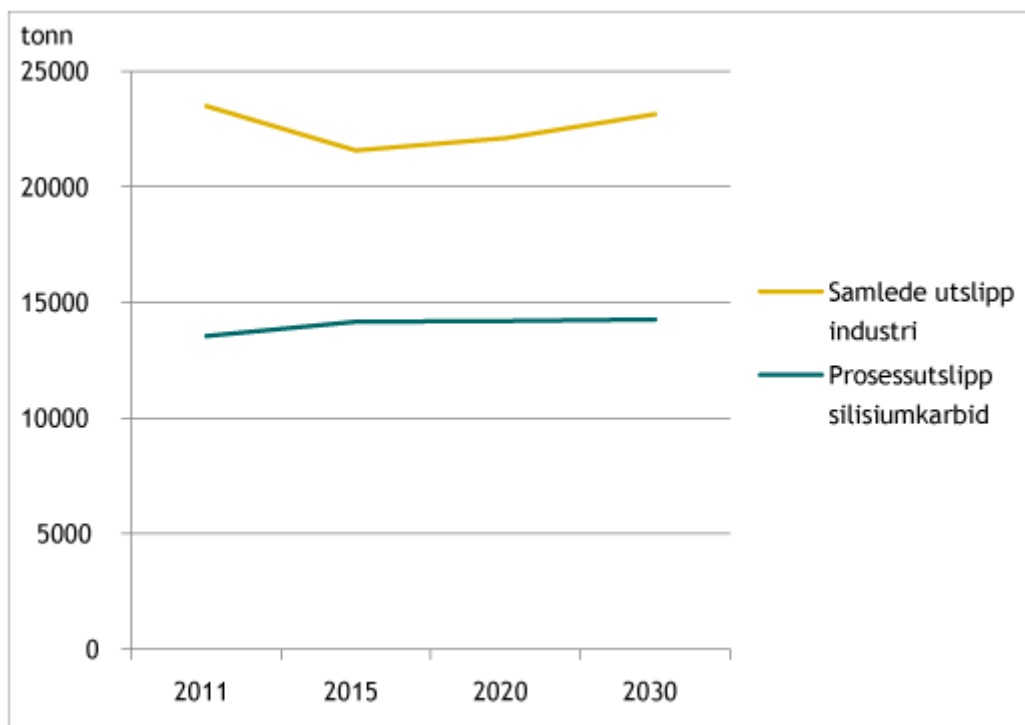
Figur 7: Utviklingen i utslipp av BC fra stasjonær forbrenning viser at utslippene er størst fra annen

Figur 8 viser at utslippsutviklingen har vært nedadgående for utslipp av svart karbon fra industriprosesser. De største bidragene fra prosessutslipp kommer fra produksjon av jern, stål og ferrolegeringer, andre mineralprodukter og treforedling. Svart karbon på y-aksen er angitt i tonn.



Figur 8: BC fra prosessutslipp. Gjenomgående er prosessutslippene av BC langt lavere enn utslippene fra stasjonær forbrenning.

Karbonmonoksid (CO) fra industrien representerte en andel på 7,5 % av samlede norske utslipp i 2011. Prosessutslipp fra karbidproduksjon er den største kilden med 13 330 tonn. For øvrig er utslippene spredt på mange virksomheter. Framskrivningene viser at andelen fra silisiumkarbidproduksjon øker noe til drøyt 60 % av utslippene innen industri.



Figur 9: Framskrivninger av CO-utslipp fra silisiumkarbid sammenlignet med industrien samlet (inkludert silisiumkarbid). Samlede industriutslipp inkluderer prosessutslipp og utslipp fra stasjonær forbrenning.

3. Utrede tiltak

Miljødirektoratet har utredet følgende tiltak:

1. Energieffektivisering i sektor 2.1.9. Annen industri. Tiltaket reduserer BC-utslippene med 13 tonn per år. Tiltaket er en oppdatering av et tiltak fra Klimakur 2020
2. Ombygging av silisiumkarbidproduksjon fra Acheson til Freilandprosess. Tiltaket omfatter undergruppe 2.2.3.3 i utslippsregnskapet. Gjennomføring av tiltaket vil redusere utslippene med ca. 14 000 tonn CO per år.

3.1 Tiltak 1 energieffektivisering i annen industri

Tiltaket ble utredet i Klimakur 2020. Etter vår vurdering er det fortsatt et potensial for utslippsreduksjoner knyttet til dette tiltaket. Tiltaket innebærer reduksjon av svart karbon og er utredet i lys av dette. Tiltaket består i energieffektiviserende tiltak på ventilasjon (behov, ventilasjonsprinsipp, styring og gjenvinning), oppvarming av industriens lokaler, bruk av varmepumper for gjenvinning av energi, tiltak i energisentraler (gjenvinning av spillvarme, røykgass, isolering, kjeldrift, dampsystem, utskiftning av kjeler) og prosess tiltak som reduserer termisk energibehov. Tiltaket omfatter flere bedrifter innen undersektoren Annen industri slik den er definert i utslippsregnskapet, og er beregnet basert på en betraktning knyttet til det samlede energiforbruket i den aktuelle bransjen. Tiltaket har økonomisk levetid på 20 år og tiltaksstartår i 2015.

Tabell 4 viser effekten av tiltaket for kortlevde klimadrivere og for avkjølede stoffer, sammenlignet med referansebanen for svart karbon i industrien.

Tabell 4: Tabellen viser beregnet effekt av tiltaket for kortlevde klimadrivere og for avkjølede stoffer, sammenlignet med referansebanen for svart karbon i industrien.

	2011	2015	2020	2030
Svart karbon referansebane	158	156	162	172
Tiltakets årlige utslippsreduksjoner /effekt [Tonn]:				
BC	13	13	13	13
OC	13,7	13,7	13,7	13,7
CH₄	17,95	17,95	17,95	17,95
NO_x	101,31	101,31	101,31	101,31
SO₂	18,58	18,58	18,58	18,58
Oppvarmende bidrag CO₂-ekv GTP10, Norge	39 425,7	39 425,7	39 425,7	39 425,7
Nedkjølede bidrag CO₂-ekv GTP10, Norge	-5047,3	-5047,3	-5047,3	-5047,3
Netto klimaeffekt av tiltaket i kortlevdperspektiv	34 378,4	34 378,4	34 378,4	34 378,4

Helseeffekt: Tiltaket er beregnet å ha helseeffekt grunnet reduksjon av BC og NO_x. Verdsettingsfaktorer for tettsteder med mer enn 15 000 innbyggere er benyttet for partikler (462 NOK/kg utslipp) og andre områder for NO_x (52,5 NOK/kg utslipp) (Metodenotat, 2013).

Tabell 5: Effekten av tiltaket for kortlevde klimadrivere og for avkjølede stoffer, sammenlignet med referansebanen for svart karbon i industrien.

	PM10	P2,5	BC	NO _x
Utslippsreduksjoner [tonn]	110	105	13	101,31
Verdsettingsfaktor	462	Ikke relevant	Ikke relevant	52,5
Økonomisk fordel [kr]	50 820	Ikke relevant	Ikke relevant	5 318,8

Miljøeffekt: NO_x har miljøeffekt i form av å være en ozonforløper og at NO_x har forsurende effekt. Utslippsendringene tiltaket medfører er imidlertid for små til å ha en nevneverdig miljøeffekt.

Geografisk begrensning av tiltaket: Kombinasjon av større og mindre steder.

Usikkerhetsanslag: Tiltaket er en oppdatering av et tiltak som ble utredet til Klimakur 2020. Det er derfor usikkerheter knyttet til hvorvidt deler av potensialet er utløst. Enova sin portefølje på energieffektivisering kan omfatte tiltak innen denne gruppen av bedrifter. Samtidig har klimafondet som Enova fikk ansvar for å administrere gjennom klimameldingen ikke fått særlig effekt ennå. Derfor vurderer vi det slik at potensialet fortsatt ligger på det nivået det ble vurdert til i Klimakur 2020.

3.2 Tiltak 2 ombygging av silisiumkarbidindustri til Freilandprosess

Silisiumkarbidindustrien omfatter to industrianlegg, Saint Gobain Lillesand og Washington Mills. Tiltaket er et prosessendringstiltak, og forutsetter at prosessombyggingen vil redusere utslippene av CO til null. Freilandprosessen gjør det mulig å samle opp avgassen, slik at CO-gassen kan forbrennes og energigjenvinnes (European Commission, 2007). Tiltaket har økonomisk levetid på 20 år og tiltaksstartår i 2018.

Tabell 6: Effekten av tiltaket for kortlevde klimadrivere og for avkjølede stoffer, sammenlignet med referansebanen for karbonmonoksid i industrien.

	2011	2015	2020	2030
CO-referansebane	23 485	21 566	22 100	23 135
Tiltakets effekt:				
CO	13 566	14 161	14 196	14 267
Reduserende bidrag CO ₂ -ekv GTP10	122 094	127 499	127 764	128 403

Geografisk begrensning av tiltaket: Tiltaket vil ha effekt i tettstedene Lillesand og Orkanger.

Helseeffekt: Helseeffekt av tiltaket anses å være begrenset.

Miljøeffekt: Miljøeffekt av tiltaket anses å være begrenset.

Usikkerhetsvurdering: Kostnadsestimatet i tiltaket er grovt og baserer seg på dialog med en av bedriftene i bransjen.

I utslippsregnskapet er det lagt til grunn at CO-utslippet fra silisiumkarbidindustri er på 0,4 tonn CO per tonn koks som brukes i produksjonen. Da er det lagt til grunn at en del CO oksiderer til CO₂ før avgassen går som utslipp fra prosessen. Reaksjonen som finner sted i prosessen danner i utgangspunktet kun CO,

slik at før oksidering til CO₂ finner sted dannes det 1,4 tonn CO per tonn koks som brukes i produksjonen. Med en faktor på 0,4 tonn CO på utslippstidspunktet har om lag 74 % av CO blitt omdannet til CO₂, som ligger til grunn for utslippsregnskapet og skaleringen av tiltaket. Det ligger en usikkerhet i hvorvidt omdanningen til CO₂ er høyere på utslippstidspunktet. Kilder i bransjen antyder omdanning opp mot 80-90 % på utslippstidspunktet. Ved en omdanning opp mot 80-90 % blir utslippet av CO fra bransjen mer enn halvert, og størrelsen på tiltaket reduseres tilsvarende.

4. Tiltak som krever videre utredning

3. Partikkelfilter som reduserer utslipp av BC fra stasjonær forbrenning i industrien. Det er nødvendig med mer kunnskap om rensepotensialet til utslippskildene fra stasjonær forbrenning i industrien for å dimensjonere tiltaket.
4. Reduksjon i metanutslipp fra kullutvinning. Tiltaket kan potensielt eliminere utslippet av metan fra denne kilden. Det innebærer en utslippsreduksjon på ca. 1400-1500 tonn metan per år.
5. Tiltak innen oljeraffinering. Tiltakene er beskrevet i sektornotatet om petroleum

4.1 Tiltak 3 partikkelfiltre på utslipp fra stasjonær forbrenning

Partikkelutslipp fra industrien har to hovedkilder: utslipp fra stasjonær forbrenning og prosessutslipp. Selv om prosessutslippene av partikler langt overgår utslippene fra stasjonær forbrenning (prosessutslippene står for 80 % av utslippene av PM_{2,5} fra industrien), er BC-utslippene høyest fra stasjonær forbrenning. Det er fordi BC-innholdet i partikler fra stasjonær forbrenning er mye høyere enn i partikler fra prosessutslipp. De siste årene har BC fra prosessutslipp som andel av BC-utslipp fra stasjonær forbrenning ligget på 6-7 %.

Partikkelfilter som reduserer utslipp av BC fra stasjonær forbrenning i industrien vil derfor redusere BC-utslipp fra industrien mest effektivt. Partikkelfiltre og støvrenseanlegg i industrien er per i dag som hovedregel satt opp for å redusere utslipp fra de store støvkildene, prosessutslippene. Miljødirektoratet trenger mer kunnskap om hvilke industribedrifter som har potensiale for å redusere utslipp av partikler fra stasjonær forbrenning for å kunne fastsette et tallfestet rensepotensial for utslipp fra stasjonær forbrenning i industrien.

4.2 Tiltak 4 reduksjon i metanutslipp fra kullutvinning

Kullutvinning i Norge foregår kun på Svalbard. Det finnes tre gruver: gruve 7 i Longyearbyen tilknyttet energiverket, gruve 1 i Svea og i Lunckefjell. Metanutslipp frigjøres i forbindelse med kullutvinningen. Det finnes flere teknikker for å samle opp og redusere metanutslippene (World Coal Association, 2013). Tiltak for å samle opp metanutslippene kan både redusere risikoen for eksplosjon i gruve 7 og kan samtidig redusere klimapåvirkningen dersom metangassen forbrennes til CO₂. Metan kan samles opp ved å etablere ventilasjonssystemer som samler opp gassen og fører den til overflaten. Alternativt kan metan hentes ut før selve kullutvinningen starter ved å bore brønner på forhånd på en slik måte at det hindrer metan fra å slippe ut i den aktive gruve senere. I begge tilfeller kan metan destrueres enten ved at energien fra forbrenning av metan brukes til å drive en turbin som i sin tur produserer strøm, eller ved at metan fakles.

Oppsamling og energiutnyttelse eller fakling av metan er mest aktuelt i Lunckefjellgruve. Denne gruve skal drives i mange år framover. Gruve 7 i Longyearbyen er liten, mens gruve 1 i Svea snart skal avsluttes. Utslipp av metan fra Lunckefjell er på ca. 1 200 tonn metan i året. Dersom mesteparten av dette samles

opp og fakles eller energiutnyttas, vil tiltaket kunne redusere utslippene fra industrien med drøyt 1 000 tonn metan i året. Dette gir en klimaeffekt på i underkant av 100 000 tonn CO₂ekv.(GTP10, Norge).

Tiltaket må utredes nærmere for å vurdere realismen i dette både teknisk og kostnadmessig. World Coal Association viser til flere prosjekter som har vært gjennomført, men typisk i mye større gruver. BHP Billiton Illawarra Coal i Australia har bygd et anlegg som behandler ca. 150 000 tonn metan, hvilket er drøyt 100 ganger mer enn utslippene fra kullutvinning i den norske referansebanen. Tiltaket kostet 30 millioner australske dollar, det vil si ca. 170 millioner norske kroner.

5. Andre tiltak

Vi har vurdert oppdatering av de tiltakene fra Klimakur 2020 som også reduserer utslipp av svart karbon ved energieffektivisering. Beregningene viser at det kun er tiltak som reduserer forbruk av biomasse som gir en positiv effekt på kortlevde klimadrivere så lenge både oppvarmende og avkjølende gasser tas med. Tiltak som kun reduserer forbruk av fossile brensler, men ikke forbruk av biomasse er derfor ikke tatt med her.

Det innebærer at alle tiltak som innebar overgang fra fossile brensler til biomasse i Klimakur 2020 har noe lavere klimaeffekt enn den ensidige vurderingen av langlevde klimagasser innebærer, siden effekten av kortlevde klimadrivere og avkjølende stoffer i sum reduserer klimaeffekten noe.

6. Virkemidler

Kvotesystemet omfatter ikke de kortlevde klimadriverne, og gir derfor ikke effekt på dette området. Hovedvirkemiddelet overfor utslipp av BC, CO og metan er regulering i tillatelse etter forurensningsloven, og kapittel 27 i forurensningsforskriften om rene brensler. Forskriften angir grenseverdier for utslipp av støv og CO fra forbrenning av energivarer. Det er imidlertid ingen egne grenseverdier for BC. I tillegg finnes det støtteordninger for gjennomføring av tiltak som gir utslippsreducerende effekt. Det gjelder spesielt tiltak som samtidig gir energieffektivisering, der Enova har programmer som kan gi tildeling av støtte. I tillegg har Enova utvidet sine støttekriterier til også å omfatte tiltak som gir utslippsreduksjon for klimagasser.

Tiltak 2 om ombygging av to silisiumkarbidbedrifter til Freilandprosess kan gjennomføres ved å stille krav i tillatelsene til bedriftene det gjelder. I tiltaksanalysen kommer tiltaket ut i kategorien middels på kostnadseffektivitet. Det er en vurdering etter samfunnsøkonomiske kostnader, der tiltakene er rangert innbyrdes etter kostnad ved å redusere utslipp per tonn. Etter vurderingene til bransjen selv er imidlertid kostnadene ved ombygging for store bedriftsøkonomisk sett til å forsvare investeringen det innebærer. En sentral del av vurderingen i tillatelsen blir derfor å vurdere tiltakets nytte for samfunnet opp mot kostnadene dersom tiltaket skal gjennomføres. For at tiltaket skal kunne gjennomføres uten for store kostnader for bedriftene det gjelder er det vår vurdering at det vil kreves tilleggsvirkemidler utover krav i tillatelse. Av eksisterende virkemidler kan støtte til energieffektivisering fra Enova være en mulighet som kan lette gjennomføring av tiltaket. Det betinger at tiltaket utformes som et energigjenvinningsprosjekt ved at CO i avgassen utnyttes til energiformål.

Tiltak 1 energigjenvinning i Annen industri omfattes ikke av kvotesystemet. Det vil også være krevende å utløse dette potensialet ved bruk av krav i tillatelser etter forurensningsloven, siden tiltaket består av små

enkelttiltak på mange forskjellige bedrifter, der ikke alle har tillatelse til virksomhet etter forurensningsloven. Virkemidler som kan gi effekt på disse tiltakene kan være utløsende støtte fra Enova.

7. Referanser

European Commission: EU BREF Large Volume Inorganic Chemicals – Solids and Others s. 461, August 2007.

World Coal Association: <http://www.worldcoal.org/coal/coal-seam-methane/coal-mine-methane/>, sist aksessert 23. mai 2013.

Saint Gobain Ceramic Materials Norway, e-post-kommunikasjon med Rolf Enver Lampe Bjørnstad, 2013.

Metodenotat, prosjekt kortlevde klimadrivere, Miljødirektoratet, 2013.

Vedlegg 1: Forutsetninger for utvelgelse av tiltak

Svart karbon

Potensialet for tiltak størst innen utslipp fra stasjonær forbrenning i industrien. De siste årene har prosessutslippenes andel av stasjonær forbrenning ligget på 6-7 %.

Stasjonær forbrenning bidrar med høyest utslipp av svart karbon, men samtidig er støvmengdene som slippes ut fra prosess gjennomgående langt høyere enn fra stasjonær forbrenning i industrien. Siden svart karbon-andelen i støvet er høyere for utslipp fra stasjonær forbrenning vil tiltak som reduserer utslipp fra stasjonær forbrenning monne mest. Tilsvarende vil renseløsninger i bransjer der prosessutslippet utgjør en stor andel av samlede støvutslipp vil derfor være lite effektive i å redusere utslipp av svart karbon.

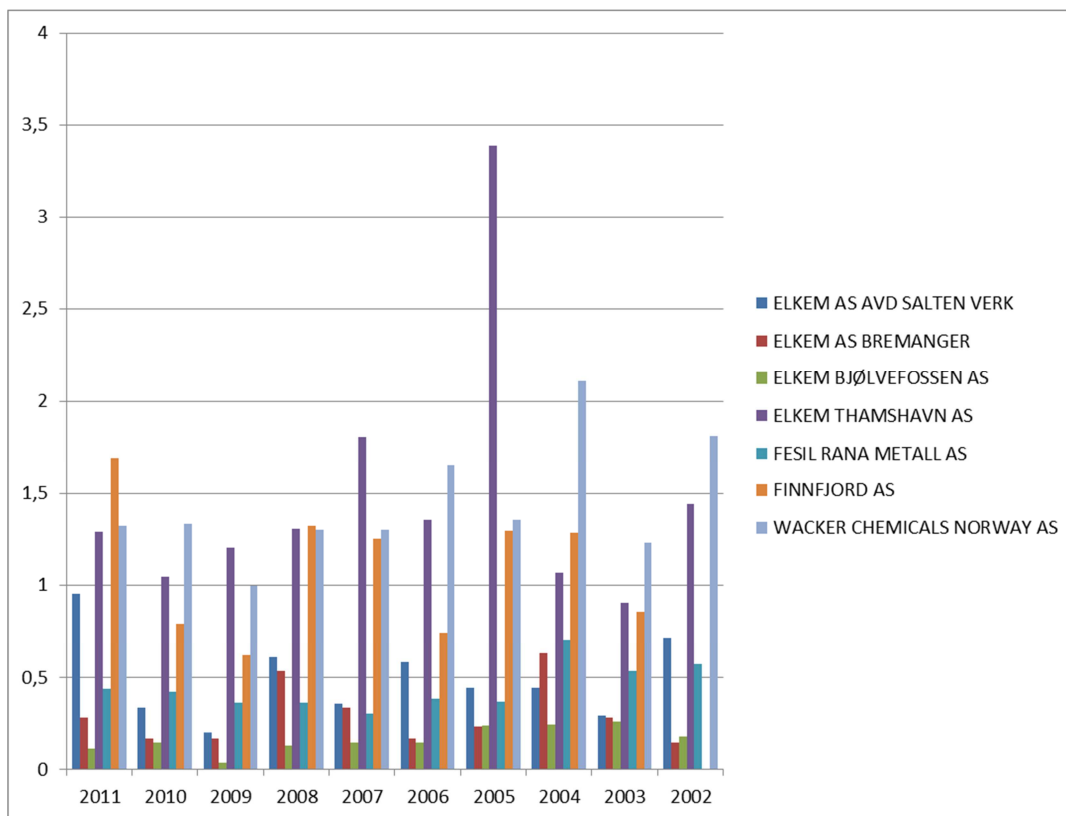
Prosessutslipp

Innen produksjon av jern, stål og ferrolegeringer er det ferrosilisiumindustrien og ferromanganindustrien som har det største antall bedrifter og som samlet bidrar mest til utslippene av svart karbon.

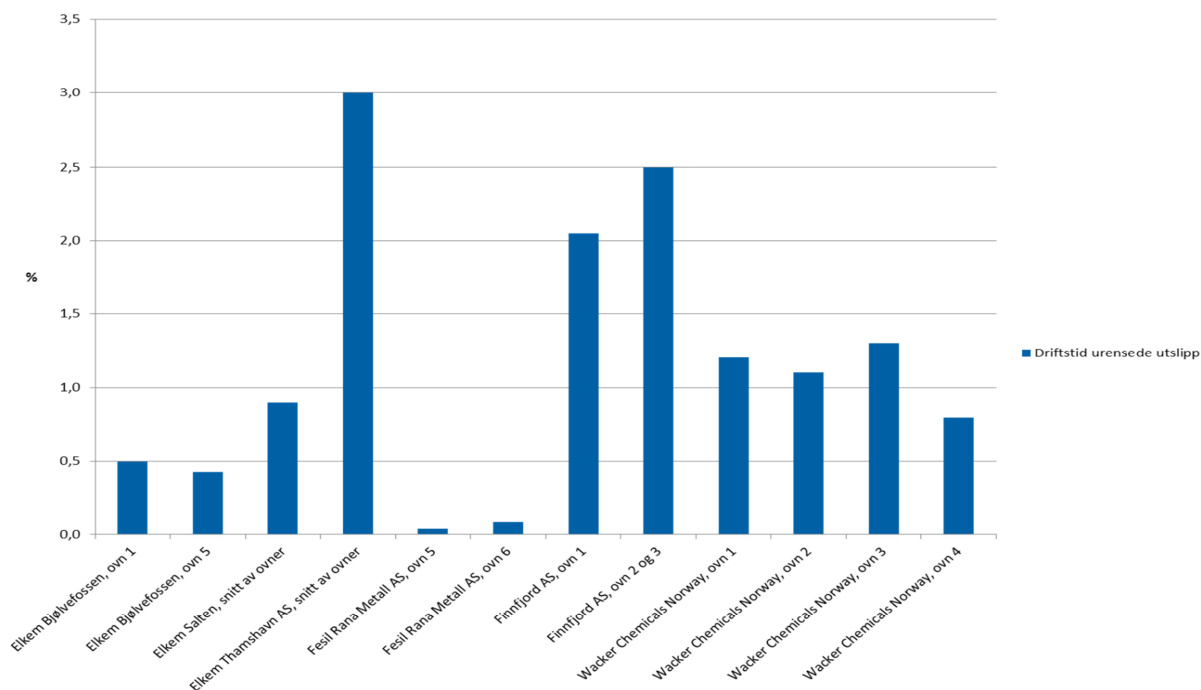
I ferrosilisiumindustrien er hovedkildene til partikkelutslipp urensede utslipp gjennom nødskorstein, utslipp etter hovedfiltre, og diffuse utslipp. Om vi ser på fordelingen mellom bedriftene i figur V 1 så er det Finnfjord, Elkem Thamshavn og Wacker som peker seg ut med det største reduksjonspotensialet. Urensede utslipp gjennom nødskorstein er mye av forklaringen på at disse bedriftene slipper ut mer støv, og dermed mer svart karbon enn de øvrige i bransjen. Figur V 2 viser driftstid med urensede utslipp i 2011.

Miljødirektoratet har satt en ny bransjestandard for driftstid for urensede utslipp i tillatelsene til ferrosilisiumbedriftene. Samtlige bedrifter har fått strammet inn til et nivå der det er tillatt med bruk av nødskorstein i maksimalt 1 % av driftstiden gjennom et år. Kravet har trådt i kraft for flere bedrifter, for Wacker gjelder fortsatt maksimalt 2 % av driftstiden, mens det for Elkem Bremanger vil tre i kraft i løpet av 2013. For Elkem Bjølvfossen vil et slikt krav bli innført i 2013, mens 2 % av driftstiden gjelder inntil da. Bransjestandarden vil lede til lavere utslipp av støv og derigjennom svart karbon.

Både Finnfjord, Elkem Thamshavn og Elkem Salten hadde høyere utslipp av støv i 2011 enn det de vil ha mulighet til fra 2013 og framover pga strengere utslippsgrense for totalt støv. For de tre samlet representerer reduksjonen denne innstramningen vil medføre i svart karbon fra 2011-nivå et utslipp på ca. 930 kg svart karbon. Det fordeler seg på 430 kg fra Finnfjord, 260 kg fra Elkem Thamshavn og 240 kg fra Elkem Salten. Wacker var allerede innenfor kravet i tillatelsen til totale støvutslipp i 2011. Det vil representere en liten nedgang i BC-utslippene fra bransjen, men det vil være en effekt av allerede gjennomførte endringer i tillatelsene til de aktuelle bedriftene. Det gir derfor ikke noe grunnlag for å definere et tiltak i denne analysen.

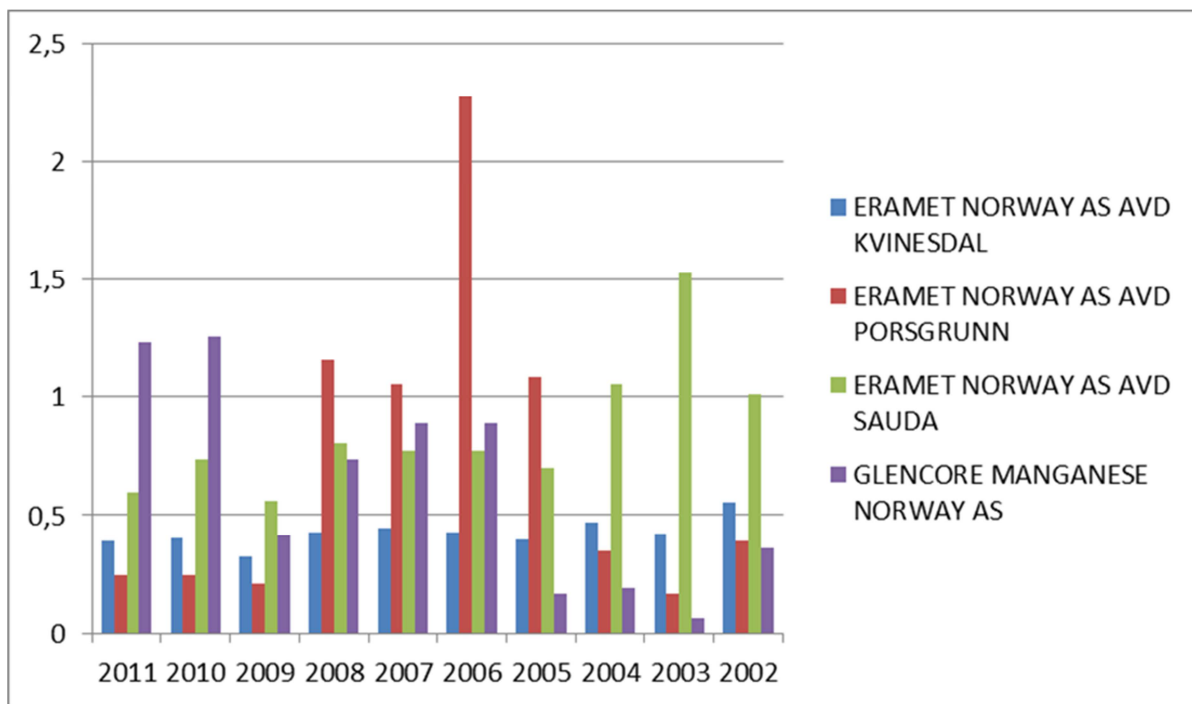


Figur V 1: Utslipp av svart karbon fra enkeltbedrifter i ferrosiliumindustrien.



Figur V 2: Driftstid med urensede utslipp i ferrosiliumindustrien.

I ferromanganindustrien er det flere mindre kilder til støvutslipp på hver bedrift. Støvmengdene er gjennomgående langt mindre enn i ferrosiliumindustrien, så at utslippene av svart karbon ligger på omtrent samme nivå skyldes høyere svart karbon-andel i støvet. Fordelingen av utslippet mellom bedriftene i bransjen har variert en del historisk, slik figur V 3 viser.



Figur V 3: Utslipp av BC fra ferromanganindustrien.

Stasjonær forbrenning

Innenfor stasjonær forbrenning er de største reduksjonspotensialene for BC i annen industri og bergverk, treforedling og sement, kalk og gips.

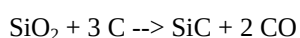
Energieffektiviseringstiltak som reduserer bruk av brenslere med svart karbon-utslipp vil gi effekt. Fra Klimakur2020 ble det identifisert to slike tiltak innen annen industri og bergverk som går på energieffektivisering. Effekten av tiltakene på svart karbon er beregnet ved å bruke aktivitetsdata på energibruk fra Norges rapportering til LRTAP og utslippsregnskapet for svart karbon. Energiinnhold til omregninger er hentet fra kilden som metodenotatet beskriver (NVE 2011: Kostnader ved produksjon av kraft og varme: "Tabell 2-2 Energiinnhold og energipriser" s.11). Liquid fuel som beskrevet i LRTAP-rapporteringen er beregnet som lettolje. Det ene tiltaket beskriver også en reduksjon i biomasseforbruk, og det er regnet som om det var tørr flis.

Tiltaket på energieffektivisering i annen industri reduserer BC-utslippene med 16 tonn per år, mens tiltaket i næringsmiddelindustrien reduserer BC-utslippene med 1 tonn per år. Tiltakene fjerner i overkant av 20 % av utslippene i bransjen i forhold til utslippsnivået i framskrivningene for BC.

Karbonmonoksid

Siden prosessutslipp fra silisiumkarbidproduksjon står for ca. 65 % av utslippene fra industrien peker silisiumkarbidproduksjon seg ut som en klar kandidat for tiltak, jf figur x. Produksjonen i Norge er fordelt på to bedrifter: Saint Gobain Lillesand og Washington Mills i Orkanger.

Basisreaksjonen i prosessen er:



Mye av CO-gassen konverteres imidlertid direkte til CO₂, og blir dermed til utslipp av CO₂ fra ovnshallene. I utslippsregnskapet er det benyttet en faktor på 0,4 tonn CO per tonn koks for å beregne

utslippet av CO. Det impliserer at om lag 75 % av CO-gassen reagerer videre til CO₂ umiddelbart og slippes ut som CO₂, mens de resterende 25 % slippes ut som CO. I følge bransjen kan faktoren som er benyttet i regnskapet være noe høy, slik at CO-utslippet i realiteten er lavere enn det som er beregnet. I følge et grovt estimat fra bransjen omdannes 80-90 % av CO-gassen direkte til CO₂ før utslipp.

De to norske silisiumkarbidprodusentene bruker Ascheson prosessen. Silisiumkarbid kan alternativt produseres ved Freilandprosessen. Den gir mulighet for oppsamling av avgassen, slik at CO-gassen kan forbrennes og energigjenvinnes (EU BREF Large Volume Inorganic Chemicals – Solids and Others s. 461). Da vil utslippet av CO så godt som elimineres.

For å eliminere CO-gassutslippene må de to bedriftene bygges om til Freilandprosess for de to bedriftene. Det kan gi en utslippsreduksjon: 13 330 tonn CO per år i forhold til dagens utslipp, økende til drøyt 14 000 tonn per år i reduksjon i forhold til framskrivningene. Basert på et kostnadsestimat fra Saint Gobain kan det koste rundt 400 millioner kroner for Saint Gobain Lillesand å bygge om prosessanlegget til Freilandprosess. Siden Washington Mills er noe mindre anslår vi en kostnad på 300 millioner kroner for ombygging av Washington Mills.

Sektornotat 3: Oppvarming i husholdninger



Innholdsfortegnelse

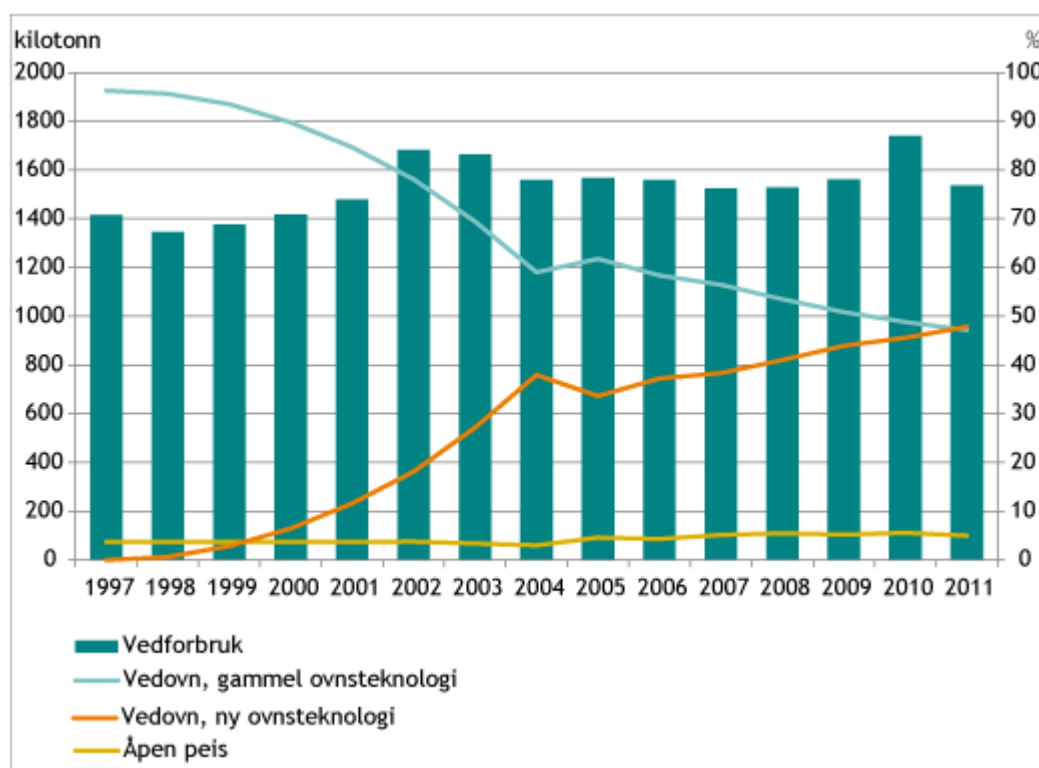
SEKTORNOTAT 3: OPPVARMING I HUSHOLDNINGER	1
1. BESKRIVELSE AV SEKTOREN	3
2. DAGENS UTSLIPP OG FRAMSKRIVNINGER	3
2.1 FRAMSKRIVNINGER	5
3. EKSISTERENDE VIRKEMIDLER	8
4. NYE TILTAK	9
4.1 TILTAK 1. FORSERT UTSKIFTING TIL NY VEDOVNSTEKNOLOGI.	9
4.2 TILTAK 2. FORSERT UTSKIFTING TIL OG NYE VEDOVNER OG PELLETSKAMINER.	11
4.3 TILTAK 3. FORSERT UTSKIFTING TIL BARE PELLETSKAMINER.	12
4.4 TILTAK 4. BEDRE FYRINGSTEKNIKK, ETTERSYN OG VEDLIKEHOLD.	12
5. DISKUSJON OG USIKKERHETSVURDERINGER	15
5.1 VURDERING AV FRAMSKRIVNINGENE	15
5.2 VURDERING AV KLIMAEFFEKTER PÅ KORT OG LANG SIKT	15
5.3 VURDERING AV HELSEEFFEKTER	16
5.4 NOX ER UTELATT I BEREGNINGENE	17
6. VIRKEMIDLER VURDERT SOM EGNET FOR SEKTOREN	17
7. REFERANSER	20
VEDLEGG 1 - GJENNOMGANG AV MULIGE TILTAK MED BEGRUNNELSE FOR INKLUDERING OG UTELATELSE.....	21

1. Beskrivelse av sektoren

Dette sektornotatet oppsummerer tiltak og reduksjonsmuligheter innenfor sektoren oppvarming i husholdningene. I det norske utslippsregnskapet er sektoren "Oppvarming i husholdninger" en del av sektoren "Oppvarming i andre næringer og husholdninger". Utslipp av kortlevde klimadrivere kommer i hovedsak fra vedfyring i husholdningene.

Ovner produsert etter 1998 er såkalt "rentbrennende" med lavere utslipp og bedre virkningsgrad. I 2010 fyrte 1,3 millioner norske husholdninger 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. I 2011 anslås det at rentbrennende ovner sto for halvparten av energibruk av ved i husholdningene, dvs. tilsvarende 700 000 tonn ved eller ca. 14 PJ levert energi (SSB, 2013).

Figur 1 viser oversikt over vedforbruk i husholdningene, og en oversikt over hvilke forbrenningsteknologier som er benyttet.



Figur 10: Oversikt over vedforbruk (i kilotonn) og prosentfordeling på teknologi fra 1997 til 2011. (Kilde: SSB 2013)

2. Dagens utslipp og framskrivninger av kortlevde klimadrivere og partikler fra vedfyring

Vedfyring gir utslipp av partikler, metan (CH_4), flyktige organiske forbindelser (nmVOC) og karbonmonoksid (CO). Partiklene består av svart karbon (BC), organisk materiale (OM) og uorganisk materiale. Organisk

karbon (OC) utgjør en del av det organiske materialet. Metan er en kortlevd klimadriver både i kraft av seg selv og fordi det er en ozonforløper.

Tabell 1 viser utslipp av kortlevde klimadrivere fra oppvarming i andre næringer og husholdninger både i tonn per komponent, i klimaeffekt gitt som CO_{2e(GTP10, Norge)} og som prosentandel av de totale utslippene av kortlevde klimadrivere. Utslippene inkluderer både utslipp fra fyring med alle energibærere, som olje, koks, parafin, pellets og ved, men det er vedfyring som utgjør den desidert største kilden til utslippene.

Tabell 7: 2011 utslippstall fra Oppvarming i andre næringer og husholdninger

Komponent	Sektor/ undersektor	Tonn (2011)	Tonn CO _{2e(GTP10, Norge)} (2011)	Endring siden 1990 (%)	Andel sektor 2011 (%)	Andel av nasjonal total (%)
BC	Oppvarming i husholdninger	1 205	3 511 370	+18	94	23
	Oppvarming i andre næringer	81	236 034	-77	6	2
	Totalt	1 286	3 747 404	-6	100	25
CH ₄	Oppvarming i husholdninger	6 826	586 950	+24	97	3
	Oppvarming i andre næringer	221	19 006	-80	3	0
	Totalt	7 047	605 956	6	100	3
nmVOC	Oppvarming i husholdninger	9 024	126 336	+23	96	7
	Oppvarming i andre næringer	410	5 740	-85	4	0
	Totalt	9434	132 076	-6	100	7
NO _x	Oppvarming i husholdninger	1 605	-44 940	-21	62	1
	Oppvarming i andre næringer	995	-27 860	-48	38	1
	Totalt	2 600	72 800	-34	100	1
CO	Oppvarming i husholdninger	128 749	1 158 741	-16	97	41
	Oppvarming i andre næringer	3 535	31 815	-86	3	1
	Totalt	132 283	1 190 556	-25	100	42

Tabell 1

Tabell 7: 2011 utslippstall fra Oppvarming i andre næringer og husholdninger viser at oppvarming i husholdningene dominerer utslippene i denne sektoren. Videre ser vi at BC og CO fra denne sektoren bidrar med

henholdsvis 23 og 41 prosent til de totale nasjonale utslippene og det nasjonale bidraget til $\text{CO}_{2e(\text{GTP10, Norge})}$. CH_4 , nmVOC og NO_x bidrar med mindre andeler av totalen, og til bidraget til $\text{CO}_{2e(\text{GTP10, Norge})}$.

Oppvarming i husholdningene er den desidert største kilden til utslipp av partikler ($\text{PM}_{10}/\text{PM}_{2,5}$) og er en av de to største utslippskildene for svart karbon i Norge.

Utslippene av den avkjølede komponenten organisk karbon (OC) fra vedfyring er 16 600 tonn (83 % av nasjonal total av OC). Dette tilsvarer $-1012\ 600\ \text{tonn}\ \text{CO}_{2\text{ekv}(\text{GTP10, Norge})}$.

Organisk karbon (OC) og svart karbon (BC) i partiklene har motsatt klimaeffekt. Organisk karbon har en avkjølede effekt mens svart karbon har en oppvarmende effekt. NO_x utslipp vil også virke avkjølede. En vurdering av effekten av reduserte NO_x utslipp er inkludert under diskusjon og usikkerhetsvurderinger.

Mens Tabell 1 viser utslipp og klimaeffekt av utslipp av kortlevde klimadrivere, bidrar utslipp av partikler også til helseeffekter. Utslipp fra Oppvarming i husholdninger bidro i 2011 med 2135 tonn eller 58 % av de totale utslippene av fine partikler ($\text{PM}_{2,5}$). Vedfyring er også en viktig kilde for utslipp av dioksiner og PAH, slik at en reduksjon i utslippene fra denne sektoren vil gi helsemessig gevinst. Helseeffekten verdsettes som eksterne effekter i de samfunnsøkonomiske beregningene. Effekten av redusert utslipp av partikler avhenger av hvor mange som blir eksponert for utslippene. Verdsettsingsfaktorer for partikler som benyttes i denne sektoren er vist i Tabell 2.

Tabell 8: Verdsettsingsfaktorer for reduksjon av partikler (Etter Samstad mfl., 2010) Verdsettingstillene er høyere enn i referansegrunnlaget grunnet oppdatering til 2012-kroner

	NOK/kg (2012-kroner)
PM_{10} (Oslo, Trondheim)	4095
PM_{10} Bergen	3045
PM_{10} Andre større byer	1722
PM_{10} Tettsteder	462

Disse verdsettsingsfaktorene er utarbeidet for utslipp fra transport, som skjer nær bakken. Utslipp fra vedfyring skjer høyere oppe, og har en noe større spredning og raskere fortykning enn utslipp fra transport. Det er imidlertid ikke utarbeidet separate verdsettsingsfaktorer for utslipp av partikler fra vedfyring. For ikke å overestimere helseeffekten legges det derfor inn PM_{10} -verdier for tettsteder som standard i beregningene for alle tiltak. Det utarbeides i tillegg ett scenario for skalering av tiltak til de største byene hvor de høyeste verdsettsingsfaktorene benyttes for å illustrere hvordan dette vil slå ut i beregningene.

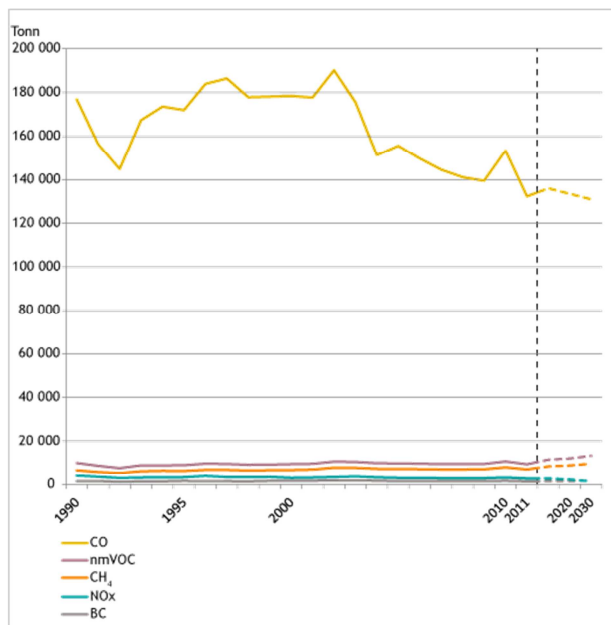
2.1 Framskrivninger

Framskrivningene for utslipp fra vedovner frem mot 2030 er basert på 1 % årlig vekst i samlet forbruk av ved. En slik vekst er om lag samme som årlig vekst som i periodene 1990-2011 og 1998-2011. For vedovner nyere enn 1998 er det brukt en endringsfaktor på vedforbruk på +2,9 % per år. For vedovner eldre enn 1998, er det brukt en endringsfaktor for vedforbruk på -2,3 % per år. Dette betyr at det forutsettes en videre utskifting av gamle vedovner med nyere vedovner. Disse framskrivningene gir som resultat at det vil være rundt 350 000 gamle ovner igjen i Norge i 2030, mens antall nye vedovner vil være rundt 1 million. Denne utskifting forventes å skje som følge av rehabilitering og nybygg, samt de virkemidlene som allerede er innført.

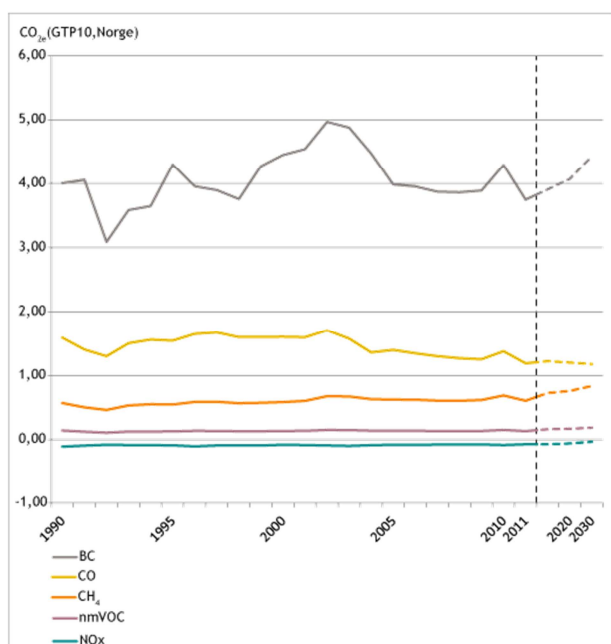
For peis er det forutsatt en reduksjon i vedforbruk på 2,4 % per år, som er nedgang og videreføring av historisk trend. Virkningsgrad for peis er satt til 0,15, for gamle ovner på 0,5 og for nye ovner til 0,75.

Antagelsene som ligger til grunn for framskrivningene er videre omtalt under diskusjon og usikkerhetsvurderinger.

De historiske utslippene og framskrivningene for BC, CH₄, nmVOC, NO_x og CO er vist i Figur 2 og Figur 12 både i tonn og i GTP₁₀ Norge. Figurene viser at utslipp av både BC og CH₄ vil øke, ut fra en forventet økning i vedfyring. Utskifting av gammel ovnsteknologi med ny ovnsteknologi bidrar imidlertid til at utslippene ikke øker så mye som de ellers ville gjort. Utslipp av CO er forventet å reduseres noe, fordi utslipp fra nye vedovner er vesentlig lavere enn fra gamle ovner.



Figur 11: Historiske utslippstall (1990-2011) og framskrivning (2011-2030) for totale utslipp i Oppvarming i andre næringer og husholdninger i tonn. (Kilde: Klif 2013, Perspektivmeldingen 2013)



Figur 12: Historiske utslippstall (1990-2011) og framskrivning (2011-2030) for totale utslipp i Oppvarming i andre næringer og husholdninger i millioner tonn $CO_{2e(GTP10,Norge)}$. Kilde: Klif 2013/Perspektivmeldingen 2013.

Tabell 9 gir framskrivningene for alle komponentene fra 2015 til 2030.

Tabell 9: Framskrivninger

Tonn	BC	CH ₄	nmVOC	CO	OC
2015	1223	8137	10761	125 164	16761
2020	1280	8552	11310	123 351	17078
2025	1341	.	.	122 422	17467
2030	1406	9446	12494	122 328	17925

Tabellen viser at utslipp av alle komponenter øker mot 2030 bortsett fra CO utslippene.

3. Eksisterende virkemidler

Tidligere og dagens virkemidler for å redusere partikkelutslipp omfatter følgende:

- I 1998 ble det innført utslippsstandarder for vedovner som installeres i bygg. Byggteknisk forskrift TEK10 stiller krav om at nye lukkede ildsteder for vedfyring har partikkelutslipp lavere enn 10 g/kg. Slike nyere ovner har også høyere virkningsgrad enn gamle ovner, og vil derfor ha lavere utslipp per innfyrt mengde ved.
- Oslo kommune gir 3000 kroner i støtte til utskifting av gammel vedovn, eller til montering av etterbrennere eller peisinnstans, dersom du bor innenfor Ringvei 3, og 1500 kroner dersom du bor utenfor. Den samme støtten kan man få dersom man bytter ut en parafinkamin eller en kombinert parafin- og vedkamin med en ny vedovn. Motivasjonen for dette er å redusere negative helsevirkninger på grunn av utslipp av partikler. Andre byer og kommuner har og har hatt støtteordninger for å skifte ut gamle vedovner.
- Enova hadde i sitt tilskuddsordning for elektrisitetssparing i husholdninger også inkludert kjøp av pelletskamin og pelletskjel, som kunne støttes med inntil 20 % av dokumenterte kostnader, maksimalt kr 4000,-. Denne spesifikke tilskuddsordningen ble avvirket i mai 2013. Evalueringsrapporten (Rambøll 2010) peker på at ordningen har hjulpet frem luft/vann varmepumper og væske/vann varmepumper, men at det ikke ble noen vellykket markedsintroduksjon av pelletskamin og pelletskjel. I program for utskifting av oljefyring, støtter Enova i dag all fornybar vannbåren teknologi. Her kan også pelletskamin med vannkappe eller pelletskjel støttes. (20 prosent, oppad begrenset til 25000 kroner).

I rammen av EUs Økodesigndirektiv pågår det i 2013 et arbeid for å utarbeide forordninger for energimerking og økodesign for lokal romoppvarming (ENER Lot 20) og kjeler for fast brensel (ENER Lot 15). Disse forordningene vil sette maksimumskrav til partikler, NO_x, OC og CO fra blant annet vedovner, pelletskaminer og kjeler fyrt med biomasse. Norges innspill til disse forordningene koordineres av NVE, og NVE har engasjert tekniske eksperter som bidrar inn i arbeidet på vegne av Norge. Miljødirektoratet følger arbeidet og gir kommentarer, for sammen med NVE å prøve å få til målbare, strenge og etterprøvbare krav for et felles regelverk i EU. Denne forordningen kan komme til å sette nye og strengere grenser for nye ovner i husholdninger. Slik saken står tidlig i september 2013 er det fortsatt en del uklarheter knyttet til målemetoder og grenseverdier som må diskuteres og avklares, og som gjør fremdriften usikker.

Når denne forordningen vedtas, og hvis utslippskravene blir satt strengere enn dagens krav (slik det ligger an til) vil det redusere utslippene fra nye vedovner slik at fremtidens utslipp av partikler, CO, OC og NO_x blir lavere enn det som er forutsatt i dag. Dette vil påvirke effekten av tiltak beregnet i denne analysen ved at utslippspotensialet vil reduseres.

4. Nye tiltak

Tiltak for denne sektoren er utredet av Norsk Energi og SINTEF Energi i samarbeid med Miljødirektoratet. Sektornotatet er utarbeidet av Miljødirektoratet.

Vedlegg 1 gir en samlet oversikt over tiltakene som er vurdert som aktuelle for å redusere partikkelutslipp fra vedfyring i husholdningene. Tiltak som ikke er utredet, kan også være relevante å gjennomføre, men antagelig i mindre skala og for spesielle forhold. Dette er nærmere beskrevet i vedlegget.

I tillegg til tiltak utredet og beskrevet i vedlegg 1, vil også tiltak som medfører overgang til økt elektrisk oppvarming redusere utslipp fra vedovner, særlig i byer med dårlig luftkvalitet. 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.

Tabell 4: Beskrivelse av utredede tiltak i analysen

Tiltak	Forklaring	Overlapp
1. Forsert utskifting til ny vedovnsteknologi	I referansebanen forutsettes det en utskifting av gamle vedovner. Dette tiltaket beskriver en utskifting utover referansebanen.	Disse 3 tiltakene overlapper med hverandre, dvs. bare ett av tiltak 1, 2 og 3 kan gjennomføres. I praksis vil en utskifting av gamle vedovner utover referansebanen kunne gjøres ved en miks av både vedovner, pellets og antagelig også vannbåren varme fra biofyrt kjel – slik at disse tiltakene kan sees som ulike scenarioer.
2. Forsert utskifting til nye ovner og pelletskaminer	Dette tiltaket beskriver en utskifting utover referansebanen til både nye vedovner og pelletskaminer (50% av hver).	
3. Forsert utskifting til bare pelletskaminer	Dette tiltaket beskriver utskifting utover referansebanen til bare nye pelletskaminer	
4. Bedre fyringsteknikk, ettersyn og vedlikehold	Tiltaket beskriver en systematisk gjennomgang og vedlikehold av nye vedovner for å få tettet lekkasjer som gir høyere utslipp.	

4.1 Tiltak 1. Forsert utskifting til ny vedovnsteknologi.

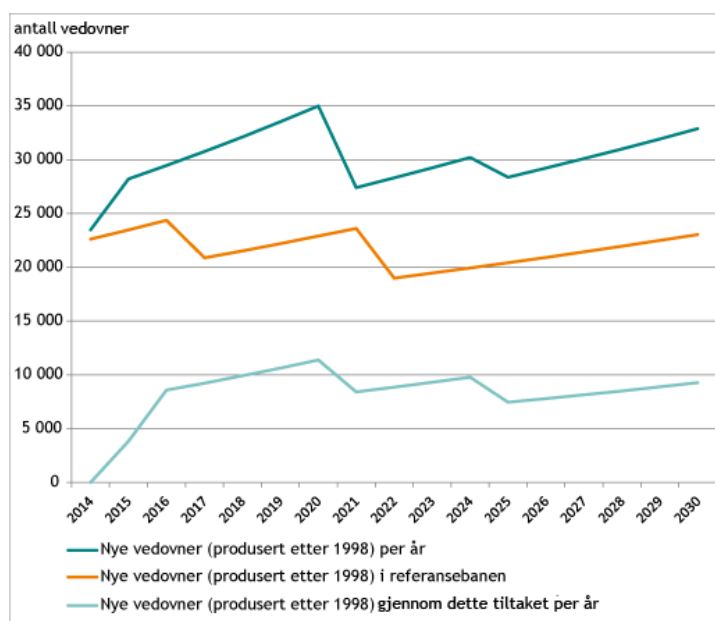
Tiltaket omfatter utskifting og erstatning av gammel ovnsteknologi med nye vedovner, utover dagens utskiftingstakt og dagens virkemidler. Tiltaket er skalert slik at det vil være igjen rundt 200000 gamle ovner igjen i 2030, det vil si at 140 000 ovner er faset ut utover referansebanen. Forutsetninger for kostnadsberegningene er gitt i Tabell 5.

Tabell 5: Forutsetninger direkte kostnader tiltak 1 (NOK).

Forutsetninger merkostnader tiltak 1 Forsert utskifting til nye vedovner					
Kostnader (NOK)	Min	Max	Benyttet verdi	Benyttet verdi (eks. mva.)	
Per enhet nye ovner	5840	47990	12000	9600	http://www.byggebolig.no/peis-ovn-pipe-brannmur-brensel/prispa-installasjon-av-vedovn/
Installasjons-kostnader	3800	6000	4000	3200	
Merkostnader til drift	150	300	0	0	Antar samme driftskostnader for gamle og nye ovner
Energipris ved NOK/TJ (innfyrt)				158 518	57 øre/kWh innfyrt

Virkningsgraden for nye ovner er satt til 0,75 mens den for gamle (pre 98) er satt til 0,5. Tørket ved har brennverdi på 4,7 kWh per kg eller rundt 16,8 MJ per kg. Forskjell i virkningsgrad på ny og gammel teknologi gir besparelser i energikostnader.

Figur 13 viser en oversikt over antall nye vedovner per år som forutsatt i referansebanen for utslipp fra Oppvarming i husholdningene, og antall nye vedovner som følge av tiltak 1 per år. Figuren viser at antall nye vedovner som følge av dette tiltaket vil være på rundt 8-10 000 ovner per år med en total innfasing av rundt 140 000 nye vedovner innen 2030. (Antall per år "svinger" litt som en følge av at referansebanen ikke har en helt lineær utvikling, og at tiltakene skaleres etter referansebanen).



Figur 13: Totalt antall nye vedovner per år som effekt av tiltaket (sum av antall ovner i referansebanen og nye vedovner gjennom dette tiltaket)

4.2 Tiltak 2. Forsert utskifting til og nye vedovner og pelletskaminer.

Tiltaket omfatter utskifting og erstatning av gammel ovnsteknologi med nye vedovner (50 %) og pelletskaminer (50 %), slik at det er igjen rundt 200 000 gamle ovner i 2030, dvs. samme antall ovner som tiltaket over.

Tabell 6: Forutsetninger direkte tiltakskostnader tiltak 2 (NOK).

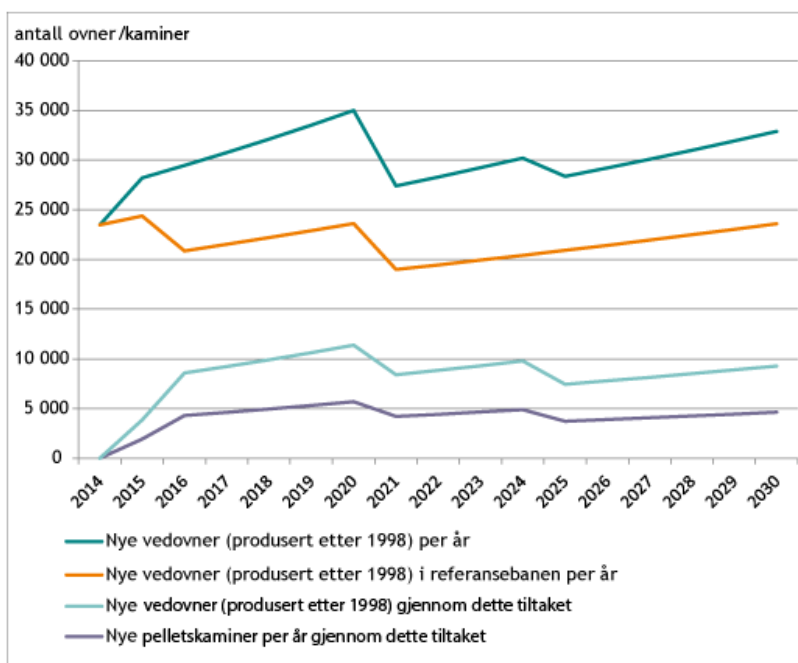
Forutsetninger direkte merkestnader tiltak 2 Forsert utskifting til nye vedovner og pelletskaminer					
Kostnader (NOK)	Min	Max	Benyttet verdi	Benyttet verdi (eks. mva.)	
Per enhet nye pelletskaminer	15000	40000	25000	20000	
Installasjonskostnader	3800	6000	4000	3200	
Økte driftskostnader	600	1000	600	480	SINTEF. Driftskostnad pellets (800 kr/år) minus driftskostnad vedovn (200 kr/år)
Energipris ved NOK/TJ (innfyrt)				158 518	57 øre/kWh innfyrt
Energipris pellets NOK/TJ (innfyrt)				146 667	52,8 øre/kWh innfyrt

Virkningsgraden for nye vedovner er satt til 0,75 mens den for gamle (pre 98) er satt til 0,5. Virkningsgraden for pelletskamin er forutsatt å være 0,9⁴. Tørket ved og pellets har ca samme brennverdi per kg, dvs. 4,7 kWh per kg eller rundt 16,8 MJ per kg. Forskjell i virkningsgrad på ny og gammel teknologi (ved og pellets) gir besparelser i energikostnader.

Figur 14 viser en oversikt over antall nye ovner (vedovner og pelletskaminer) per år som en følge av antall nye vedovner i referansebanen og antall nye vedovner pga. dette tiltaket.

Figuren viser at antall nye vedovner som følge av dette tiltaket vil være 8- 10 000 ovner per år, fordelt på tradisjonelle vedovner og pelletskaminer. Det gir en total innfasing av rundt 140 000 nye ovner innen 2030 utover referansebanen.

⁴ Dette kan være en litt høy virkningsgrad. NVE bruker 0,85 for virkningsgrad for pelletskamin. En for høy virkningsgrad gir litt for høyt reduksjonspotensial i tiltak med overgang til pellets.



Figur 14: Totalt antall nye vedovner og pelletskaminer per år som effekt av tiltaket (sum av ovner i referansebanen, nye ovner og nye pelletskaminer).

4.3 Tiltak 3. Forsert utskifting til bare pelletskaminer.

Tiltaket omfatter utskifting og erstatning av gamle vedovner med nye pelletskaminer utover dagens utskiftingsgrad. De samme forutsetningene for tiltak 2 gjelder her, bare at alle nye ovner blir skriftet ut med pelletskamin. Dette vil altså være overlappende med tiltak 1 og 2.

4.4 Tiltak 4. Bedre fyringsteknikk, ettersyn og vedlikehold.

Tiltaket omfatter opplæring i bedre fyringsteknikk samt systematisk ettersyn og vedlikehold av nye vedovner. Dette tiltaket vil være mest kostnadseffektivt om det gjennomføres i tettbebygde strøk, hvor helseeffekten av reduserte partikkelutslipp er størst samt at gjennomføringen av selve vedlikeholdet er mer effektivt fordi det er kortere avstander mellom husstandene. Tiltaket er skalert slik at det innføres med et omfang på 6 % av nye vedovner per år. Da vil tiltaket omfatte rundt 700 000 nye ovner i perioden til 2030. Antall nye ovner øker hvert år, og dermed blir det en økning i tiltakets omfang fra år til år. Det er forutsatt at slik ettersyn og vedlikehold vil redusere utslippet vesentlig, og det er forutsatt at utslippsfaktorene reduseres ned til 1/4-del av utslippsfaktorene før ettersyn og vedlikehold. Tabell 8 gir tiltakskostnadene som er inkludert i beregningene.

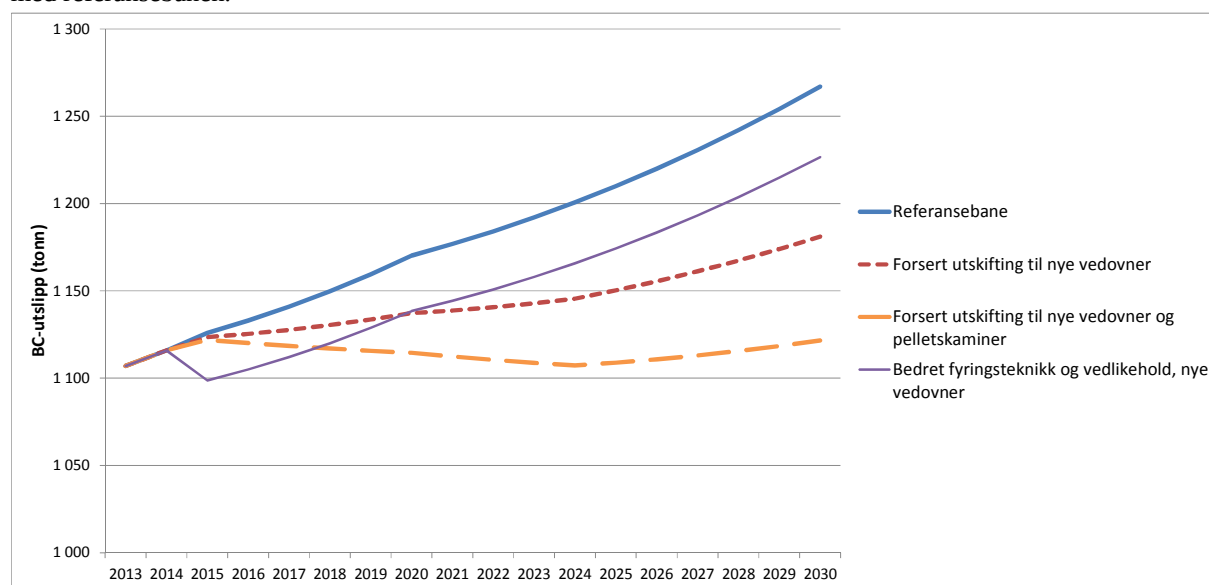
Tabell 8: Forutsetninger direkte tiltakskostnader tiltak 5 (NOK)

Forutsetninger direkte merkostnader tiltak 5 Bedre fyringsteknikk, ettersyn og vedlikehold					
Kostnader (NOK)	Min	Max	Benyttet verdi	Benyttet verdi (eks. mva.)	Type kostnad
Investering - Opplæring 2 timer	1000	2000	1600	1280	Engangskostnad
Lønnskostnader - teknisk vedlikehold 2 timer hvert 4 år	1000	2000	1600	1280	Hvert 4. år
Forbruksmateriell	100	300	200	160	Årlig kostnad

Kommentarer til tiltakene

Av disse fire tiltakene er de tre første "overlappende", dvs. at de representerer tre ulike scenarier for en utskifting av gamle vedovner. Tiltak fire kan gjennomføres uavhengig av andre tiltak. Tiltakene kan "justeres" ved å gjøre dem mer eller mindre ambisiøse i omfang. Omfanget vil til syvende og sist avgjøres av størrelsen på virkemidlene som settes inn, samt om det er andre drivere som vil påvirke utviklingen av både referansebanen (dvs. framskrivningene av utslippene uten ytterligere virkemidler) og respons på virkemidler (eksempelvis pris på pelletsaminer, endring i strømpriser etc.).

Effekten fra fire av tiltakene illustreres i Figur 15, som viser utslippsreduksjon av BC-utslippene sammenlignet med referansebanen.



Figur 15: Utslippsreduksjon av BC for tre tiltak sammenlignet med framskrivningen uten tiltak (referansebanen).

Figur 15 viser at de tre tiltakene gir noe ulik effekt på utslipp av svart karbon. Forsert utskifting til nye vedovner og pelletsaminer har en bedre effekt enn bare nye vedovner, fordi pelletsaminer har lavere utslipp enn nye vedovner. Effekt av bedret fyringsteknikk og vedlikehold av nye vedovner gir, gitt den skaleringen som er lagt inn i beregningene nå, en lavere utslippsreduksjon enn tiltak 1 og 2.

Tabell 9 gir en oversikt over tiltakenes effekter i utslippsreduksjon (gitt som kilotonn CO_{2e}(GTP10,Norge)) og kostnader (gitt som årlig kostnad), og som kostnadsbrøk med og uten eksterne kostnader. I kostnadsberegningene er levetid over analyseperioden (2013-2030) for tiltaket lagt til grunn. For vedovner betyr det en levetid på maks 18 år, noe som er kortere enn den tekniske levetiden.

Det er brukt en verdsettingsfaktor for helsegevinsten ved å redusere partikler på 462 kr/kgPM₁₀ for alle tiltakene.

Tabell 9: Oversikt over effekt av tiltakene

Tiltak	Kategori	Geo- grafisk begrens- ning	Gj.snittlig årlig utslipps- reduksjon (GTP10) (ktonn)	Kostnader		
				Årlig kostnad (mill. NOK)	Kostnads- brøk med eksterne kostnader (NOK/tonn)	Kostnads- brøk uten eksterne kostnader (NOK/tonn)
1. Forsert utskifting av gamle vedovner (før 1998) til ny vedovns- teknologi	Teknologi	Byer, tettsteder	233	-547	-2642	-6
2. Forsert utskifting av gamle vedovner til pelletskaminer og nye vedovner (50/50)	Teknologi	Byer, tettsteder	318	-688	-2433	108
3. Forsert utskifting av gamle ovner til bare pelletskaminer	Teknologi	Byer, tettsteder	404	-830	-2312	171
4. Bedre fyringsteknikk, ettersyn og vedlikehold	System- endring og info	Byer, tettsteder	94	-17	-208	2153

Tabellen viser at alle tiltak er beregnet å ha tiltakskostnad lavere enn null, det vil si at de er beregnet å være lønnsomme for samfunnet når de eksterne kostnadene regnes inn. Det er helsegevinsten på grunn av utslippsreduksjoner av partikler som tiltakene gir som er inkludert i de eksterne kostnadene. Om ikke de eksterne kostnadene regnes inn, er det bare tiltak 1 som gir en kostnadsbrøk lavere enn 0. Ut fra hensyn til størrelsen på utslippsreduksjonene og tiltakskostnadene kommer tiltak 3 best ut. Av de to andre tiltakene som omfatter forsert utskifting av gamle ovner har tiltak 2 har en større effekt enn tiltak 1, fordi en overgang til pelletskaminer gir en større utslippsreduksjon av partikler sammenlignet med overgang til bare vedovner. På den annen side er det dyrere å støtte innkjøp av pelletskamin, slik at tiltak 2 og 3 blir mindre kostnadseffektivt enn tiltak 1.

Tiltakskostnadene viser at det vil være mer lønnsomt for samfunnet (gjennom bedre helse i befolkningen) enn for den enkelte tiltakshaver, å gjennomføre tiltakene. Selv tiltak 1 som har en marginalt "lønnsom" kostnad også uten at helsegevinsten er verdsatt, er ikke lønnsom i privatøkonomisk forstand siden dette er samfunnsøkonomiske kostnadsberegninger, hvor blant annet merverdiavgift ikke er regnet inn. Vi kan også anta at en del av husholdningene har "egen" ved, slik innsparte kostnader ved lavere vedforbruk (slik vi har beregnet her) ikke er så relevant i den privatøkonomiske betraktningen.

Tiltakene gir totalt sett en stor reduksjon i partikkelutslippene og dermed også i konsentrasjonene i utendørsluft. Vi forutsetter at reduksjonene skjer i byer og tettbygde strøk, noe som gir tiltaket en relativt stor positiv helsegevinst.

En videre vurdering av tiltakene er gitt i hovedrapporten.

5. Diskusjon og usikkerhetsvurderinger

5.1 Vurdering av framskrivningene

Framskrivningene i dette arbeidet er utarbeidet av Miljødirektoratet. De er basert på framskrivningene i perspektivmeldingen i 2013, men er omarbeidet til tekniske utslippskilder basert på blant annet kunnskapen om utslippsregnskapet. I framskrivningene er kun effekt av vedtatte virkemidler inkludert. Framskrivningene er blant annet basert på en forutsetning om økning i vedforbruket på 1 prosent per år.

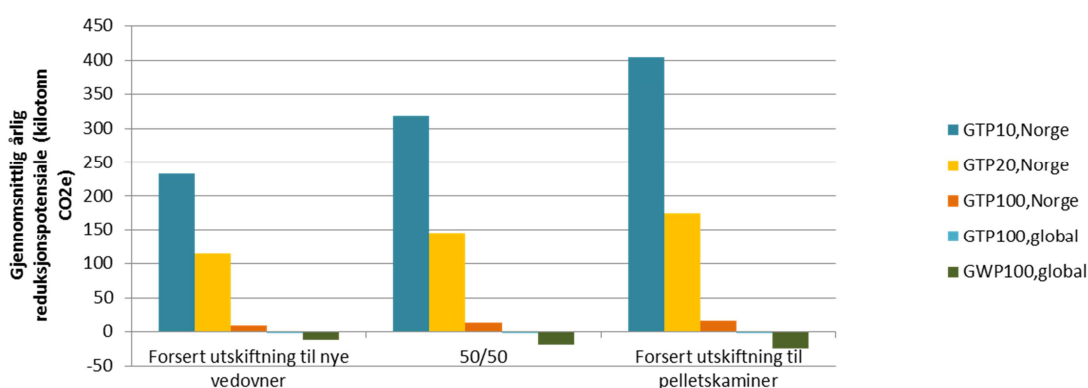
Det er mulig at forutsetningene for en 1 prosent økning i bruk av ved vil vise seg å være for høye frem mot 2030. Dette er blant annet fordi:

- Behovet for vedovner kan antas å bli redusert pga. ENØK tiltak i boliger
- Nye boliger på under 50 m² kan bygges uten pipe.
- Tendensen er at det bygges flere mindre leiligheter enn andre typer boliger, slik at antall ildsteder antageligvis ikke vil øke like mye som antall husholdninger. I 2030 kan det anslagsvis være 10 % av bygningsmassen som ikke har mulighet til å fyre med ved.

Hvis de fremtidige utslippene fra vedfyring blir lavere, betyr dette at effekten av tiltak kan være overestimert.

5.2 Vurdering av klimaeffekter på kort og lang sikt

Dette prosjektet skal utrede tiltak som har helse-, miljø- og klimaeffekt på kort sikt. Klimaeffekten er beregnet ved å benytte vekt faktoren GTP (Global Temperatur Potential) for Norge og med en tidshorisont på 10 år (GTP10, Norge). Ved å benytte andre vekt faktorer kan vi beregne effekten på lengre sikt. Figur 16 viser hvordan klimaeffekten slår ut ved å se på effekten både på kort og på lang sikt, uttrykt ved å benytte GTP10,Norge, GTP20,Norge, GTP100,Norge, GTP100,global og GWP100,global.



Figur 16: Gjennomsnittlig årlig reduksjonspotensiale (kilotonn CO₂e) for fire vedfyringstiltak ved bruk av forskjellige vekt faktorer.

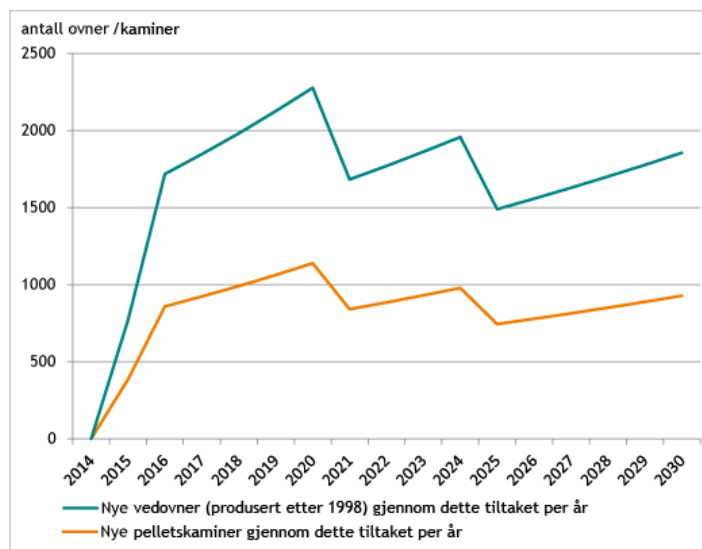
Vi ser at reduksjonspotensialet for tiltakene reduseres når tidshorisonten øker fra kort mot lang sikt. Figuren viser at vedfyringstiltakene ikke lenger er klimatiltak, men vil virke svakt oppvarmende, dersom vi benytter den globale vekt faktoren GTP100,global og GWP100, global. Disse vekt faktorene tar ikke hensyn til hvor utslippet finner sted. Resultatet synliggjør hvor viktig det er å ta hensyn til hvor utslippet skjer når vi skal vurdere effekten av tiltak for å redusere kortlevde klimadrivere.

5.3 Vurdering av helseeffekter

Tiltak innenfor vedfyring gir store eksterne kostnadsreduksjoner. Disse eksterne kostnadene er knyttet til redusert utslipp av partikler. Verdsettingsfaktoren som er benyttet i beregningene av tiltakene er for tettsteder, dvs. det er benyttet en faktor på 462 kroner/tonn, som er den laveste verdsettingsfaktoren. Til tross for lav verdsettingsfaktor, bidrar de eksterne kostnadene vesentlig inn i den totale kostnadsbrøken.

Om vi skalerer tiltaket bare for de største byene, vil vi da kunne sette en høyere verdsettingsfaktor på reduksjon av partikler (se tabell 2), og kostnadseffektiviteten vil være høyere.

Folketallet i Oslo, Trondheim og Bergen utgjør ca. 1,1 millioner mennesker⁵, dvs. 22 % av Norges befolkning. For disse byene verdsettes reduksjon i utslipp av partikler mer enn andre steder (se tabell 1). Hvis vi tilsvarende skalerer ned tiltaket ned slik at det bare gjennomføres i større byer, vil vi anta en forsert innfasing på mellom 1500 og 2300 ovner per år. Da kan vi sette en høyere verdsettingsfaktor for helsegevinsten knyttet til tiltaket.



Figur 17: Antall ovner for et nedskalert tiltak "forsert utskifting til pelletskaminer og nye vedovner"

Tabell 10: Oversikt over effekt av nedskalert tiltak

Tiltak	Geogra-fisk begr.	Utslipps-reduksjon (GTP10) (ktonn)	Kostnader (NOK)		
			Årlig kostnad (mill)	Kostnads-brøk med eksterne kostnader	Kostnads-brøk uten eksterne kostnader
2b Forsert utskifting til nye vedovner og pelletskaminer– bare byer	Bare i byer	251	-2920	-13107	1361

Dette scenariet viser at ved å skreddersy ordningen til større byer med hyppigere brudd på luftkvalitetskriteriene, og dermed høyere verdsetting av reduksjon av partikler, vil dette gjøre tiltaket mer samfunnsøkonomisk lønnsomt.

⁵ Oslo 613 000, Trondheim 176000, Bergen: 264000 i 2012 (SSB)

5.4 NOx er utelatt i beregningene

Denne analysen inkluderer ikke NOx, og NOx er foreløpig ikke lagt inn i framskrivningene på vedfyring. En røff vurdering av å inkludere NOx i tiltakene tilsier at tiltakene vil få et lite element av avkjølende klimaeffekt, pga overgang til mer effektiv forbrenningsteknologi. Det vil gjøre tiltakene marginalt mindre kostnadseffektive. Ved å inkludere den reduserte utslippene av NOx i helseanalysen, vil tiltakene imidlertid bli mer kostnadseffektive igjen pga økte eksterne kostnader. Tiltakene har allerede svært store eksterne kostnadsreduksjoner pga redusert utslipp av partikler. Å inkludere NOx vil forsterke denne trenden. Totalt sett vurderes det slik at effekten av NOx ikke vil påvirke kostnadsbrøken i en slik grad at det vil påvirke nivå eller rangering av tiltak i denne analysen.

6. Virkemidler vurdert som egnet for sektoren

I det følgende blir det gitt en beskrivelse av mulige virkemidler som kan utløse de enkelte tiltakene:

- **Virkemiddel som kan innføres for å gjennomføre tiltak 1 Forsert utskifting til ny vedovnsteknologi:**

Beskrivelse av virkemiddel: Tiltakskostnaden for dette tiltaket er anslått å være lavere enn null både med og uten eksterne kostnader (-2630/-6 NOK/tonn). Årsaken til differansen er den beregnede helsegevinsten som følge av redusert partikkelforurensning. Det betyr at tiltaket er betydelig mer lønnsomt for samfunnet (gjennom bedre helse i befolkningen) enn for den enkelte tiltakshaver. Det vil for de fleste tiltakshavere antagelig ikke være privatøkonomisk lønnsomt å gjennomføre tiltaket, selv om det er noe å spare på redusert vedforbruk. Tiltaket kan gjennomføres gjennom økonomiske virkemidler i form av styrking og utvidelse av eksisterende støtteordninger. Dette kan legges opp som statlig eller regionale programmer, for eksempel gjennom Enova eller enkelte bykommuner. Støttebeløpet må være så høyt at en oppnår ønsket effekt. En vurdering av effekten av Oslos tilskudd (1500/3000 NOK per ovn) kan være en rettesnor. Informasjon om støtteordningen og hvorfor de gjennomføres, bør være en del av virkemiddelet. Ordningen kan avgrenses til kommuner som omfatter større tettsteder eller byer hvor forurensning fra vedfyring er betydelig. Tilskudd til byer og tettsteder hvor det er dokumentert overskridelser av forurensningsforskriftens krav eller nasjonale mål til luftforurensning kan prioriteres. Ordningen kan forvaltes av kommunene, som selv kan skreddersy ordningen ut fra eksisterende ordninger og lokale forhold som gir størst effekt. Slik tiltaket er skalert, betyr det en årlig forsert utskifting på mellom 8 000 og 10 000 ovner per år. Det er forutsatt en gjennomsnittlig investering på 16 000 kroner (inkl. mva.) for investering og installasjon av ny ovn per husholdning. Et støttebeløp må være tilstrekkelig stort nok til at dette vurderes som hensiktsmessig av husholdningene slik at vi kan få til en utskifting utover den utskiftingen som allerede er lagt inn i referansebanen. Hvis det antas et støttebeløp på 5000 kroner per ovn, og tiltaket skal gjennomføres i det omfang som skissert her, må det derfor bevilges rundt 45 millioner kroner per år for gjennomføring av tiltaket.

Vurdering av virkemiddelet: Et slikt virkemiddel antas å være relativt styringseffektivt, fordi det vil være enkelt å følge opp effekten og eventuelt justere støttebeløp, organisering av tilskuddsordningen og informasjon fortløpende. Det kan imidlertid være vanskelig å målrette virkemiddelet, da støtten kan gå med til å finansiere utskifting av gamle ovner som likevel ville blitt skiftet ut innen rimelig tid. Om det er kommuner som forvalter ordningen, så kan dette bidra til å gjøre virkemiddelet mer styringseffektivt, da de kan sette inn kriterier for tildeling av støtte der dette har størst effekt. Virkemiddelet vurderes også å være gjennomførbart, siden det i prinsippet er en styrking av allerede eksisterende ordninger flere steder i landet. Det er ikke et virkemiddel som krever forutsigbarhet i mange år fremover, siden det her dreier seg om beslutninger i private husholdninger. Om virkemiddelet begrenses geografisk, vil det gi omfordeling av verdier til de med boliger i de områdene som omfattes.

- **Virkemidler som kan innføres for å utløse tiltak 2 og 3; Forsert utskifting til nye vedovner og pelletskaminer**

Beskrivelse av virkemiddel: Tiltakskostnaden for disse tiltakene er høyere enn null uten eksterne kostnader og lavere enn null med eksterne kostnader. Det er de store reduksjonene av partikler som er beregnet å gi en helsemessig gevinst som forklarer differansen. Det betyr at det er mye mer lønnsomt for samfunnet (gjennom bedre helse i befolkningen) enn for den enkelte tiltakshaver. Det er grunn til at det i få tilfeller vil være privatøkonomisk lønnsomt å gjennomføre tiltaket. Mye av vurderingene som gjøres for tiltak 1 gjelder for dette tiltaket, ved at det et økonomisk tilskudd vil være et mulig virkemiddel. Det vil antagelig kreve høyere tilskudd enn i tiltak 1, siden pelletskaminer er dyrere i innkjøp. Det vil også kreve en målrettet informasjonskampanje for pelletskaminer, for å få frem de fordelene pelletskamin har i forhold til vedovn, ved at de er regulerbare og har automatisk påfylling av pellets.

Tiltak 2 slik det er skalert her, anslår en årlig forsert utskifting av vedovner til pellets og vedovner på rundt 4500 vedovner og 4500 pelletskaminer per år. Det er forutsatt en investering på 29 000 kroner inkl mva for innkjøp og installasjon av pelletskamin. Hvis vi antar et støttebeløp på 8000 kroner per pelletskamin og 5000 kroner per vedovn, må det bevilges rundt 59 millioner kroner per år for gjennomføring av tiltaket. En evaluering av ordningen vil måtte gjennomføres etter kort tid, for å vurdere om støttebeløpet er tilstrekkelig stort.

Pelletskamin kan på den ene siden gi høyere verdi ved at varmen kan reguleres og det er automatisk innmating som muliggjør en jevnere drift. På den annen side er teknologien mer ukjent for folk flest, det oppfattes ikke som like "koselig", og det vil kreve opplæring av både brukere og forhandlerleddet for å sikre stabil drift og vedlikehold. Til tross for noen fordeler med pellets, så har ikke disse fordelene bidratt til at markedet har valgt pellets til fordel for ved så langt. I evalueringsrapporten for "Tilskuddsordninger for elektrisitetssparing i husholdningene" (Rambøll 2010), pekes det på at til tross for at pellets er gode energiokonomiske alternativer med lave utslipp, så finnes det en rekke barrierer; At produsentene er mindre profesjonelle enn de en finner på varmepumpemarkedet, at leverandører har lav kompetanse for løsningene, at eiere av pelletskaminer/pellerskjeler har opplevd driftsproblemer pga "billige" løsninger, som igjen har gitt kaminene dårlig rykte. Rambøll viser til at slike produkter ikke kan klare en markedsintroduksjon i det norske markedet uten støtteordninger, og at det er for tidlig å konkludere med at pelletsteknologien ikke har et markedspotensial. Det vil kreve virkemidler (støtteordninger, informasjon, styrking av forhandlerleddet mv) for å overkomme slike barrierer.

- **Virkemidler som kan innføres for å utløse tiltak 4; Bedre vedlikehold, tilsyn og ettersyn:**

Beskrivelse av virkemiddel: Tiltakskostnaden for dette tiltaket er høyere enn null uten eksterne kostnader og lavere enn null med eksterne kostnader (2153/-208 NOK/tonn). Også for dette tiltaket er det de store reduksjonene av partikler som gir store reduksjoner i eksterne kostnader. Det betyr at det er mye mer lønnsomt for samfunnet (gjennom bedre helse i befolkningen). Det vil ikke være privatøkonomisk lønnsomt for den enkelte tiltakshaver. Dette tiltaket kan gjennomføres gjennom administrative og økonomiske virkemidler som f.eks. vil kunne innebære statlige retningslinjer og overføring av midler for å øke aktiviteten hos feiervesenet i de kommunene der en ønsker gjennomføring av tiltaket. Informasjonsrettede tiltak hos blant annet forhandlere, kommuner og statlige myndigheter om hva som er riktig fyring, og hva som må til for å fyre med minst mulig utslipp. For å få utløst den utslippsreduksjonen som er gitt i tiltaket slik det er dimensjonert i denne rapporten, så betyr det en økt årlig investering fra 110 millioner kroner de første årene til over 330 millioner mot 2030. Det forutsetter en innfasing med 6% av nye vedovner inn i ordningen per år, samt at ovnene må gjennomgå på nytt hvert 4.år. Det vil totalt omfatte rundt 750 000 ovner i 2030 (som omfattes av en 4 årig syklus), eller rundt 70% av antall nye vedovner i 2030, noe som kan sies å være en svært omfattende.

Om et slikt tiltak skal gjennomføres bør det derfor gjennomføres en mye grundigere studie for å se på en optimal organisering av arbeidet, for å kunne vurdere kostnadene og de områdene der et slikt tiltak kan gjennomføres mest effektivt. Ved bare å inkludere de største byene kan de største helsemessige gevinstene oppnås.

Vurdering av virkemiddelet: Et slikt virkemiddel antas å være styringseffektivt, fordi det vil være enkelt å følge opp gjennomføringen av ordningen. Virkemiddelet vurderes også å være gjennomførbart, siden det i prinsippet er en styrking av allerede eksisterende ordninger. . Effekten av virkemiddelet ventes å ville reduseres vesentlig hvis ordningen avvikles. Om virkemiddelet begrenses geografisk, vil det bidra til omfordeling av verdier til de med boliger i de områdene som omfattes.

Virkemidler som kan innføres for å redusere utslipp fra vedovner generelt:

Krav om bedre rentbrennende ovner (strengere utslippsgrenseverdi for partikler og BC i Norsk Standard). Siden også nye ovner fortsatt gir relativt store utslipp av partikler og kortlevde klimadrivere, vil strengere regelverk for alle ovner som er på markedet kunne redusere utslippene ytterligere.

I rammen av EUs Økodesigndirektiv pågår det i 2013 et arbeid for å utarbeide forordninger for energimerking og økodesign for lokal romoppvarming (ENER Lot 20) og kjeler for fast brensel (ENER Lot 15). Dette er også beskrevet under "eksisterende virkemidler" i dette notatet. Når denne forordningen vedtas, og hvis utslippskravene blir satt strengere enn dagens krav (slik det ligger an til) vil det redusere utslippene fra vedovner slik at fremtidens utslipp av partikler, CO, OC og NOx blir lavere enn det som er forutsatt i dag. Dette vil påvirke effekten av tiltak beregnet i denne analysen ved at utslippspotensialet vil reduseres. Beregningene knyttet til "bedre vedlikehold, tilsyn og ettersyn" vil imidlertid ikke endres vesentlig, og vil fortsatt være påkrevd for å sikre at utslippene fra nye ovner også holder seg lave på lang sikt.

Virkemidler som fremmer ENØK i boliger vil også bidra til reduserte utslipp fra vedfyring i husholdninger:

Det er allerede en rekke virkemidler for å fremme ENØK-tiltak og for å redusere energibruk i boliger. Disse vurderes å ha en effekt også på utslipp fra vedovner, siden energibehovet reduseres. Slike virkemidler diskuteres imidlertid ikke i denne rapporten, da hovedhensikten med disse er å redusere etterspørsel etter energi og ikke å redusere utslipp fra vedovner.

7. Referanser

Miljøstatus i Norge: Utslipp av klimagasser. <http://www.miljostatus.no/miljodata/Norge/>

Perspektivmeldingen 2013: Meld.St.12 (2012-2013)

Rambøll 2010. Evaluering av tilskuddsordning for elektrisitetssparing i husholdninger. Enova-rapport April 2010:

SSB, 2004: Undersøkelse om vedforbruk og fyringsvaner i Oslo 2002. Statistisk sentralbyrå, rapport2004/5.

SSB, 2011: Vi Brenner stadig mer ved. Artikkel. Aasestad, K. , Bjønnes.R.L. 15/11-2011 <http://www.ssb.no/natur-og-miljo/artikler-og-publikasjoner/vi-brenner-stadig-mer-ved>

SSB, 2013: Aasestad, K: Emissions of Black carbon and Organic carbon in Norway 1990 – 2011.

SSB: Statistikkbanken. Utslipp av klimagasser. <https://www.ssb.no/statistikkbanken>

TØI 2010: Hanne Samstad, Farideh Ramjerdi, Knut Veisten, Ståle Navrud, Kristin Magnussen, Stefan Flügel, Marit Killi, Askill Harkjerr Halse, Rune Elvik og Orlando San Martin. Den norske verdsettingsstudien. Sammendragsrapport, TØI rapport 1053/2010

Vedlegg 1 – Gjennomgang av mulige tiltak med begrunnelse for inkludering og utelatelse

Tiltaksnavn	Kort beskrivelse	Kommentar	Virkemiddel*	Antatt reduksjon PM-utslipp	Begrunnelse for inkludering/utelatelse
Enøktiltak bolig	<i>Etterisolering etc. husholdninger.</i>	Lite treffsikkert tiltak i denne sammenheng. Anses ikke hensiktsmessig å utrede, men tas med i virkemiddelutredning. Enøk har i hovedsak positiv virkning på partikkelutslipp, men en viss usikkerhet knyttet til om det kan medføre noe mer fyring ved lav effekt og økte spesifikke partikkelutslipp.			Vurdert å være et lite treffsikkert tiltak i denne sammenheng, og ikke utredet nærmere i denne analysen.
Økt brenselshomogenitet	Strengere brenselstandard mht fuktighet og kubbediameter/kløyving. Inkludere opptenningsved?	Et mer homogent brensel med utgangspunkt i mer stringente standarder vil sørge for en signifikant senkning av utslipp, spesielt hvis man øker kravet til innhold av vann. Per i dag er dette 20-25% fuktighet. Hvis man setter krav til fuktighet ned til 12-14 % vil dette kunne redusere utslippene av partikler med rundt 30-40% ved lavere last hvor partikkelutslippene er høyest. Dette gjelder også nye vedovner.	Endret brenselstandard med øket krav til lavere innhold av vann	20-30 % reduksjon av godkjent utslippsverdi	Vanskelig å kvantifisere og følge opp, bl.a. pga stor egenproduksjon av ved. Ikke utredet nærmere i denne analysen.

Tiltaksnavn	Kort beskrivelse	Kommentar	Virkemiddel*	Antatt reduksjon PM-utslipp	Begrunnelse for inkludering/utelatelse
Etterbrenner på eldre (før 1998) vedovn	Etterbrennere monteres på eksisterende eldre ovner for å bedre forbrenning og dermed redusere partikkelutslipp	Effekt og kostnader er avhengig av tilstand og plassering av ovnen hvor etterbrenneren monteres. Det vurderes at tilpasning og optimalisering av etterbrennere kan koste minst like mye som kjøp av ny ovn. Gamle ovner med etterbrenner gir ikke like god utslippsreduksjon for alle faser av forbrenningssyklusen som ny vedovn.			Gammel ovn påmontert etterbrenner vurderes ikke som fullgodt alternativ til ny ovn (SINTEF). Tiltaket er ikke utredet her, men vurderes å være en løsning der gamle ovner skal bevares. Virkemidler som rettes inn mot utskifting eller vedlikehold av vedovner vil også gi incentiver til montering av etterbrennere.
Bedret fyringsteknikk, vedovner Bedret ettersyn og vedlikehold med sikte på redusert utslipp, rentbrennende (etter 1998) vedovner	Opplæring av brukere av vedovn. Nye ovner vil over tid utvikle lekkasjer som følge av materialpåkjenninger. Dette kan gi økte utslipp.	Bedret kunnskap om riktig fyringsteknikk kan redusere partikkelutslippene betydelig. Potensiale fra 12-20 g/kg og ned til ovnens godkjente utslippsmengde som på nye ovner nærmer seg 2-3 g/kg. Det må ikke selges ovner som er for store ift oppvarmingsbehov slik at de ikke opereres på mye lavere last enn nominell effekt. Jo nærmere nominell effekt jo lavere partikkelutslipp. Tenning fra toppen kan redusere utslippene av partikler i første ilegg med 50%. Pakninger og lim kan brytes ned allerede etter 2-5 års bruk. Nye ovner som lekker	Informasjonskampanjer. Opplæring av brukere av vedovn, opplæring av vedovnsselgere, produsentinformasjon Endrede forskrifter vedrørende ettersyn og	Nye ovner: fra 12 til 3 g/kg.	Tiltaket er utredet i denne analysen

Tiltaksnavn	Kort beskrivelse	Kommentar	Virkemiddel*	Antatt reduksjon PM-utslipp	Begrunnelse for inkludering/utelatelse
		kan få en økning i partikkelutslipp på mellom 40-50%. Man må følge opp dette med utvidet kontroll av vedovn, f.eks i regi av feiervesenet.	vedlikehold		
Elektrostatisk partikkelrensing for vedovn	Elektrostatisk partikkelrensing for montasje på ovnsrør eller pipe.	Målinger viser varierende resultater, usikker effekt på de minste partiklene. Hvordan ta hånd om de utskilte partiklene (dette kan muligens løses ved at disse tilbakeføres til ovnen)? Skal partiklene fanges inn bør det skje i nærheten av forbrenningssonen slik at man lett kan tilbakeføre for utbrenning.	Utvidet tilskuddsordning.		Målinger* viser varierende resultater, usikker effekt på de minste partiklene. Derfor ikke utredet i denne analysen
Bedre rentbrennende ovner (strengere utslippsgrenseverd i for PM i NS)			Lavere utslippsgrenseverdier.	Nye ovner : <i>Fra maks 10 til maks 5 g/kg</i>	Dette vil omtales som virkemiddel i denne analysen.

Tiltaksnavn	Kort beskrivelse	Kommentar	Virkemiddel*	Antatt reduksjon PM-utslipp	Begrunnelse for inkludering/utelatelse
Forsert utbytting av eldre ovner (1940-1998) til ovner med ny forbrenningsteknologi	Effekt av utskifting utover eksisterende fremskrivning/innfasing	Overgang til nye ovner gir bedret virkningsgrad (fra 50% for gamle og opp til 75-85% for nye). For nye ovner kan utslippsreduksjonen kan være i størrelsesorden fra 30 g/kg (1.25 kg/tørr ved per time) ved normalfyring og ned til ovnens godkjente partikkelutslipp som for de beste ovnene på markedet i dag ligger på mellom 2-3 g/kg. Ved Medium fyring (1.6 kg tørr ved per time) Utredet i denne analysen. Antatt en overgang fra gamle vedovner til 50% vedovner med ny teknologi og 50% pelletskaminer er potensialet fra 20 g/kg og ned til ovnens godkjente partikkelutslipp som for de beste ovnene på markedet i dag ligger på mellom 2-3 g/kg. Dette forutsetter riktig bruk (Tenning fra toppen, lav fuktighet osv.)	Bedre tilskuddsordninger og evt. fremtidig forbud mot bruk av eldre ovnstyper.	Normalfyring: 30 g/kg til 2-3 g/kg Medium fyring: 20 g/kg til 2-3 g/kg	Tiltaket er utredet i denne analysen
Overgang fra eldre vedovn (1940-1998) til ny vedovn med varmelagring som f.eks. klebersteinsovner	Vedovn med varmelagring (klebersteinsovn, kakkelovn evt. ovn med nye gode materialer med varmelagrings-evner)	Jo oftere vedovnene kan operere på nominell last jo mindre vil den slippe ut av PM, OC og EC. Operasjon på nominell last vil bety at deler av varmen lagres for så å bli jevnt tilbakeført til rommet over tid. En klebersteinsovn opereres nesten alltid på nominell effekt hvor den har meget lave utslipp.	Bedre tilskuddsordninger og evt. fremtidig forbud mot bruk av eldre ovnstyper.	20-30 g/kg til 1.5 g/kg	Dette tiltaket går lengre i nyere teknologi enn i tiltaket over. Er ikke spesifikt utredet. Vil være en effekt av virkemidler som gir forsert utskifting, da noen vil velge bedre teknologi. Avhenger også av prisutvikling på

Tiltaksnavn	Kort beskrivelse	Kommentar	Virkemiddel*	Antatt reduksjon PM-utslipp	Begrunnelse for inkludering/utelatelse
					varmelagringsteknologi.
Overgang fra vedovn til pellets-kamin	Pellets-kamin for luftoppvarming	Gode pellets-kaminer har utslipp i str. orden 0.5-1 g/kg, god utbrenning og lite utslipp av OC.	Utvidet tilskuddsordning	20-30 g/kg til 0.5-1 g/kg	<i>Dette tiltaket er utredet i denne analysen, dvs tiltaket er utredet ved overgang 50/50 til ny vedovn og pellets-kamin.</i>
Overgang fra vedovn til pellets-kamin med varmtvannssløyfe/ pelletskjel (evt. fra vedovn til vedovn med vannkappe/vedkjel)		Ovnene/kjelene kan opereres på høyere last, noe som kan gi lavere utslipp pr kg brensel og stor energivirkningsgrad. Tiltaket vil kunne gi høyere totale utslipp av partikler dersom ved eller pelletsfyring erstatter el/varmepumpe.			Det er vurdert at tiltaket vil ha såpass høye kostnader at det ikke vil være gjennomførbart i stort antall. Ikke utredet i denne analysen.
Overgang fra vedfyring til el (varmepumpe)					Utredes ikke spesifikt, selv om en viss overgang vil kunne gi gode effekter på utslippene. Luft/luft-varmepumpe er dårlig som spisslastkilde. Viktig også med alternativ oppvarming slik som vedfyring.

Tiltaksnavn	Kort beskrivelse	Kommentar	Virkemiddel*	Antatt reduksjon PM-utslipp	Begrunnelse for inkludering/utelatelse
Reduksjon av vedfyring ved tilknytning til fjernvarme		Det er gjort en vurdering av at husholdninger fortsetter å fyre med ved selv etter tilknytning til fjernvarme. Dersom tidligere oppvarming (typisk lokal olje/elkjel) ga ustabil varmeløyperanse kan muligens vedforbruket avta som følge av fjernvarme			Det antas at utbygging av fjernvarme ikke gjøres primært for å fase ut vedfyring, slik at tiltaket er ikke utredet i denne analysen.

*Technologie- und Förderzentrum (TFZ) im Kompetenzzentrum für Nachwachsende Rohstoffe, 2010: Bewertung kostengünstiger Staubabscheider für Einzelfeuerstätten und Zentralheizungskessel

Sektornotat 4: Transport



Innholdsfortegnelse

SEKTORNOTAT 4: TRANSPORT	1
1. SAMMENDRAG.....	2
2. BESKRIVELSE AV SEKTOREN, DAGENS SITUASJON OG FRAMSKRIVNING.....	7
3. UTREDETE TILTAK - GENERELT	12
3.1 UTREDETE TILTAK - TILTAK INNENFOR VEGTRAFIKK.....	12
3.2 UTREDETE TILTAK - TILTAK INNENFOR IKKE-VEIGÅENDE KJØRETØY	28
3.3 UTREDETE TILTAK - TILTAK PÅ SKIP (INNENRIKS SKIPSFART OG FISKE)	35
4. DELVIS UTREDETE TILTAK	37
5. REFERANSER	39
VEDLEGG	42

1. Sammendrag

Dette sektornotatet oppsummerer tiltak og reduksjonsmuligheter innenfor transportsektoren. Transportsektoren omfatter person- og godstrafikk på vei, innenriks luftfart (luftfart mellom flyplasser i Norge), innenriks trafikk av skip og båter mellom norske havner, jernbane, snøscootere, traktorer, anleggsmaskiner og øvrige motorredskaper bl.a. i skogbruk, jordbruk, forsvar, bygg- og anleggsvirksomhet.

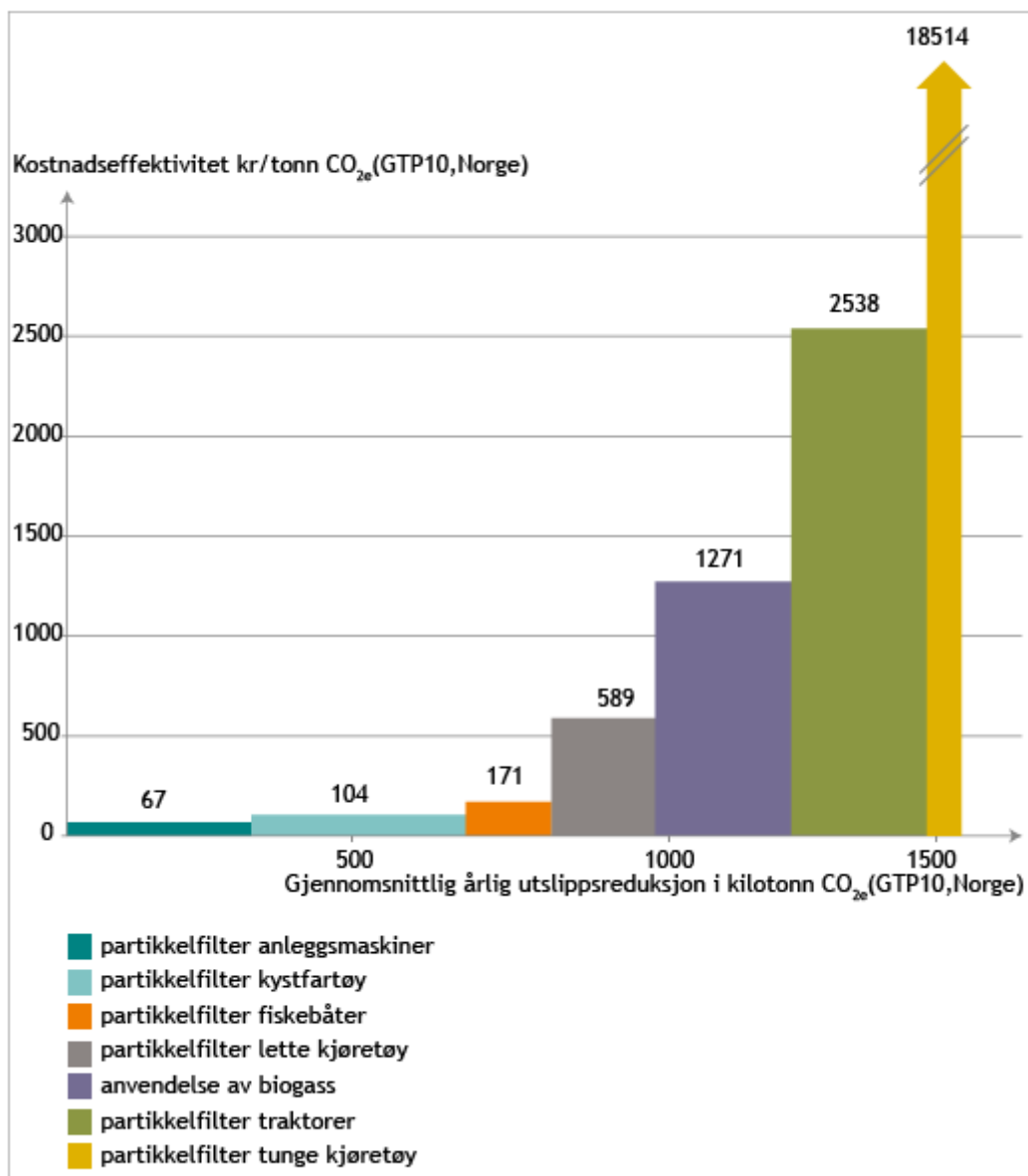
Transportsektoren står for en relativ stor andel av nasjonale utslipp av kortlevde klimagasser målt i CO_{2e}(GTP10,Norge). Det største bidraget til den oppvarmende effekten kommer fra utslipp av svart karbon (black carbon, BC). Analysen har derfor i hovedsak vært rettet mot å finne tiltak for å redusere utslipp av partikler. Det er utredet ettermontering av partikkelfilter på henholdsvis lette dieselskjøretøy, tunge dieselskjøretøy, anleggsmaskiner, traktorer, kystfartøy og fiskebåter, i tillegg til overgangen fra diesel- til

gassdrevne tunge kjøretøy (biogass). Figur 18 og Tabell 10 viser tiltakskostnaden og reduksjonspotensialet for tiltakene.

Av de utredete tiltakene er det partikkelfilter som (etter-)monteres på anleggsmaskiner, kystfartøy, fiskebåter og lette dieselskjøretøy som kommer ut som de mest kostnadseffektive i beregningene, alle tiltakene har en tiltakskostnad på under 600 kr/tonn $\text{CO}_{2(\text{GTP10-Norge})}$. Til sammen er disse tiltakene beregnet å gi en årlig utslippsreduksjon på over 1000 kilotonn $\text{CO}_{2e(\text{GTP10,Norge})}$. Den beregnede tiltakskostnaden for anvendelse av biogass som substitutt for diesel i tunge kjøretøy er betydelig høyere (rundt 1270 kr/tonn $\text{CO}_{2(\text{GTP10-Norge})}$) og gir relativt beskjedne utslippsreduksjoner (rundt 200 kilotonn $\text{CO}_{2(\text{GTP10-Norge})}$). Tiltakskostnaden for montering av partikkelfilter på traktorer er beregnet til rundt 2500 kr/tonn $\text{CO}_{2e(\text{GTP10,Norge})}$, mens samme tiltak for tunge kjøretøy er beregnet til så mye som 18 500 kr/tonn $\text{CO}_{2e(\text{GTP10,Norge})}$.

Tabell 10 - Oversikt over tiltak med reduksjonspotensiale og kostnadseffektivitet

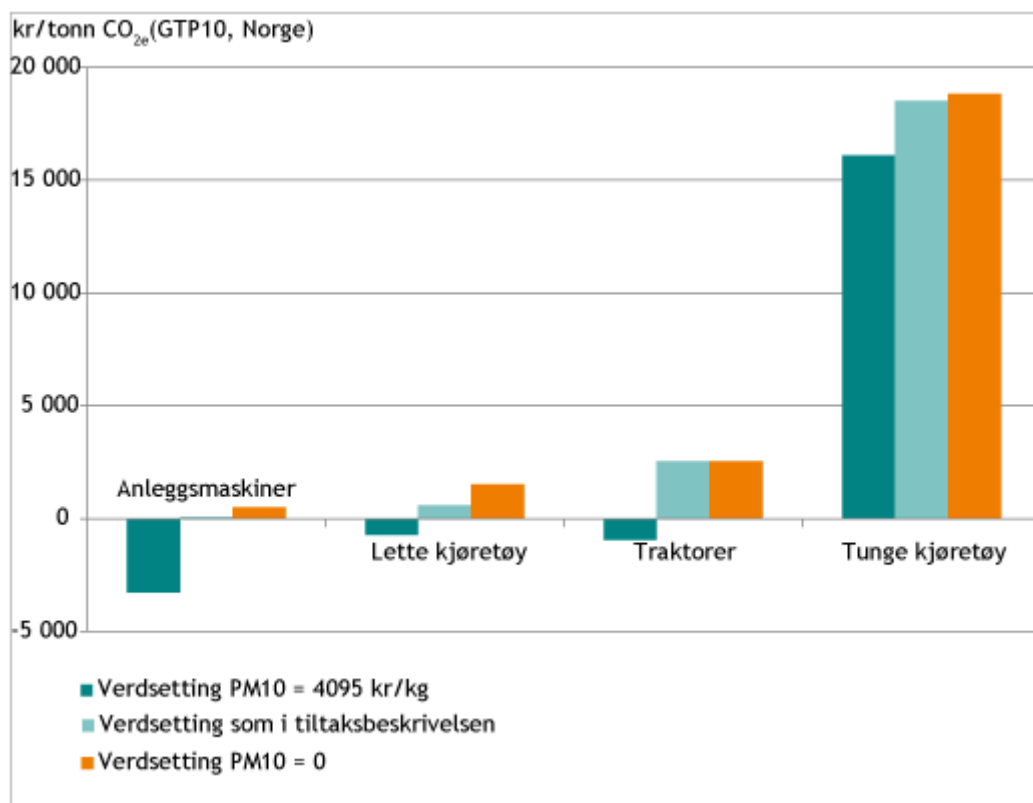
Tiltak	Totalt reduksjons- potensiale i kilotonn $\text{CO}_{2(\text{GTP10-Norge})}$	Årlig reduksjons- potensiale i kilotonn $\text{CO}_{2(\text{GTP10-Norge})}$	Kostnads- effektivitet i kr/ tonn $\text{CO}_{2(\text{GTP10-Norge})}$
Partikkelfilter, anleggsmaskiner	5024	314	67
Partikkelfilter, kystskip	5138	367	104
Partikkelfilter, fiskebåter	2002	143	171
Partikkelfilter, lette kjøretøy	3616	226	589
Biogass til buss kun anvendelse (750+990 GWh)	3015	201	1271
Biogass til buss fra husdyrgjødsel (verdikjede, 750 GWh)	5700	380	1591
Partikkelfilter, traktorer	3584	224	2538
Biogass til buss fra våtorganisk avfall (verdikjede, 990 GWh)	1650	110	3169
Partikkelfilter, tunge kjøretøy	864	54	18 514



Figur 18: Kostnadseffektivitet for utredete tiltak i transportsektoren. Total utslippsreduksjon 1530 kilotonn CO_{2e}(GTP10,Norge).

Den store variasjonen i tiltakskostnader for montering av partikkelfiltre på ulike grupper kjøretøy kan forklares gjennom forskjeller i:

- Størrelsen på utslippet per kjøretøy/fartøy før partikkelfilteret monteres
- Resterende levetid etter montering av partikkelfilter og bruksmengde i dette tidsrommet
- Kostnad for selve monteringen av partikkelfilter
- Geografisk avgrensning av tiltaket som påvirker verdsetting av reduksjonen av PM10-utslipp



Figur 19: Tiltakskostnaden for ettermontering av partikkelfilter på ulike kjøretøy/maskiner og med ulike verdsettingsfaktorer. De mørkegrønne stolpene representerer tiltakskostnaden dersom den høyeste verdsettingen av reduserte PM10-utslipp benyttes. Det tilsvarer at hele utslippsreduksjonen skjer i Oslo. De oransje stolpene representerer tiltakskostnaden dersom helseeffekten av PM10-utslippsreduksjonen ikke verdsettes. Det antas å være liten eller ingen helsegevinst når kjøretøyene benyttes utenfor tettbebygde strøk. De lysegrønne stolpene viser tiltakskostnaden med verdsettingfaktoren som er benyttet i de ulike tiltakene.

Figur 19 viser hvordan tiltakskostnaden påvirkes av hvor tiltaket innføres. Dersom man klarer å innrette tiltaket slik at utslippsreduksjonene skjer i de største byene (mørkegrønn stolpe) reduseres tiltakskostnaden kraftig og blir negativ både for anleggsmaskinene, lette kjøretøy og traktorer; det vil si at disse tiltakene er samfunnsøkonomisk lønnsomme selv uten å verdsette reduksjonen av utslipp av klimagasser. De oransje stolpene viser tiltakskostnaden dersom man ikke verdsetter helsegevinsten av reduserte PM10-utslipp. Det antas å være liten eller ingen helsegevinst når kjøretøyene benyttes utenfor tettbebygde strøk. Tiltaket ettermontering av partikkelfilter på tunge kjøretøy har uavhengig av verdsetting en veldig høy kostnad.

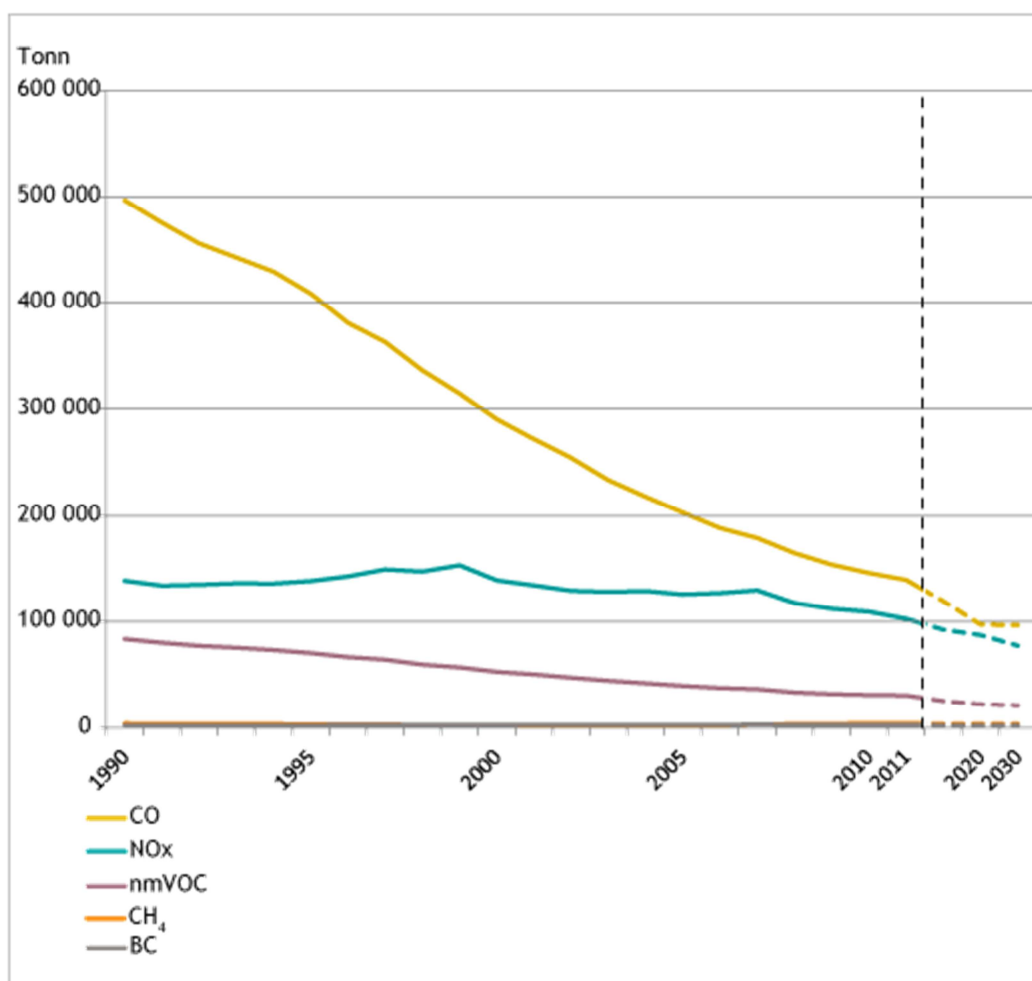
Det er noen praktiske utfordringer knyttet til innføringen av tiltakene, både med tanke på teknisk modenhet og hvorvidt det er praktisk mulig å få ettermontert såpass mange partikkelfilter per år som er forutsatt. Et mulig virkemiddel er krav om partikkelfilter når kjøretøyet/maskinen skal benyttes i store byer og/eller støtteordning for ettermontering av partikkelfilter. Vi har ikke sett nærmere på muligheten for å avgrense tiltaket geografisk for å oppnå helsegevinst i tillegg til klimagevinsten. Siden kjøretøyene/maskinene som ikke har partikkelfilter vil skrotes etter hvert, reduseres effekten av tiltaket samtidig som tiltakskostnaden øker etter som tiden går. I tillegg er det en viss bekymring knyttet til hvorvidt partikkelfilter øker NO₂-andelen av NO_x-utslippene og dermed har den uønskede bieffekten å øke NO₂-nivåer i byene. Mengden påvirkes av bl.a. kjøremønster og motorteknologi og varierer mellom ulike kjøretøymerker. Det er usikkert hvor stort dette problemet er og hvordan utviklingen vil være når sammensetningen av bilparken endres.

Montering av partikkelfilter på kystfartøy og fiskebåter er beregnet å ha en tiltakskostnad på hhv. 104 og 171 kr/tonn $\text{CO}_{2(\text{GTP10-Norge})}$. Kostnadsforskjellen mellom de to tiltakene skyldes at kystfartøyene antas å ha flere driftstimer i gjennomsnitt enn fiskebåtene. Det er ikke skilt mellom kostnader knyttet til ettermontering og innfasing, men ettermontering antas å være noe dyrere enn innfasing (dvs. sette krav til nye fartøy). Begge tiltakene er beregnet å ha relativt lave kostnader, men disse er beheftet med relativt stor usikkerhet. Det er også noe uklart om tiltaket er praktisk og teknisk gjennomførbart og det anbefales derfor å utrede tiltaket nærmere, samt å vurdere noen pilotprosjekter der partikkelfilter monteres på noen få fartøy. Tiltaket kan potensielt bli mindre aktuelt i fremtiden dersom flere skip går over til gassdrift.

Overgangen til biogass i tunge kjøretøy er beregnet å ha en tiltakskostnad på 1270 kr/tonn $\text{CO}_{2e(\text{GTP10,Norge})}$ for anvendelsestiltaket. Siden det er relativt begrenset tilgang på biogass på markedet, gir det mening å se på biogass i et verdikjedeperspektiv, altså se på tiltakskostnaden for produksjonen og anvendelsen under ett (slik at man ikke legger til grunn å anvende biogass som ikke er produsert). Verdikjeden der biogass produseres av husdyrgjødsel og benyttes i tunge kjøretøy er beregnet å ha en tiltakskostnad på 1591 kr/tonn $\text{CO}_{2e(\text{GTP10,Norge})}$, mens tiltakskostnaden for den samme verdikjeden for våtorganisk avfall er beregnet til 3169 kr/ tonn $\text{CO}_{2e(\text{GTP10,Norge})}$. Tiltakskostnaden for biogass produsert av husdyrgjødsel kommer ut betydelig lavere fordi metanutslipp som ellers hadde oppstått under lagringen av gjødsla blir redusert. Dersom de tunge kjøretøyene går over til naturgass istedenfor biogass vil dette øke utslippene i $\text{CO}_{2e(\text{GTP10,Norge})}$. Grunnen til dette er at NO_x -utslippene reduseres ved overgangen fra diesel til gass, og siden NO_x er en avkjølende komponent, gir utslippsreduksjoner her en oppvarmende effekt.

2. Beskrivelse av sektoren, dagens situasjon og framskrivning

Transportsektoren omfatter person- og godstrafikk på vei, innenriks luftfart (luftfart mellom flyplasser i Norge), innenriks trafikk av skip og båter mellom norske havner, jernbane, snøscootere, traktorer, anleggsmaskiner og øvrige motorredskaper bl.a. i skogbruk, jordbruk, forsvar, bygg- og anleggsvirksomhet. Disse kildene er inkludert i kategoriene "Veitrafikk" og "Luftfart, sjøfart, fiske, motorredskaper m.m." når Miljødirektoratet og Statistisk sentralbyrå presenterer det årlige utslippsregnskapet. Figur 20 viser utslippet fra transportsektoren i tonn. Det er vist både historiske utslipp fra 1990-2011 og framskrivning av utslipp til 2030. Karbonmonoksid (CO), flyktige organiske forbindelser uten metan (nmVOC) og nitrogenoksider (NO_x) står for de største utslippene målt i tonn, mens metan (CH₄) og svart karbon (BC) utgjør et lite utslipp i forhold.



Figur 20: Historiske utslipp i tonn fra hele transportsektoren (summen av veitransport og annen transport) mellom 1990-2011 og framskriving (2011-2030) for alle kortlevde klimadrivere. Utslippene av BC og metan i tonn er så lave i forhold til de andre komponentene at de ikke syns på denne skalaen. Utslipp knyttet til veislitasje er ikke inkludert her.

For å måle effekten på klima i et kort tidsperspektiv omregnes utslippene til CO_{2e}(GTP10,Norge) ved hjelp vektingsfaktorer for å kunne sammenligne de ulike komponentene. Denne CO₂-ekvivalenten er basert på global temperaturrespons over 10 år, modellert med utgangspunkt i norske utslipp. Tabell 11 viser

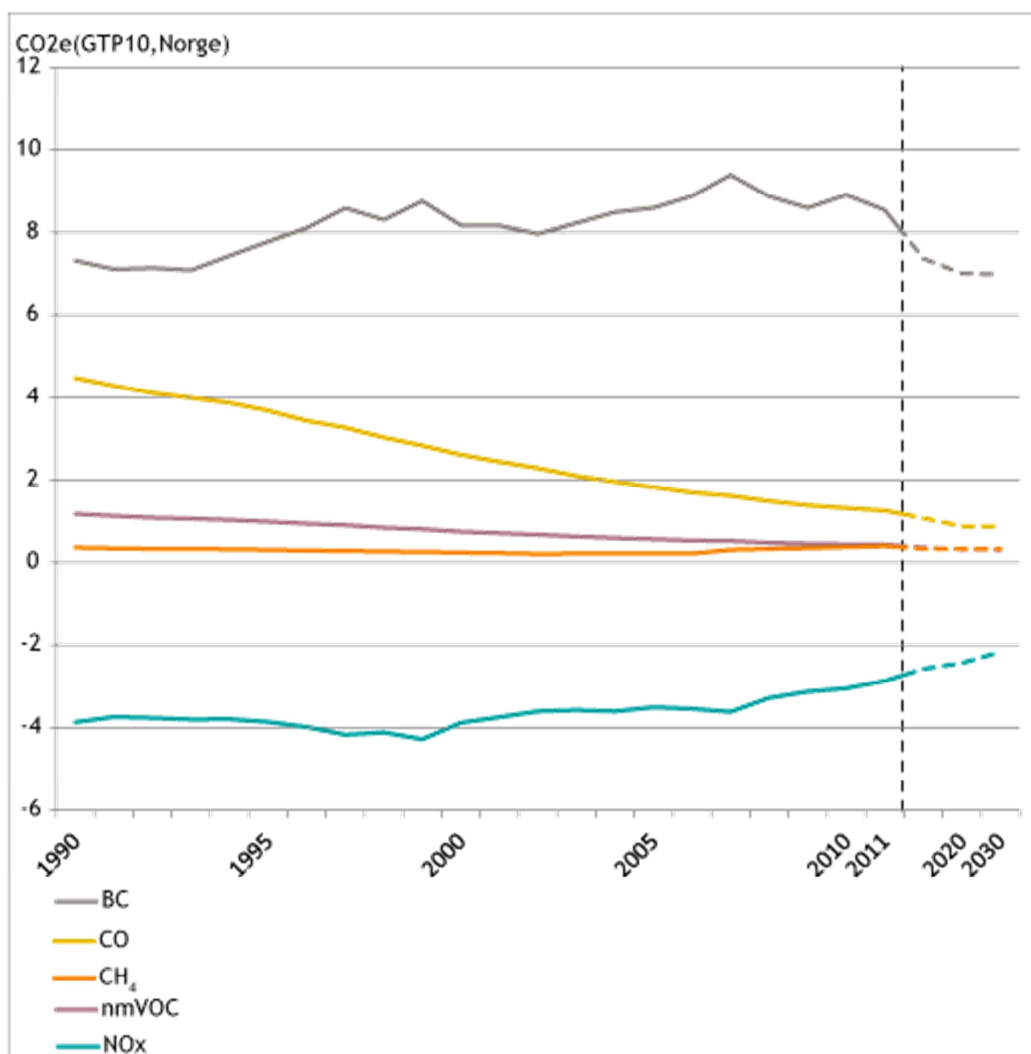
vektingsfaktorene for de relevante komponentene når det er den mer kortsiktige effekten (GTP10) som skal vurderes.

Tabell 11: Relevante vektingsfaktorer for utslipp i transportsektoren.

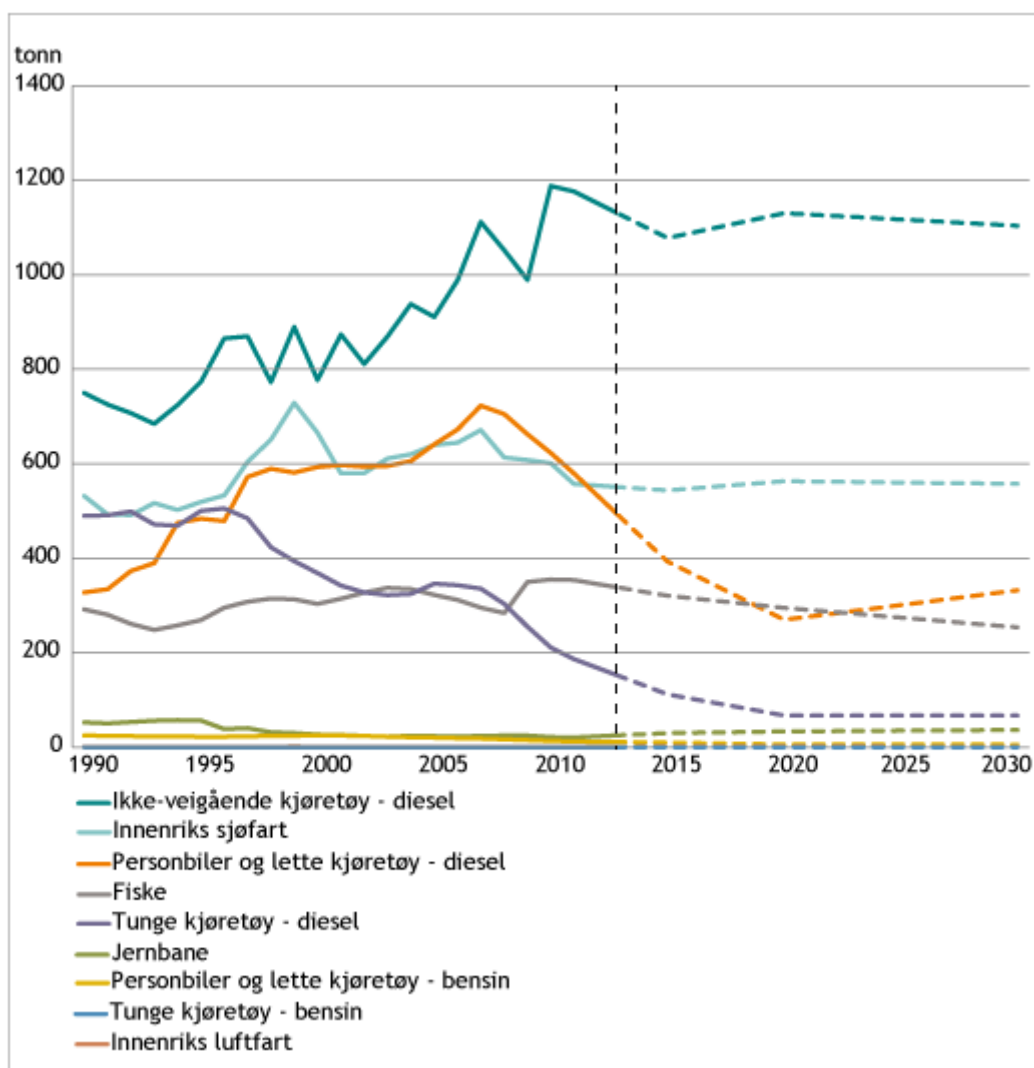
Komponent	Vektingsfaktor for $\text{CO}_{2e(\text{GTP10,Norge})}$
CO₂	1
Metan, CH₄	86
Nitrogenoksider, NO_x	-28
Karbonmonoksid, CO	9
nmVOC	14
BC	2914

I Figur 21 er utslippet fra transportsektoren vist i $\text{CO}_{2e(\text{GTP10,Norge})}$. Fordi BC har en svært høy vektingsfaktor, blir det denne komponenten som bidrar mest til den oppvarmende effekten av transportutslippene på kort sikt, selv om utslippet i tonn er lav sammenlignet med de andre komponentene. Legg også merke til at den prognostiserte reduksjonen i NO_x-utslipp får en oppvarmende effekt på klimaet (utslipp av NO_x virker avkjølende på klimaet).

Framskrivningen av utslippene i transportsektoren er basert på en rekke forutsetninger som er beskrevet i vedlegg 3 i hovedrapporten.



Figur 21: Historiske utslipp i millioner tonn CO₂e(GTP10, Norge) fra hele transportsektoren (summen av veitransport og annen transport) mellom 1990-2011 og framskriving (2011-2030) for alle kortlevde klimadrivere.



Figur 22: BC-utslipp fra transportsektoren fra 1990-2011 (historiske data, heltrukket linje) og framskrivning til 2030 (stiplet linje) fordelt på undersektorene.

Fordi det største bidrag til klimaeffekten på kort sikt er forårsaket av BC-utslippene, er BC-utslipp i de ulike undersektorene brukt i utvelgelsen av tiltak. Som vist i Figur 22 er det undersektoren ikke-veigående kjøretøy som har det største BC-utslippet, både historisk og i framskrivningen. I tillegg er det undersektorene innenriks sjøfart, fiske og dieseldrevne veigående kjøretøy som har høye BC-utslipp. I undersektorene luftfart og transport på bane er utslippet lav sammenlignet med andre undersektorer. Det er derfor ikke utredet tiltak for luftfart som kan redusere utslipp av kortlevde klimadrivere på kort sikt, men utvikling av mer energieffektive jetmotorer vil redusere utslippene, det samme vil eventuell innblanding av syntetisk biodrivstoff. Økt elektrifisering av jernbanen eller en overgang fra diesel- til biogassdrift vil kunne redusere utslippet i sektoren transport på bane.

Tabell 12 viser 2011-utslipp av kortlevde klimadrivere fordelt på de ulike komponentene og fordelt på veitransport og annen transport. Her er også andelen av de nasjonale utslippene vist. BC-utslippet fra transportsektoren står for over 55 % av de totale nasjonale BC-utslippene.

Tabell 12: Utslippstall fra veitransport, annen transport og totale utslipp fra transportsektoren for 2011. Annen transport inkluderer jernbane, luftfart, skip (fiske og kysttrafikk), småbåter, snøscooter, traktorer, anleggsmaskiner og motorredskaper.

Komponent	Sektor/ undersektor	Tonn	CO _{2e} (GTP10, Norge)	CO _{2e} (GTP10, Norge)		
				Endring siden 1990 (%)	Andel sektor (%)	Andel av nasjonal total for komp. (%)
BC	Sum veittransport	778	2 267 092	-7,6	28	15,1
	Sum annen transport	2 017	5 877 538	28,8	72	41,8
	Sum transport	2 795	8 144 630	16,6	100	56,9
CH ₄	Sum veittransport	770	66 220	-77,4	17	0,4
	Sum annen transport	3 785	325 510	413,4	83	1,8
	Sum transport	4 555	391 730	9,9	100	2,2
nmVOC	Sum veittransport	11 744	164 416	-82,2	38	8,5
	Sum annen transport	19 033	266 462	8,4	62	13,7
	Sum transport	30 777	430 878	-63,2	100	22,2
NO _x	Sum veittransport	37 166	-1 040 648	-42,6	36	20,7
	Sum annen transport	65 496	-1 833 888	-11,1	64	36,4
	Sum transport	102 662	-2 874 536	-26	100	57,1
CO	Sum veittransport	73 348	660 132	-83,1	53	23,6
	Sum annen transport	65 977	593 793	5,0	47	21,2
	Sum transport	139 325	1 253 925	-72,0	100	44,8
HFK	Sum transport	-	-	-	-	-

3. Utretede tiltak - Generelt

Tiltak har delvis blitt utredet av Norconsult på oppdrag fra Miljødirektoratet, og delvis av Miljødirektoratet. Vegdirektoratet, Jernbaneverket, Sjøfartsdirektoratet og Avinor har gitt faglige innspill underveis. Tabell 13 gir en oversikt over hvilke tiltak som har blitt utredet. Tiltak med status "delvis utredet" ble allerede på et tidlig stadium vurdert til å være mindre kostnadseffektive enn alternativene (dersom vurderingen foretas med vekt på kortlevde klimadrivere). Siden disse tiltakene likevel kan være fornuftige i et bredere perspektiv har vi tatt med informasjon om disse tiltakene så langt den foreligger.

Tabell 13: Tiltaksoversikt

Undersektor	Tiltak	Status
Vegtrafikk	Ettermontering av partikkelfilter for lette dieselskjøretøy	Utrede
	Ettermontering av partikkelfilter for tunge dieselskjøretøy	Utrede
	Biogass som erstatning for diesel	Utrede
	Tiltak for å redusere motorisert vegtrafikk	Delvis utredet
Ikke-veigående kjøretøy	Ettermontering av partikkelfilter for anleggsmaskiner	Utrede
	Ettermontering av partikkelfilter for traktorer	Utrede
Skip (kystfartøy og fiskebåter)	Partikkelfilter, kystfartøy, innfasing og ettermontering	Utrede
	Partikkelfilter, fiskebåter, innfasing og ettermontering	Utrede
	Bytte til LNG	Delvis utredet
	Vann i drivstoff	Delvis utredet

3.1 Utretede tiltak - Tiltak innenfor vegtrafikk

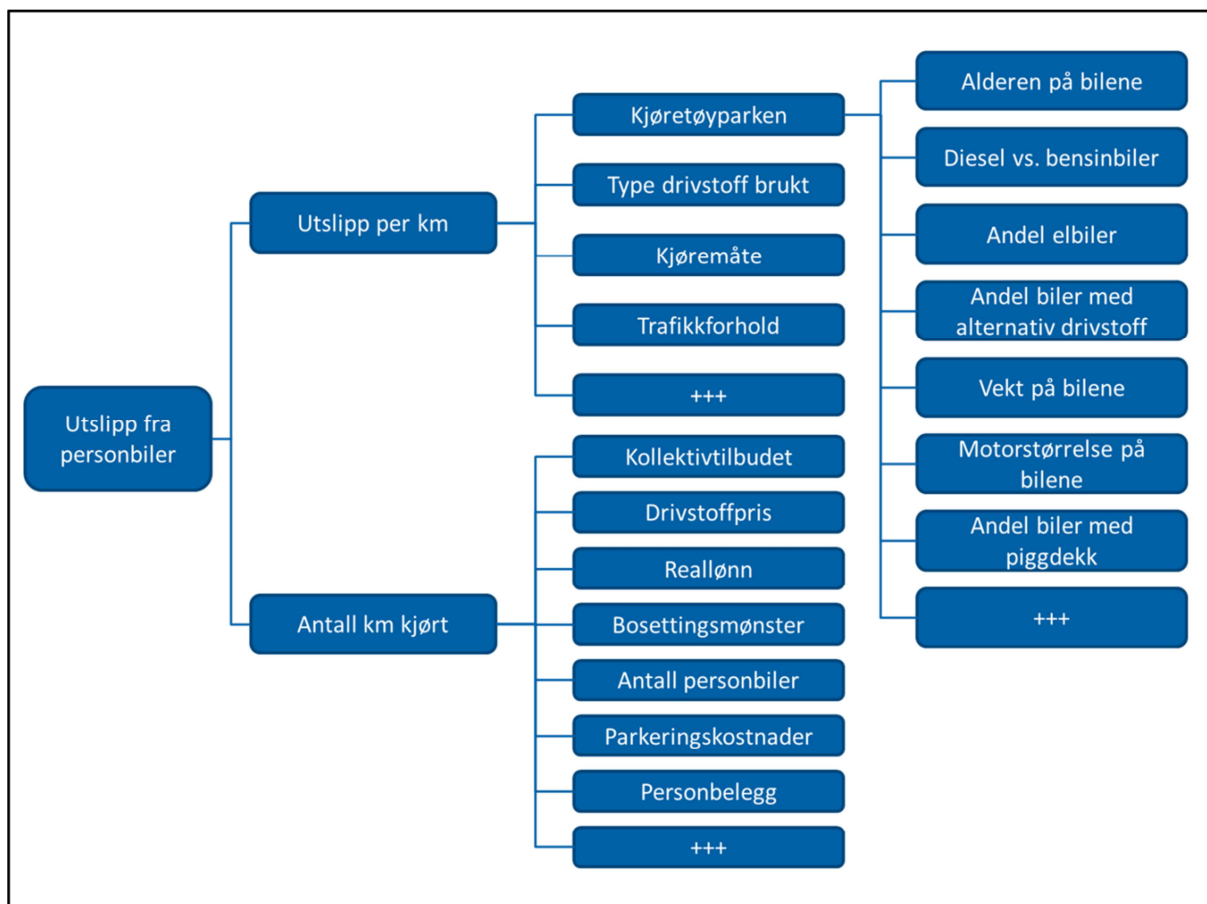
Som beskrevet tidligere er det et høyt utslipp av kortlevde klimadrivere fra vegtrafikken, der brorparten av utslippene skyldes dieselskjøretøy. Utslippsandelen fra bensindrevne kjøretøy er veldig lav, se også Figur 22.

Utslipet av kortlevde klimadriverne i sektoren påvirkes av mange faktorer, Figur 23 viser noen av disse. To faktorer driver utslippet: utslipp per km og antall km kjørt (trafikkarbeidet). Hver av disse er igjen avhengig av mange underliggende faktorer, som for eksempel sammensetningen av kjøretøyparken.

For å *redusere utslippet av BC per km* er det mange mulige virkemidler og tiltak, blant annet overgang fra diesel til andre drivstoff (bensin eller gass), forbedret eksosrensing og elektrifisering av kjøretøyparken. I dette prosjektet har vi utredet tre tiltak som antas å ha størst effekt på BC-utslippet per kjørte km: ettermontering av partikkelfilter på lette dieselskjøretøy, ettermontering av partikkelfilter på tunge dieselskjøretøy og overgang fra dieseldrevne tunge kjøretøy til biogass. Utslipp fra nye kjøretøy reguleres ved hjelp av Euro-kravene og gir en reduksjon i utslipp per km framover, se Figur 24 for utviklingen av kravene til maksimale partikkelutslipp fra dieseldrevne personbiler. Lignende krav gjelder for tunge kjøretøy. På grunn av utskiftingstakten av kjøretøyparken vil både kjøretøykravene og økt elektrifisering kunne bidra betydelig på lang sikt, men har liten effekt på kort sikt.

Tiltak som er rettet mot å *redusere trafikkarbeidet* som for eksempel forbedret kollektivtilbud, økt bomprising, drivstoffavgift og lignende er allerede innført, men har potensialet for styrking. Det er også mange virkemidler og tiltak som er rettet mot å redusere antall kjørte km som er planlagt å bli innført framover. Effekten av både eksisterende og nye tiltak vil være avhengig av skaleringen og har blitt utredet

i mange andre sammenheng i forbindelse med areal- og transportplanlegging før. Tiltaket "trafikkreduserende tiltak" er derfor bare delvis utredet i dette prosjektet (se kapittel "Delvis utredete tiltak"), selv om effekten på utslippet av kortlevde klimadrivere kan være betydelig.

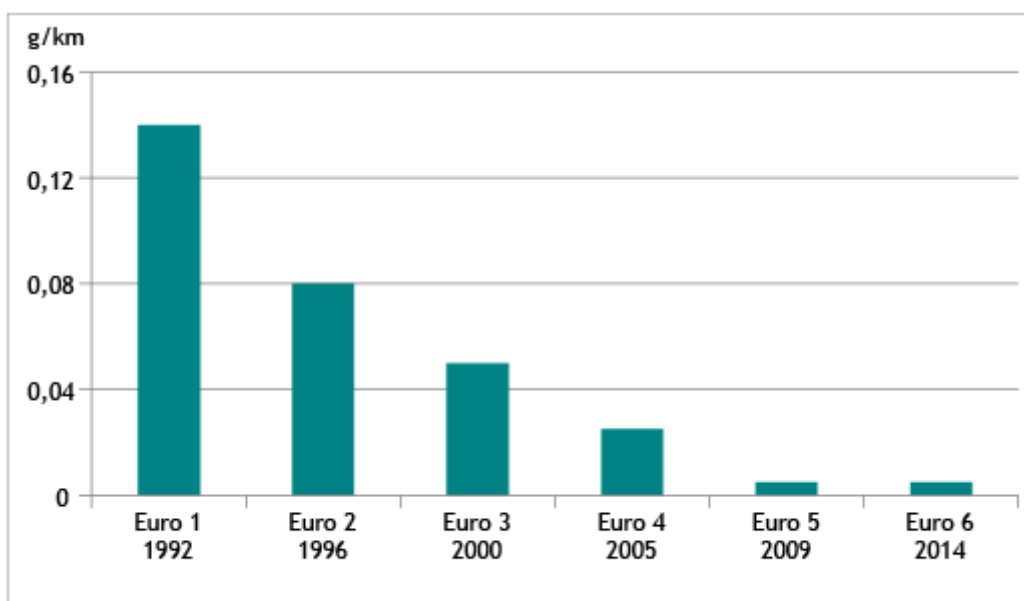


Figur 23: Faktorer som påvirker utslippet fra veitrafikk.

Generell kommentar til partikkelfilter-tiltakene:

Installering av et partikkelfilter vil kunne øke drivstofforbruket noe. Basert på flere kilder, anslår vi økningen å være i størrelsesorden 3-8 % (f.eks. Rutland et al 2009). Dette vil gi en liten økning i CO₂-utslippene, samt økte drivstoffkostnader. Dette er ikke inkludert i beregningene. Det er imidlertid gjort en følsomhetsanalyse som er beskrevet i kapittel 6.2.1. i hovedrapporten og i dette sektornotatet under "Resultater og usikkerheter" for lette dieselmotorer. Følsomhetsanalysen som er gjort på lette personbiler viser en reduksjon av klimaeffekten med 8 %, samt en 40 % reduksjon av kostnadseffektiviteten. Resultatet vil være i samme størrelsesorden for de andre partikkelfiltertiltakene.

Partikkelfilter gir generelt en helsefordel pga. reduserte partikkelmengder (og BC-mengder). Imidlertid vil partikkelfiltre også kunne gi en liten økning i utslipp av NO₂. Dette vil redusere helsegevinsten av partikkelreduksjonen noe. Denne effekten er ikke inkludert i beregningene. Dette er relevant for de tre tiltakene som er tenkt utført i tettbygde strøk, nemlig partikkelfilter på lette kjøretøy, partikkelfilter på tunge kjøretøy og partikkelfilter på anleggsmaskiner. I flere norske byer er det et problem at grenseverdien for NO₂ tidvis overskrides slik at disse tiltakene potensielt kan forverre denne situasjonen. Vi antar at tiltakene vil gi netto helsegevinst, men det bør gjøres ytterligere utredninger for å vurdere dette før tiltakene eventuelt igangsettes (kapittel 6.2.1 i hovedrapporten).



Figur 24: Utslippskrav til PM10 (g/km) etter Euro-klassene til personbiler (diesel). Årstallet viser innføringsdatoen for kravet.

3.1.1 Ettermontering av partikkelfilter - veigående kjøretøy

Ettermontering av partikkelfilter på lette dieselskjøretøy

Beskrivelse av tiltaket

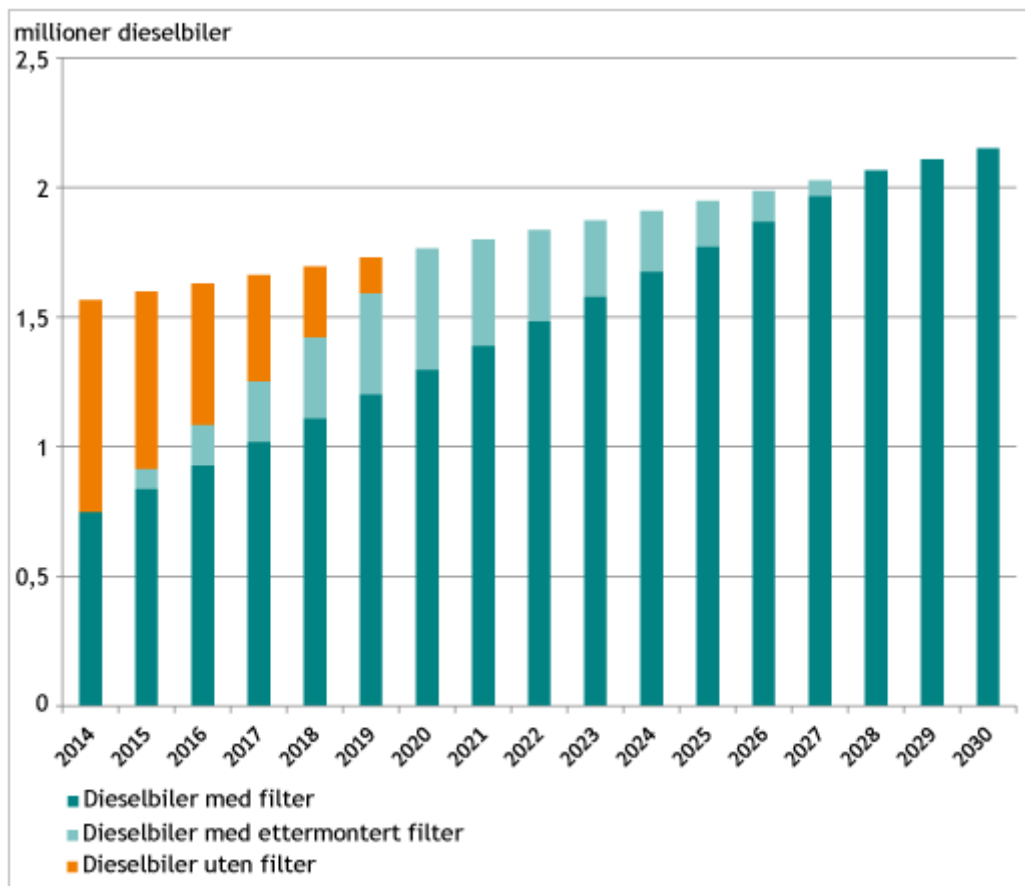
Som beskrevet over fører stadig strengere utslippskrav for nybiler til en nedgang av utslipp over tid, men utskiftingen av kjøretøyparken tar tid, slik at effekten av nye krav først får full effekt etter mange år. På grunn av Euro-kravene leveres nye dieslbiler i dag med integrert partikkelfilter. Det er likevel et stort antall biler i kjøretøyparken i dag som ikke har installert et partikkelfilter. Det finnes rundt 870 000 lette dieslbiler (< 3,5 tonn) uten partikkelfilter i bruk i Norge i dag, noe som tilsvarer nesten 60 % av diesebilene (personbiler og lette kjøretøy).

TØI har gjort en utredning og vurdering av partikkelfilter for kjøretøy, og konkluderer med at ettermontering av enkle, rimelige partikkelfiltre på lette dieselskjøretøy har liten hensikt fordi effekten er for lav (Hagman, 2008). Det er derfor nødvendig med et mer avansert, integrert partikkelfilter som passer til bilens motorteknologi. Først med et slikt filter er effekten tilstrekkelig.

Forutsetningene som er lagt til grunn i tiltaket "ettermontering partikkelfilter lette kjøretøy" er beskrevet i faktaboks 1. Utviklingen i kjøretøyparken for dieslbiler og lette kjøretøy som benytter diesel blir da som vist i Figur 25 under.

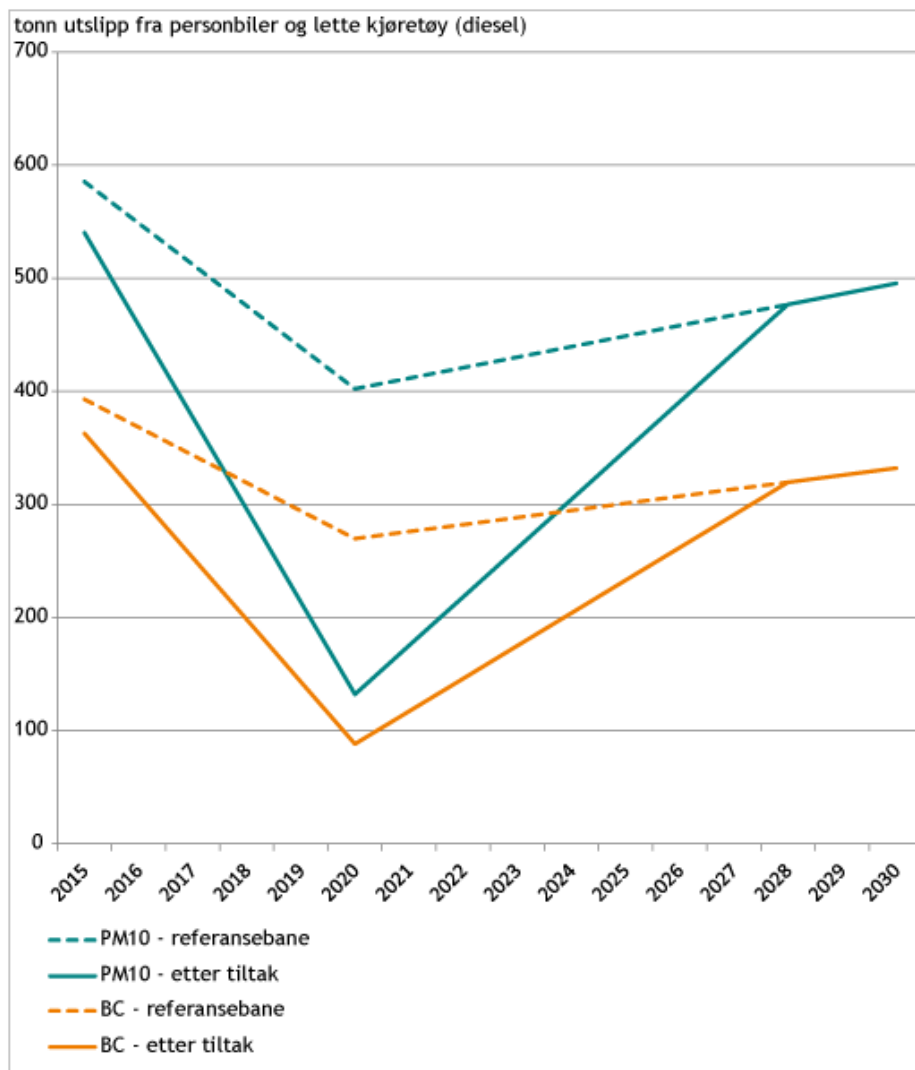
Faktaboks 1 – Forutsetninger lagt til grunn for tiltaket "Ettermontering av partikkelfilter – lette dieselkjøretøy"

- Vekst i det totale antallet dieselkjøretøy på 2 % per år
- 7 % av dieselbilene uten filter vrakes hvert år (levetid på bilen = 15 år)
- I 2020 har alle dieselbilene fått partikkelfilter, dvs. at det må ettermonteres filter på rundt 80 000 biler hvert år frem til 2020
- Kostnad per filter: 10 000 kr. Dette er basert på TØI-rapport 940/2008 som anslår at ettermontering av effektive integrerte partikkelfiltre koster mellom 5 000 og 12 000 kr 2008-kr. Kostnaden inkluderer filteret og monteringen og er antatt å holde seg konstant i analyseperioden. Kostnaden antas å være uavhengig av skaleringen av tiltaket.
- Partikkelfilteret trenger ikke å skiftes i løpet av tiltakets levetid fordi bilen skrotes før filteret trenger å skiftes
- Anslår at bilene uten filter står for ca. 70 % av partikkelutslippene, mens de nye bilene (med partikkelfilter) står for rundt 30 % av utslippene i 2013. Dette gir et PM10-utslipp per bil uten filter på 0,58 kg/år. Det er mulig at dette anslaget er noe høyt siden eldre biler i snitt kjører færre km enn nye biler. Fordelingen i bilparken i 2013 er 53 % dieslbiler uten partikkelfilter og 43 % dieslbiler med partikkelfilter
- Forutsetter at filteret renses 90 % av utslippet
- Reduksjonen av PM10-utslippene er verdsatt med 1 722 kr/kg PM10



Figur 25: Forventet utvikling i antall lette dieselkjøretøy (i millioner) med og uten partikkelfilter dersom tiltaket innføres.

Figur 26 viser hvilken effekt tiltaket vil ha på utslipp av PM10 og BC. Utslipp av partikler og BC vil da reduseres betydelig frem mot 2020, og være mye lavere enn det som forventes uten innføring av tiltaket (referansebanen). Etter 2020 begynner bilene med ettermontert filter å vrakes, slik at utslippet domineres mer og mer av andre biler. Den positive effekten av reduserte utslipp på grunn av partikkelfiltere og teknologiforbedringer vil bli spist opp av forventet trafikkvekst, slik at det totale utslippet fra sektoren øker igjen fra 2020 til 2030.



Figur 26: Utslippsutvikling av PM10 og BC i tonn for lette dieselskjøretøy med og uten tiltak "ettermontering av partikkelfilter".

Resultater og usikkerhet

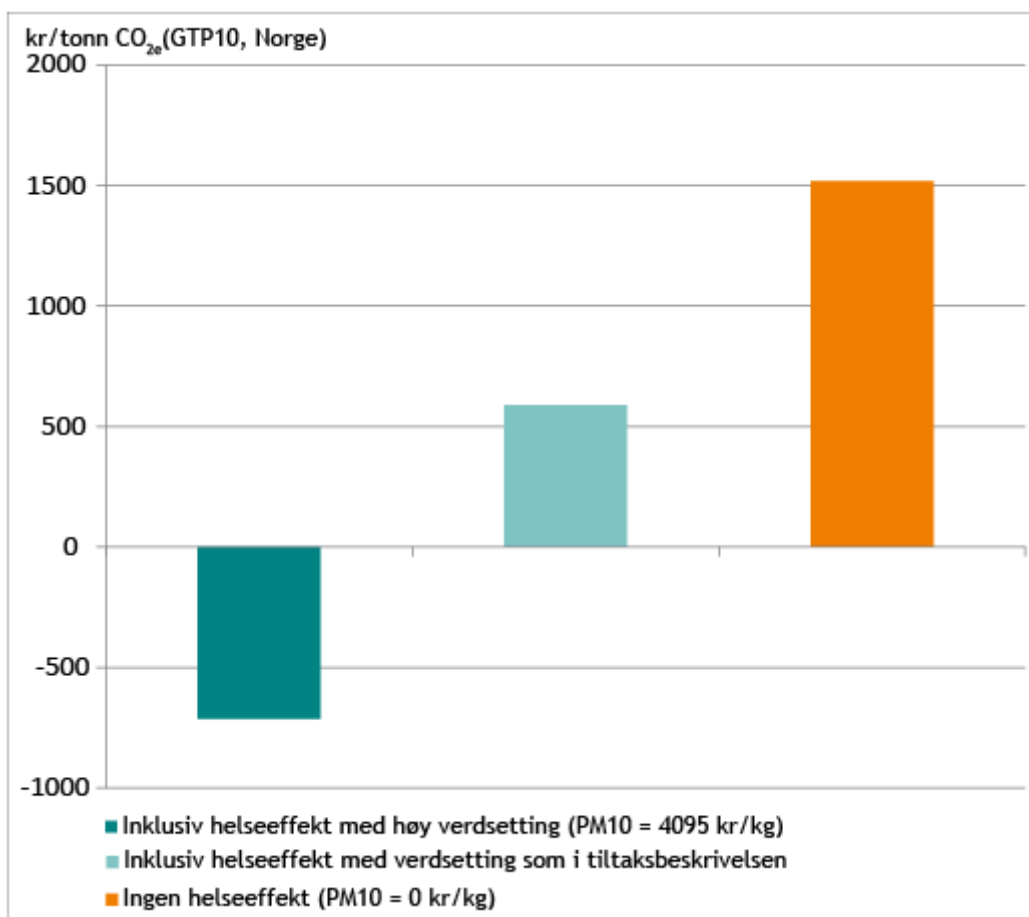
Basert på antagelsene som er beskrevet i faktaboks 1 er ettermontering av partikkelfilter på eldre dieslbiler (personbiler og lette kjøretøy) beregnet å ha en tiltakskostnad på 590 kr/tonn $\text{CO}_{2e(\text{GTP10Norge})}$. Et usikkerhetsmoment ved beregningen av kostnadseffektiviteten av tiltaket er knyttet til utslippsreduksjonen per bil som får ettermontert et filter. Kostnadseffektiviteten påvirkes i stor grad av hvor mange kilometer bilen skal kjøre etter at filteret er montert. Vi vet at eldre biler i gjennomsnitt kjører færre kilometer per år enn nye biler. Det er mulig at beregningene ikke fanger denne forskjellen mellom eldre og nyere dieslbiler godt nok opp, det vil si at utslippsreduksjonen kan være noe overvurdert. Dersom bilene kun kjører halvparten så mange kilometer som er forutsatt i beregningene, vil tiltakskostnaden økte til rundt 1100 kr/tonn $\text{CO}_{2e(\text{GTP10Norge})}$.

I tillegg er det en del praktiske utfordringer knyttet til ettermontering av filter på eldre biler, det er ikke alle bilmodeller som det er mulig å ettermontere et integrert filter på. Kostnaden knyttet til ettermontering kan også være undervurdert. Dersom tiltaket dimensjoneres slik at mange kjøretøy skal ettermontere filtre på relativt kort tid vil kapasiteten til verksteder som kan ettermontere partikkelfiltre kunne være en begrensende faktor. Et partikkelfilter vil øke drivstofforbruket til bilen noe, denne effekten er ikke hensyntatt i beregningene.

Bruk av partikkelfilter kan føre til at andelen NO_2 av 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 NO_2 (bare for 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 NO_2 -andelen var svært usikker. Integrerte partikkelfiltre i kombinasjon med en oksidasjonskatalysator uten edelmetaller øker imidlertid ikke NO_2 -utslippene (AVL Motortestcenter, 2008). En nyere studie fra London der reelle utslipp fra ulike biler er målt tyder på at NO_2 -andelen i eksosen øker fra 10-15 % i Euro 3-bilene til 30 % for Euro 4 og Euro 5-bilene (Carslaw og Rhys-Tyler, 2013). Dette kan tyde på at partikkelfilter på Euro 4 og Euro 5-bilene øker NO_2 -nivåene, men det er også mulig at andre faktorer i de nyere bilene kan påvirke fordelingen mellom NO og NO_2 (Hagman 2013).

Et partikkelfilter vil øke drivstofforbruket til kjøretøyet/maskinen noe. Basert på flere kilder, anslår vi økningen å være i størrelsesorden 3-8 %, bl.a. Rutland et al. (2013). Gitt at forbruket øker med 4 % vil en personbil som kjører 10 000 km årlig ha et økt dieselforbruk på rundt 32 liter, noe som gir et økt CO_2 -utslipp på 85 kg. Samtidig øker driftskostnaden for bilen med i underkant av 200 kr/år. Totalt sett vil dette redusere klimaeffekten av tiltaket *Ettermontering av partikkelfilter på lette kjøretøy* med rundt 8 %. Kostnadseffektiviteten faller til rundt 840 kr/tonn $\text{CO}_{2e(\text{GTP10, Norge})}$, dvs med rundt 40 % sammenlignet med den opprinnelige tiltakskostnaden.

Reduksjonen av PM_{10} -utslipp er verdsatt med 1722 kr/kg PM_{10} , noe som tilsvarer at kjøringen i gjennomsnitt skjer i større byer, siden utslippene skjer både på landeveiene og i byer og tettsteder.



Figur 27: Kostnadseffektiviteten til tiltaket "Ettermontering av partikkelfilter på lette dieselskjøretøy" med ulik verdsetting av helseeffekt.

Gitt at utslippsreduksjonene skjer i større byer kan tiltaket ha positive helseeffekter. De veinære konsentrasjonene av PM₁₀ og PM_{2,5} vil kunne bli redusert fra dagens nivåer, som er over luftkvalitetskriteriene. I tillegg vil mengden svart karbon reduseres. Det er usikkert om NO₂-andelen av NO_x-utslippene vil øke, noe som kan føre til økte NO₂-konsentrasjonene i byene. Dette vil eventuelt redusere den totale helsegevinsten, særlig for utsatte grupper.

Det er ikke tatt hensyn til utenlandske kjøretøy som kjører på norske veier. Utslippstillene er beregnet på grunnlag av diesel som blir solgt. Også kjøretøy registrert i utlandet kjøper diesel i Norge. Opplysninger om den tekniske standarden på kjøretøyene i den foreliggende utredningen (som hvor mange som har fabrikkmonterte dieselfiltre) er derimot hentet fra databasen over norsk-registrerte kjøretøy. Dette utgjør trolig bare en liten feilkilde i beregningene.

Mulige virkemidler

Det er flere mulige virkemidler som kan brukes til å øke andelen lette dieselskjøretøy med partikkelfilter. For eksempel kan det stilles krav om ettermontering kombinert med at det tilbys en støtteordning. Før slike virkemidler kan utformes i detalj må det imidlertid utredes nærmere på hvilke kjøretøy (alder, merke, status på motorteknologi) det er teknisk mulig å installere filtre som har god nok effekt. Det må eventuelt også vurderes nærmere hvordan en slik ordning kan avgrenses geografisk for å oppnå ønsket helseeffekt. I tillegg til krav og støtteordninger kan lavutslippssoner eller parkeringsrestriksjoner for kjøretøy med for høye utslipp være mulige virkemidler som også kunne innrettes spesielt mot tettbygde strøk hvor helsegevinsten for reduserte partikkelutslipp vil være størst. Et annet alternativ er en økt avgift for biler uten partikkelfilter, eller en redusert årsavgift for bilene som har et partikkelfilter.

I andre europeiske land har man allerede flere års erfaringer med lavutslippssoner. I Tyskland for eksempel har mange byer opprettet lavutslippssoner. Kjøretøy som oppfyller utslippskravene som stilles for kjøring i disse sonene (tilsvarende Euro 4) får en "grønn oblat". Den tyske staten har siden 2009 hatt en støtteordning for ettermontering av partikkelfilter på lette dieselskjøretøy. Med ettermontert filter vil mange av de eldre diesebilene kunne få en grønn oblat og tillatelse til å kjøre i lavutslippssonene. I følge Stiftung Warentest (2012) ble det i 2009 satt av 66 millioner EUR (ca. 530 millioner NOK) til støtteordningen. I 2012 og 2013 var det satt av 60 millioner EUR (ca. 480 millioner NOK) til formålet, og disse midlene er nå brukt opp. Mer enn 186.000 filtre har blitt ettermontert i perioden 2012/2013 (Federal Office of Economics and Export Control, 2013). Utbetalt støtte per bil var 330 EUR (2.600 NOK). Prisene for ettermontering varierer mellom bilmodellene (mellom ca. 450 og 1.500 EUR). Informasjon om muligheter til ettermontering av filtre på de respektive bilmodellene og priser er lett tilgjengelig på internett (for eksempel www.dieselpartikelfilter.net/, www.partikelfilter-nachruesten.de).

Ettermontering partikkelfilter på tunge dieselskjøretøy

Beskrivelse av tiltaket

For tunge kjøretøy gjelder lignende krav som for lette kjøretøy, slik at utslippet fra nye kjøretøy er lavere enn fra eldre kjøretøy. Som beskrevet over fører dette til en nedgang av utslipp over tid, men utskiftingen av kjøretøyparken tar tid, slik at effekten av nye krav først får full effekt etter mange år. På grunn av Euro-kravene leveres de nyeste tunge dieselskjøretøyene i dag med integrert partikkelfilter. Det er likevel et stort antall kjøretøy i dag som ikke har installert et partikkelfilter. Det finnes rundt 330 000 tunge kjøretøyer uten diesel partikkelfilter i Norge i dag; dette tilsvarer rundt 85 % av de tunge dieselskjøretøyene.

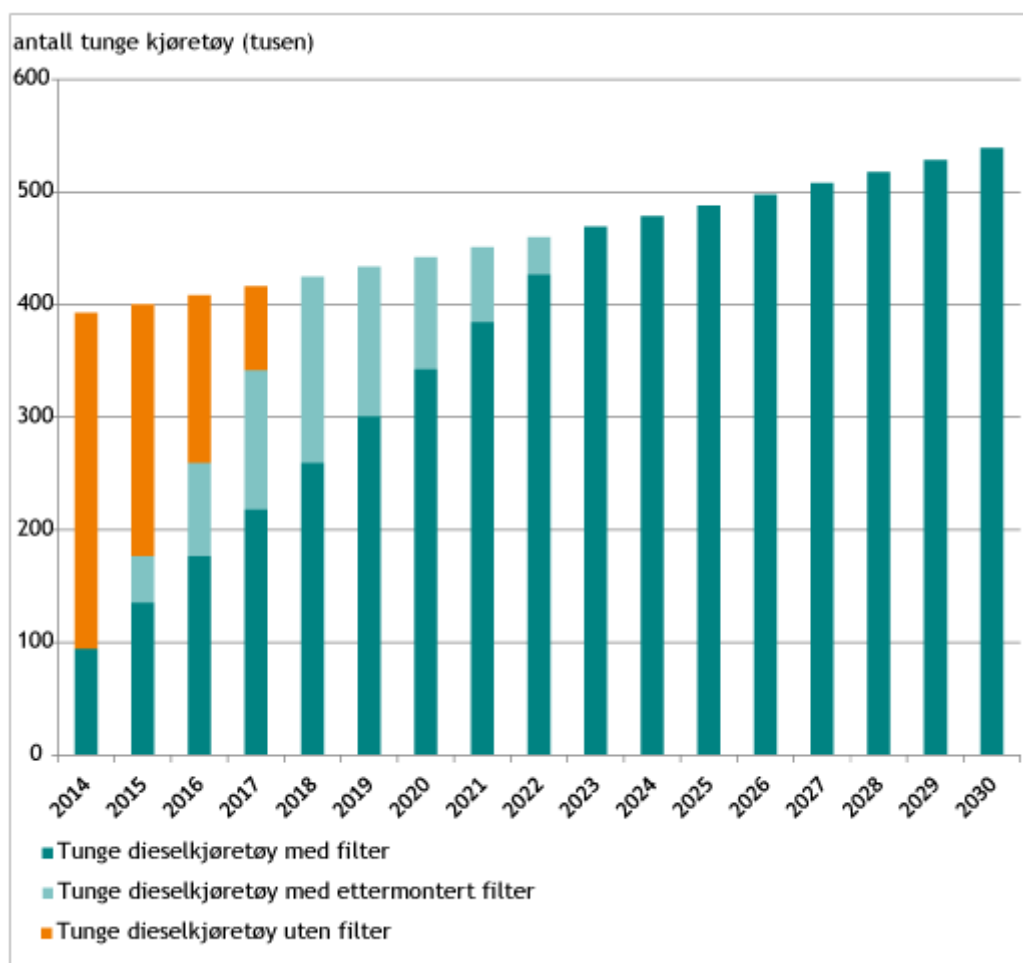
Tiltaket "ettermontering partikkelfilter tunge kjøretøy" er utredet på samme måte som tiltaket "ettermontering partikkelfilter lette dieselskjøretøy". Det er dog to større forskjeller mellom tiltakene:

1. Kostnaden for ettermontering av partikkelfilter på tunge kjøretøy er betydelig høyere enn på lette kjøretøy (80 000 kr/filter for tunge kjøretøy vs. 10 000 kr/filter på personbiler (Hagman, 2008)).
2. Levetiden for tunge kjøretøy er kortere fordi kjøretøyene har et annet bruksmønster enn privatbiler (kjører mange flere kilometre per år). Vi har valgt å legge oss på en gjennomsnittlig levetid på 10 år for tunge kjøretøy. Dette gjør at tiltaket må gjennomføres på kortere tid (innfasing over 4 år for at tiltaket skal ha effekt i løpet av kjøretøyenes levetid), samtidig som kjøretøyene skrotes raskere. Derfor vil ettermonteringen av filteret kun gi utslippsreduksjoner i noen få år.

Andre forutsetningene som er lagt til grunn i beregningen er beskrevet i faktaboks 2.

Faktaboks 2 – Forutsetninger lagt til grunn for tiltaket "Ettermontering av partikkelfilter – tunge dieselskjøretøy"

- Vekst i det totale antallet dieselskjøretøy på 2 % per år
- 10 % av tunge kjøretøy uten filter vrakes hvert år (levetid på kjøretøyet = 10 år)
- I 2018 har alle kjøretøyene fått partikkelfilter, dvs. at det må ettermonteres filter på rundt 40 000 biler hvert år frem til 2018
- Kostnad per filter: 80 000 kr. Dette er basert på TØI-rapport 940/2008 (Hagman, 2008). Kostnaden inkluderer filteret og monteringen og er antatt å holde seg konstant i analyseperioden. Kostnaden antas å være uavhengig av skaleringen av tiltaket.
- Partikkelfilteret trenger ikke å skiftes i løpet av tiltakets levetid fordi bilen skrotes før filteret trenger å skiftes
- Anslår at kjøretøyene uten filter per i dag står for ca. 90 % av partikkelutslippene, mens kjøretøyene med filter står for rundt 10 % av utslippene.
- Forutsetter at filteret renser 90 % av utslippet
- Reduksjonen av PM10-utslippene er verdsatt med 462 kr/kg PM10



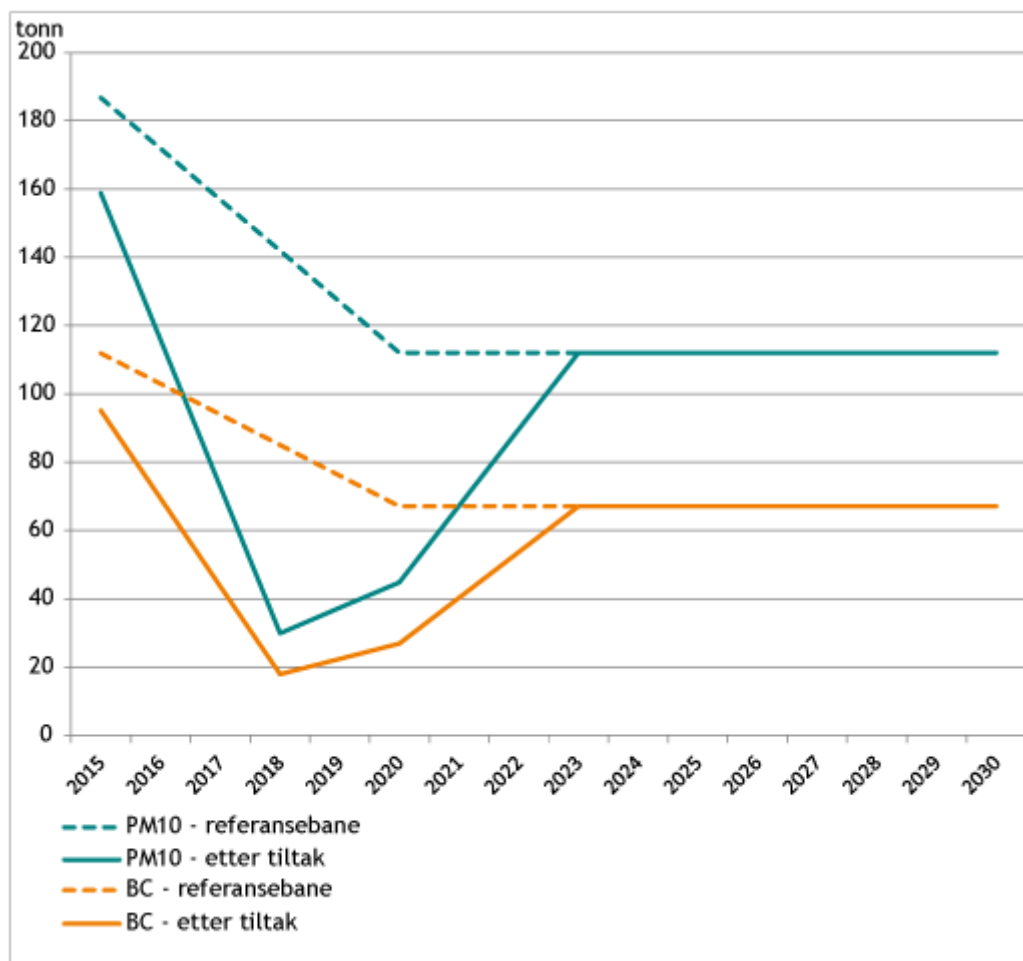
Figur 28: Forventet antall tunge dieseldieselkjøretøy med og uten partikkelfilter dersom tiltaket innføres.

Resultater og usikkerhet

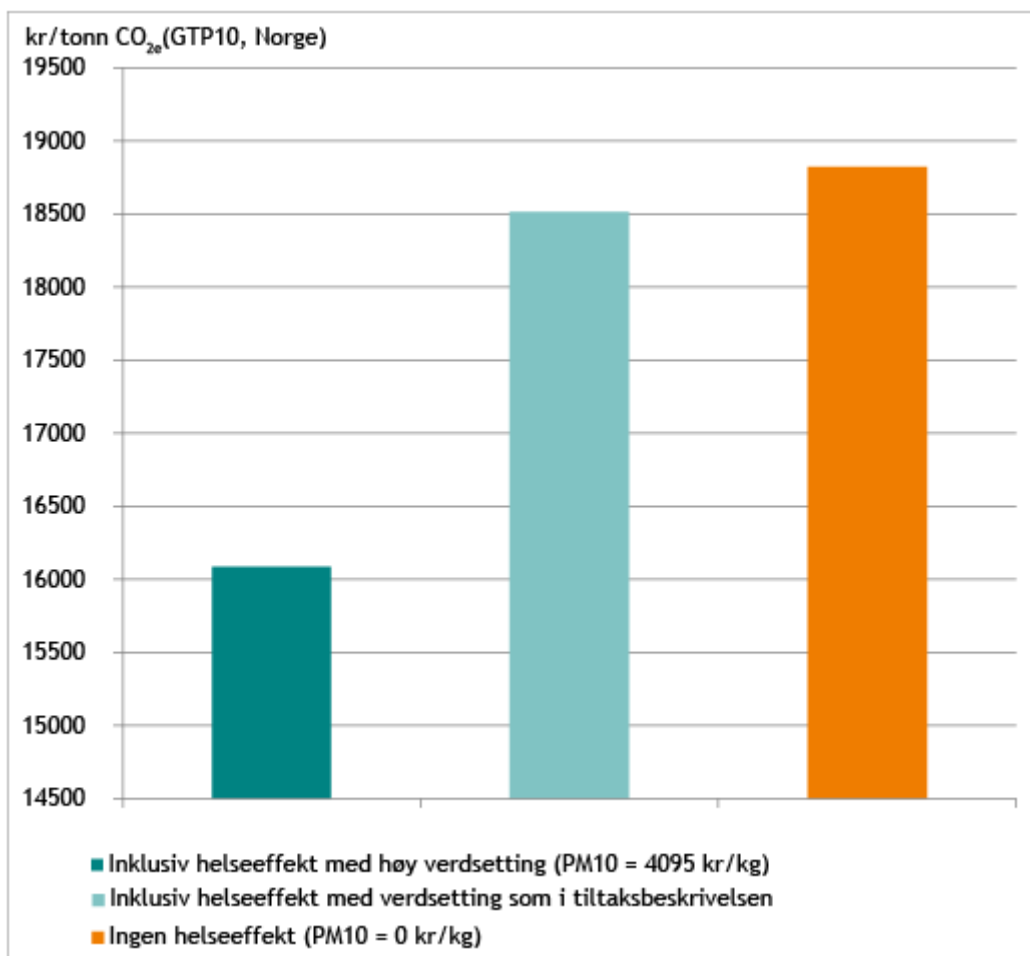
Utviklingen i kjøretøyparken og effekten på utslippene av tiltaket er illustrert i Figur 28 og Figur 29. Tiltaket har en beregnet kostnadseffektivitet på 18 511 kr/tonn $\text{CO}_{2e(\text{GTP10,Norge})}$. I beregningene er det lagt inn en verdsettingsfaktor for PM10 på 462 kr/kg, noe som tilsvarer kjøring i tettsteder med >15 000 innbyggere, siden relativt mange av kilometerne antas å bli kjørt utenfor de største byene. Dersom man faser inn tiltaket for kjøretøy som kjører i store byer (verdsetting 4 095 kr/kg PM10 for Oslo) vil tiltakskostnaden reduseres til 16 085 kr/tonn $\text{CO}_{2e(\text{GTP10,Norge})}$. Tiltaket kan dog i så fall ikke gjennomføres på alle tunge kjøretøy og ville måtte nedskaleres. Videre vil kapasiteten til verksteder som kan ettermontere partikkelfiltre ha innflytelse på hvor fort tiltaket kan gjennomføres. Et partikkelfilter vil øke drivstofforbruket til kjøretøyene noe, denne effekten er ikke hensyntatt i beregningene, se også generell kommentar til partikkelfiltertiltakene på side 17.

Nyere informasjon fra Tyskland (www.dieselpartikelfilter.net/, Greencar- Bundesweite Nachrüstung von Dieselpartikelfiltern für PKW+LKW) kan tyde på at vi har anslått en for høy kostnad knyttet til ettermontering av partikkelfilter på tunge kjøretøy. Det er derfor gjort en sensitivitetsanalyse på ettermonteringskostnaden. Dersom kostnaden reduseres til 40 000 NOK/filter (altså en halvering), er tiltakskostnaden beregnet til å bli rundt 9 100 kr/tonn $\text{CO}_{2e(\text{GTP10,Norge})}$.

Videre er det mulig å dele de tunge kjøretøyene inn i to underkategorier: distribusjonsbiler som kjører relativt få kilometer og langtransport-kjøretøy som kjører mange kilometer hvert år og som derfor har en kortere levetid enn distribusjonskjøretøyene. Både de ulike levetidene til kjøretøyene i disse undergruppene og lokaliseringen av utslippet (by vs landeveis) vil gi tiltaket en lavere tiltakskostnad på distribusjonskjøretøyene sammenlignet med landeveiskjøretøyene. Tiltakskostnaden som er beregnet her er en gjennomsnittskostnad for disse to gruppene.



Figur 29: Utslippsutvikling av PM og BC utslipp (i tonn) for tunge dieselskjøretøy med og uten tiltak "ettermontering av partikkelfilter".



Figur 30: Kostnadseffektiviteten (kr/tonn CO₂e(GTP10,Norge)) til tiltaket "Ettermontering av partikkelfilter på tunge dieseldretøy" med ulike verdsetting av helseeffekt.

Helseeffekten er avhengig av hvor mye av reduksjonene som vil skje i byene. Det er lavere utslippsreduksjoner i dette tiltaket enn for personbiler i tillegg til at reduksjonene skjer i mindre grad i byene. De veinære konsentrasjonene av PM₁₀ og PM_{2,5} vil uansett kunne bli redusert fra dagens nivåer, som er over luftkvalitetskriteriene. I tillegg vil mengden svart karbon reduseres. Det er en usikkerhet i om NO₂-andelen av NO_x-utslippene vil øke og dermed NO₂-konsentrasjonene i byene. Dette vil eventuelt redusere den totale helsegevinsten, særlig for utsatte grupper.

Mulige virkemidler

På lik linje med tiltaket "ettermontering av partikkelfilter" hos lette dieseldretøy er det å stille krav (eventuelt kombinert med en støtteordning) det mest aktuelle virkemiddelet for å øke andelen tunge dieseldretøy med partikkelfilter. Også når det gjelder tunge dieseldretøy må det først utredes nærmere på hvilke dretøy (alder, merke, status på motortechnologi) det er teknisk mulig å installere filtre som har god nok effekt. Et annet mulig virkemiddel som samtidig kan kombineres med tiltaket "ettermontering av partikkelfilter på lette dretøy" er det å opprette lavutslippssoner. Lavutslippssoner kan dessuten opprettes i tettbygde strøk hvor helsegevinsten for reduserte partikkelutslipp vil være størst. Det er også mulig å innføre en økt avgift (f.eks. som del av årsavgiften) på alle bilene som ikke har et partikkelfilter.

I andre europeiske land, som for eksempel i Tyskland, har man flere års erfaringer med lavutslippssoner. Lastebiler som ikke oppfyller utslippskravene får ikke lov til å kjøre i lavutslippssoner. Transportforetak i

Tyskland kan søke om "De-minimis-støtte"⁶ til ettermontering av partikkelfiltre på lastebiler (inntil 2.500 EUR, ca. 20.000 NOK per lastebil) (Bundesamt für Güterverkehr, 2013). Lastebiler med ettermontert filter kan få kjøretillatelse i lavutslippssoner, og de blir plassert i en annen avgiftsklasse for veiavgiften i Tyskland (Maut), der de betaler mindre avgifter (Toll Collect, 2013).

Bruk av biogass som drivstoff

Beskrivelse av tiltaket

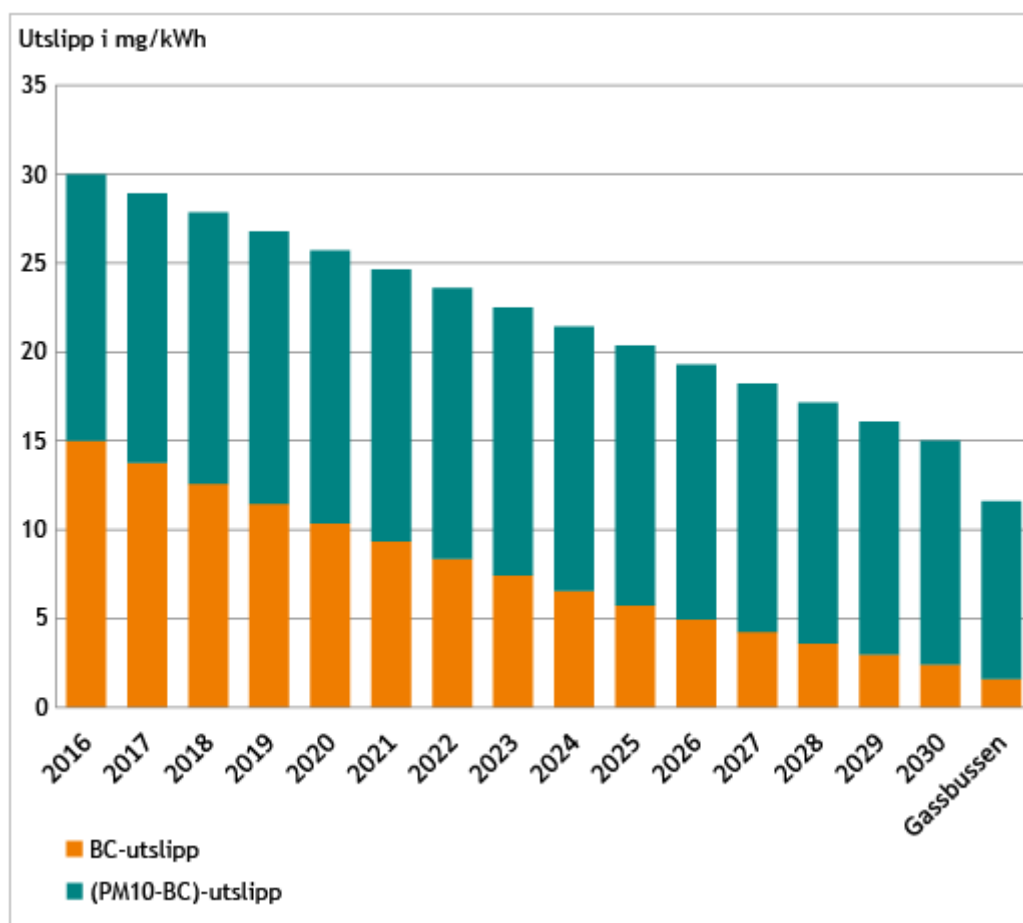
Tiltaket anvendelse av biogass som erstatning for diesel er i stor grad basert på rapporten "Underlagsmaterialet til tverrsektoriell biogass-strategi" (Klif, 2013). Potensialet for biogassproduksjonen er anslått til 745 GWh/år fra husdyrgjødsel og 990 GWh/år fra behandling av våtorganisk avfall. Denne 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. Produksjonen av biogass basert på husdyrgjødsel reduserer utslippet av metan fra gjødsellagringen og er omtalt i sektornotatet for jordbruk. Produksjon av biogass basert på våtorganisk avfall gir kun en marginal utslippsendring og er ikke omtalt nærmere. Anvendelsen av biogassen som drivstoff kan derimot gi utslippsreduksjoner i transportsektoren, siden gassdrevne kjøretøy har betydelig lavere PM10- og NOx-utslipp enn dieselskjøretøy. Forskjellen i utslipp reduseres over tid siden strengere avgasskrav fører til lavere utslipp også fra dieselsbussene.

Utslippsreduksjonen er beregnet basert på at gassbusser kjøpes istedenfor nye dieselsbusser, slik at utslippsreduksjonen beregnes i forhold til referanseutslippet fra nye kjøretøy, ikke eksisterende kjøretøypark. Utslippsreduksjonen blir da

(utslippet fra dieselsbussen som ellers hadde blitt benyttet) - (utslippet fra gassbussene).

Partikkelutslippet fra dieselsbusser (referanseutslippet) er forutsatt å ligge på 30 mg/kWh i 2015 og 15 mg/kWh i 2030, med en lineær nedgang i årene imellom på grunn av innfasing av EuroVI-busser, se Figur 31. Gassbussene antas å ha et partikkelutslipp på 10 mg/kWh i hele perioden. Samtidig som det totale utslippet fra dieselsbussene reduseres, reduseres også andelen BC av PM10 (både for diesel- og gassbussene): i 2015 er det forutsatt at 50 % av PM10-utslippet er BC, mens det i 2030 bare er 16 % (kilde: ICCT 2013). De viktigste andre forutsetningene er beskrevet i faktaboks 3. Øvrige forutsetninger angående investeringskostnader og lignende er beskrevet i Klif, 2013 vedlegg 2a).

⁶ De-minimis-støtte betegner statlige subvensjoner til foretak som samlet ikke utgjør mer enn 100.000 EUR per år i transportsektoren. Over denne grensen må EU-medlemslandene søke den Europeiske kommisjonen om tillatelse (Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie, 2013).

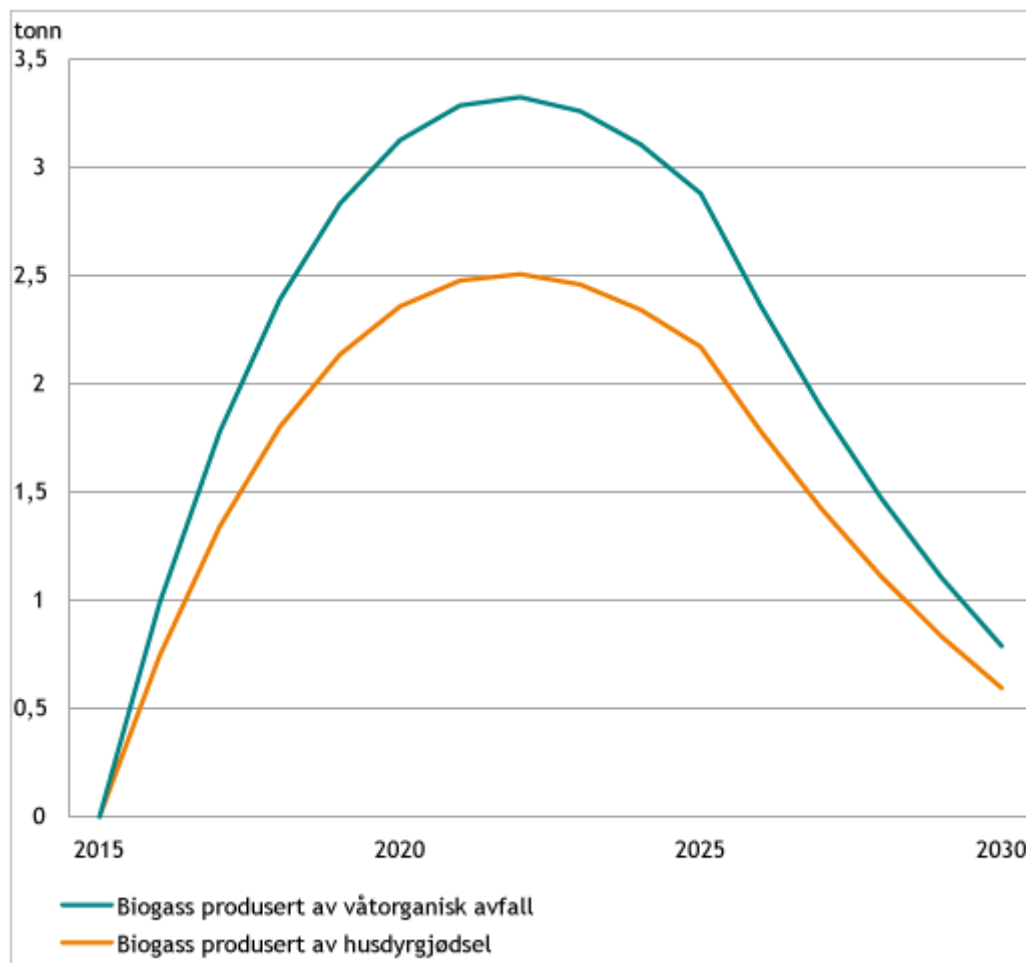


Figur 31: PM10 og BC-utslipp i mg/kWh fra dieselbussene. Utslippet fra gassbussene er konstant i perioden.

Faktaboks 3 – Forutsetninger lagt til grunn for tiltaket "Overgang fra diesel til biogass"

- Gassmengde: 745 GWh fra husdyrgjødsel og 988 GWh fra våtorganisk avfall
- Tiltaket fases inn fra 2016-2025, der mengden biogass som benyttes trappes opp med 10 % av den endelige mengden hvert år, dvs. at det i 2016 benyttes 173 GWh, i 2017 347 GWh osv.
- PM10-verdsetting: 2734 kr/kg PM10. Tallet er basert på at halvparten av kilometerne kjøres i de tre største byene i Norge (Oslo, Trondheim og Bergen), mens resten kjøres i andre større byer.
- NOx-verdsetting: 158 kr/kg NOx, basert på samme antagelse som for PM10
- NOx-utslipp dieselbuss: 7 g/km
- NOx-utslipp gassbuss: 3,5 g/km
- Metanutslipp fra motoren i gassbussene: 0,4 g metan/kWh
- Levetid buss: 10 år
- Levetid tankstasjon, flak, back-up: 15 år

De resulterende utslippsreduksjoner av BC er vist i Figur 32 under. Reduksjonen avtar etter 2022 fordi dieselbussene som beskrevet over har lavere utslipp når EuroVI-kjøretøyene har blitt faset inn i kjøretøyparken.



Figur 32: BC-utslippsreduksjoner når biogass erstatter diesel som drivstoff for busser (se faktaboks 3 for forutsetninger). Utslippsreduksjonen fra biogass produsert av husdyrgjødsel er lavere fordi den produserte energimengden er mindre.

Resultater og usikkerhet

Tiltaket fører til en reduksjon av PM10-, NO_x- og CO₂-utslipp, men en økning av metanutslipp. Tiltakskostnaden er beregnet til 3169 kr/tonn CO_{2e(GTP10-Norge)} for verdikjeden med biogass produsert av våtorganisk avfall og 1591 kr/tonn CO_{2e(GTP10-Norge)} for verdikjeden der biogass produseres av husdyrgjødsel og anvendes i transportsektoren. Biogass basert på husdyrgjødsel får en betydelig lavere tiltakskostnad fordi metanutslipp fra lagring av gjødsel reduseres når biogass produseres. Biogass produsert av våtorganisk avfall gir derimot bare utslippsreduksjoner i anvendelsen. Det rene anvendelsestiltaket er beregnet til å ha en tiltakskostnad på 1271 kr/tonn CO_{2e(GTP10-Norge)}.

Størrelsen av tiltaket er begrenset av tilgangen på biogass, som i sin tur er basert på hhv. en politisk målsetting om å behandle minst 30 % av husdyrgjødsel i biogassanlegg, og en estimering av det realistiske potensialet for det våtorganiske avfallet. Effekten i anvendelsesleddet på partikkel-, BC- og NO_x-utslippet vil være lik om fossil naturgass benyttes til å erstatte diesel. Dersom naturgass benyttes, vil man derimot ikke få CO₂-reduksjonen som oppnås ved anvendelse av biogass. Fordi NO_x-utslipp reduseres og NO_x er en avkjølede komponent, vil anvendelse av naturgass istedenfor diesel gi en netto utslippsøkning i CO_{2(GTP10-Norge)}, istedenfor en reduksjon.

Mulige virkemidler

Biogassproduksjon basert på våtorganisk avfall er bedriftsøkonomisk mer lønnsomt enn produksjon basert på husdyrgjødsel. Anvendelse av biogass i transportsektoren i storbyer antas å være den mest samfunnsøkonomisk lønnsomme anvendelsen av biogass. Vi mener at det er to hovedbarrierer som per i dag hindrer storstilt satsing på biogass: lav/manglende bedriftsøkonomisk lønnsomhet både i produksjonen og i anvendelsen, og manglende kapitaltilgang for investering i biogassanlegg og gasskjøretøy. I tillegg bidrar usikkerhet rundt framtidige støtteordninger og endringer i veibruksavgiften.

Det er derfor mulig å lage en støtteordning på i øre/kWh som gis til fyllestasjoner for kjøretøy i de ti største byene i Norge. Støttebeløpet foreslås å reduseres etter de første 5 år, ettersom det forventes at lønnsomheten vil øke over tid samtidig som nytten reduseres etter hvert som EURO VI dieselbusser fases inn. Hvis man varsler en slik nedtrapping i støttenivået vil man også kunne øke hastigheten på utbyggingen av biogassanlegg. Støttenivået bør revurderes etter en prøveperiode på 2-3 år.

Tankstasjonene vil være avhengige av både biogassprodusentene som leverandører og aktører som eier bykjøretøy (for eksempel busselskaper) for å få utbetalt støtte. Denne doble avhengigheten vil sikre at støtten spres igjennom hele verdikjeden. Støtten vil gjøre det mulig for innehaveren av fyllestasjonen å betale en høyere innkjøpspris for biogassen til produsenten, slik at produksjonsleddet får en indirekte støtte. Samtidig vil det bli mulig for tankstasjonene å videreselge biogassen til en lavere pris enn i dag, slik at lønnsomheten i anvendelsen øker. Dette vil gjøre det mindre risikabelt å investere i gasskjøretøy.

For den samfunnsøkonomiske lønnsomheten ved anvendelsen av biogass er den positive effekten av PM10- og NOx-utslippene avgjørende. Derfor bør støtten kun gis til fyllestasjonene i de 10 største byene med omegn, slik at en høy andel av gasskjøretøyene primært vil kjøre i større byer.

I tillegg til støtten til fyllestasjonene er det mulig å innføre en mulighet for å redusere lånekostnadene ved investering i biogassanlegg og gasskjøretøy til flåtedrift i storbyene, samt tilhørende infrastruktur (fyllestasjoner etc.). Dette mener vi vil være hensiktsmessig, fordi risikopåslaget i utlånsrenta kan medføre en betydelig reduksjon i lønnsomhet for aktørene. I Sverige har de valgt en løsning med kommunegaranterte lån, og vi mener at en liknende løsning med offentlige lånegarantier også vil kunne fungere godt i Norge.

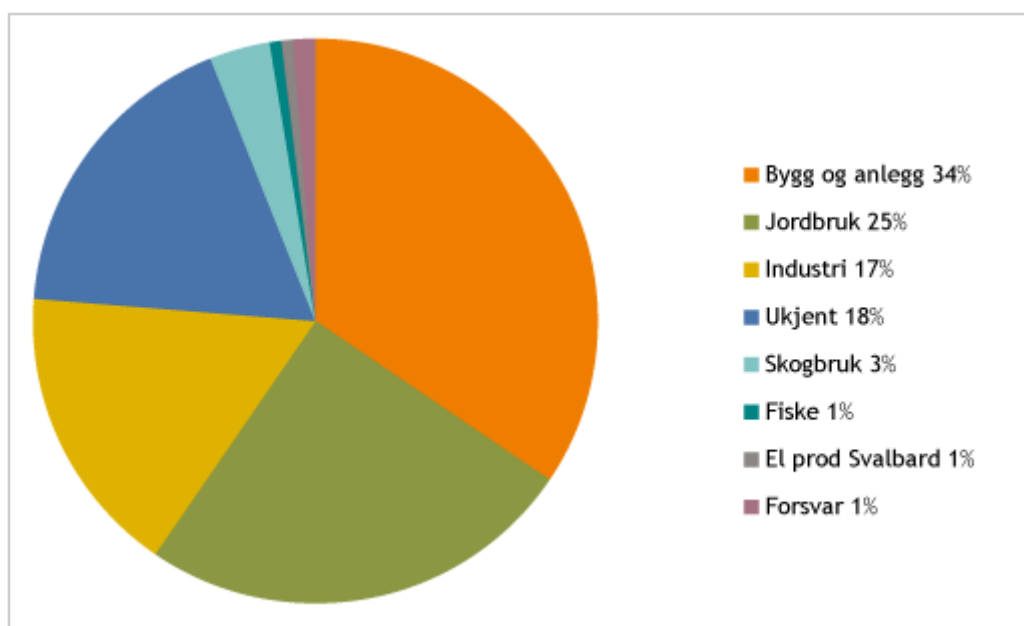
Det er varslet en gjennomgang av veibruksavgiftene i 2015. Dersom avgiftene endres slik at prisforskjellen mellom diesel og biogass reduseres, vil dette øke det bedriftsøkonomiske underskuddet ved anvendelsen av biogass. For å sikre at aktører satser på anvendelse av biogass til kjøretøy, mener vi derfor det er viktig å signalisere at endringene i avgiftssystemet i 2015 ikke vil føre til merkostnader for kjøretøy som anvender biogass.

For omtale av andre virkemidler som kan øke anvendelsen av biogass se kapittel 6 i rapporten "Underlagsmaterialet til tverrsektoriell biogass-strategi".

3.2 Utrekede tiltak - Tiltak innenfor ikke-veigående kjøretøy

3.2.1 Partikkelfilter anleggsmaskiner og traktorer

Utslippet i sektoren ikke-veigående kjøretøy stammer fra mange ulike kilder: bygg- og anleggsmaskiner, traktorer og andre landbruksmaskiner, forskjellige andre dieseldrevne maskiner i industrien og lignende. Figur 33 viser fordelingen av CO₂-utslippet på næringskoder⁷ i sektoren i 2009. Legg merke til at det er en relativ stor andel av utslippene som ikke er registrert på en næringskode (label "ukjent" i figuren, 18 % av CO₂-utslippene). Vi forutsetter i denne utredningen at utslippet av kortlevde klimadrivere fordeler seg på disse næringene på samme måte som CO₂-utslippet. Hvorvidt dette stemmer med realiteten er dog uklart, siden det er mulig at for eksempel maskinene som benyttes i bygg- og anleggssektoren har lavere utslipp enn maskinene som benyttes i industrien (eller omvendt).

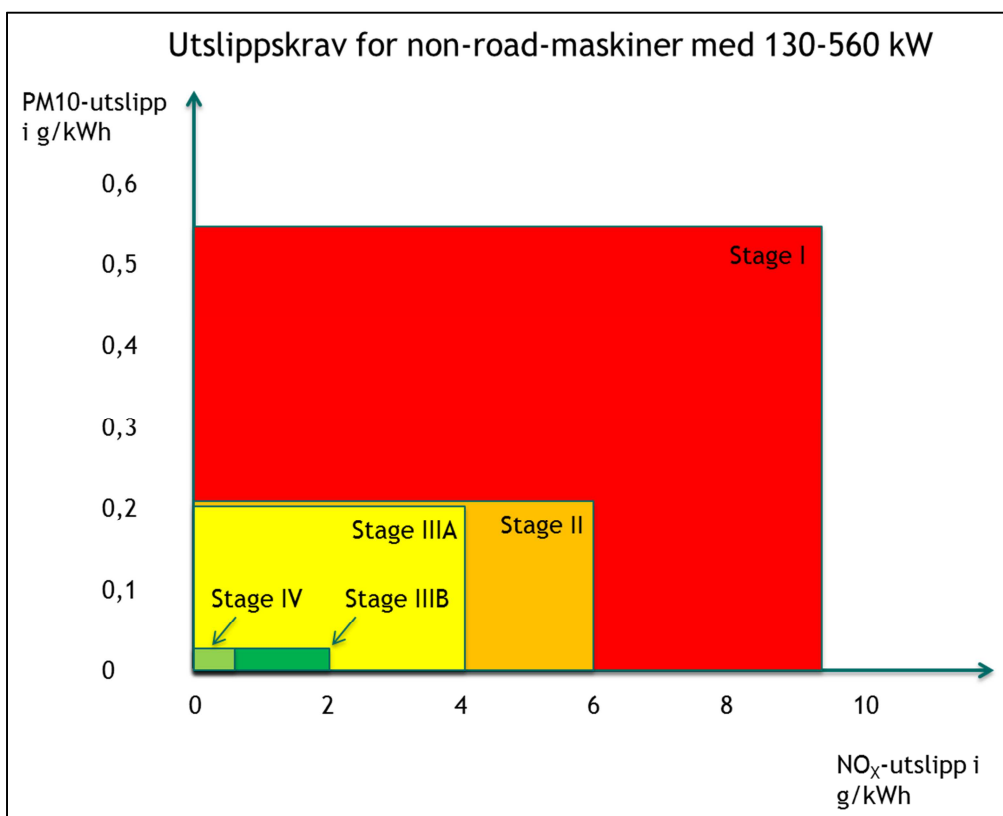


Figur 33: CO₂-utslipp i sektoren ikke-veigående kjøretøy i 2009 (kilde: Klif/SSB).

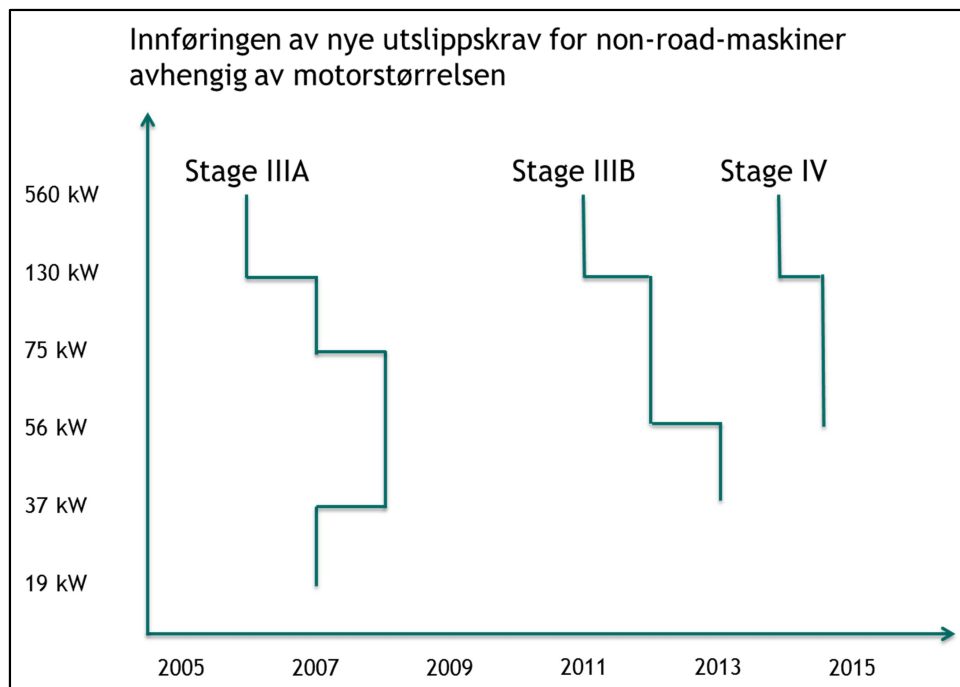
Siden bygg og anlegg og landbruk står for brorparten av CO₂-utslippene og det største utslippet fra sektoren regnet i CO_{2e}(GTP10,Norge) skyldes BC-utslipp, har vi utredet partikkelfilter-tiltak innenfor disse to næringene. Basert på CO₂-utslippet anslår vi at bygg- og anleggsmaskinene står for 35 % av partikkelutslippene, mens landbruksmaskinene (jordbruk + skogbruk) står for 30 % av utslippene.

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_x 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.

⁷ Alle virksomheter i Enhetsregisteret i Brønnøysundregistrene er registrert med en næringskode, se www.ssb.no for mer informasjon



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 krav.



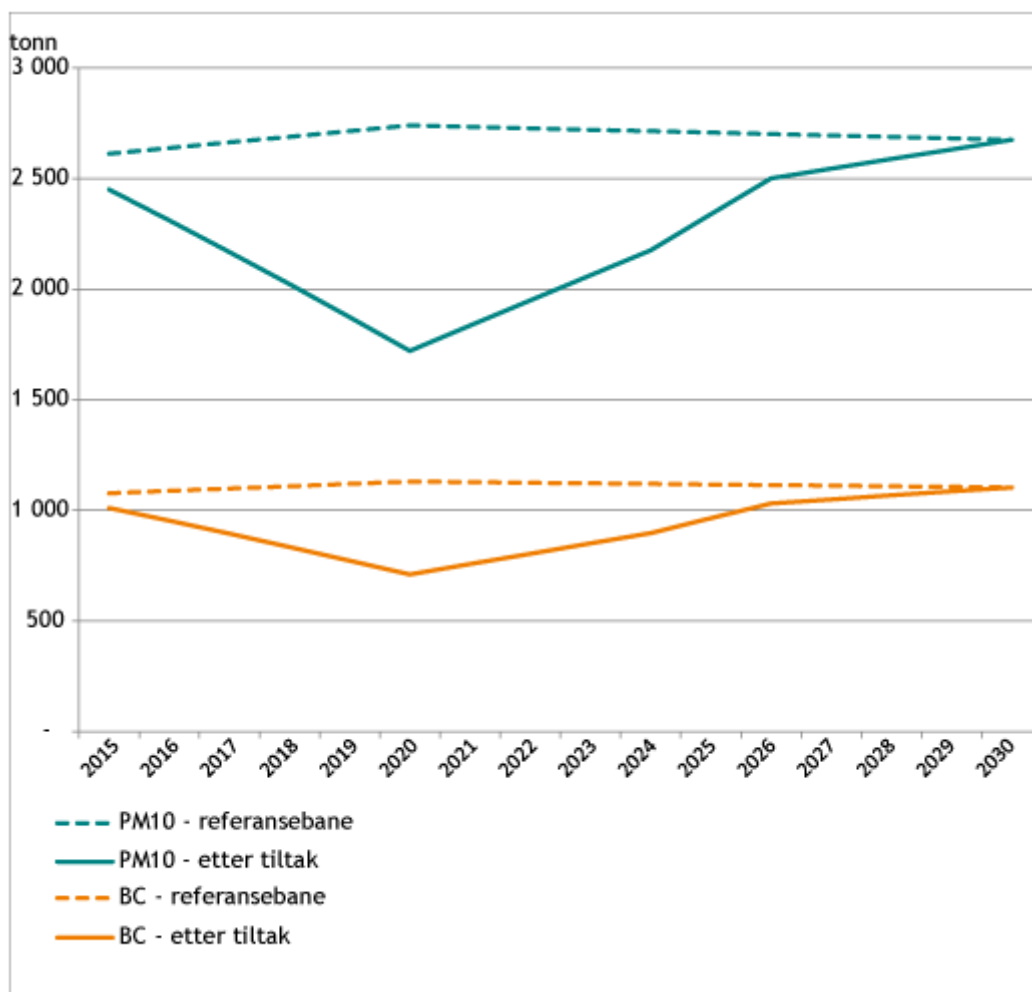
Figur 35: Innføring av utslippskravene for ikke-veigående kjøretøy avhengig av motorstørrelse. Stage IIIB gjelder f.eks. fra januar 2011 for motorer med 130-560 kW, men ble først gjeldene i 2012 for motorer mellom 56 og 130 kW og fra 2013 for motorer mellom 37 og 56 kW.

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. Levetiden for ikke-veigående maskiner er veldig ulik innenfor sektoren, for eksempel vil traktorer ofte brukes mye de første årene, men fortsettes å bli brukt også etter det er kjøpt inn en ny traktor. Anleggsmaskiner vil typisk ha en kortere levetid, men blir brukt mest de første årene.

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. Som vist i Figur 22 er utslippet fra sektoren ikke-veigående kjøretøy i $\text{CO}_{2(\text{GTP10-Norge})}$ høy og stabil. Utslippet 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.

Basert på dette har vi utredet to tiltak: ettermontering av partikkelfilter på anleggsmaskiner og ettermontering av partikkelfilter på traktorer. Den samlede effekten av tiltaket er vist i Figur 36. Hvert av tiltakene er beskrevet i mer detalj under.



Figur 36: Forventet utslipp fra ikke-veigående kjøretøy med og uten tiltaket "ettermontering av partikkelfilter".

Ettermontering av partikkelfilter på anleggsmaskiner

Beskrivelse av tiltaket

Tiltaket er å ettermontere partikkelfilter på 80 % av bygg- og anleggsmaskiner (25 000 maskiner) innen 2020. Dette tilsvarer at det ettermonteres filter på 4300 maskiner hvert år. Det er mulig at dette er litt for ambisiøse mål. Utslipper per maskin 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 renser 93 % av partikkelutslippene. Kostnaden for partikkelfilteret er satt lik kostnaden for ettermontering av filter på tunge kjøretøy (80.000 kr/filter). Kostnaden inkluderer filteret og monteringen og er antatt å holde seg konstant i analyseperioden.

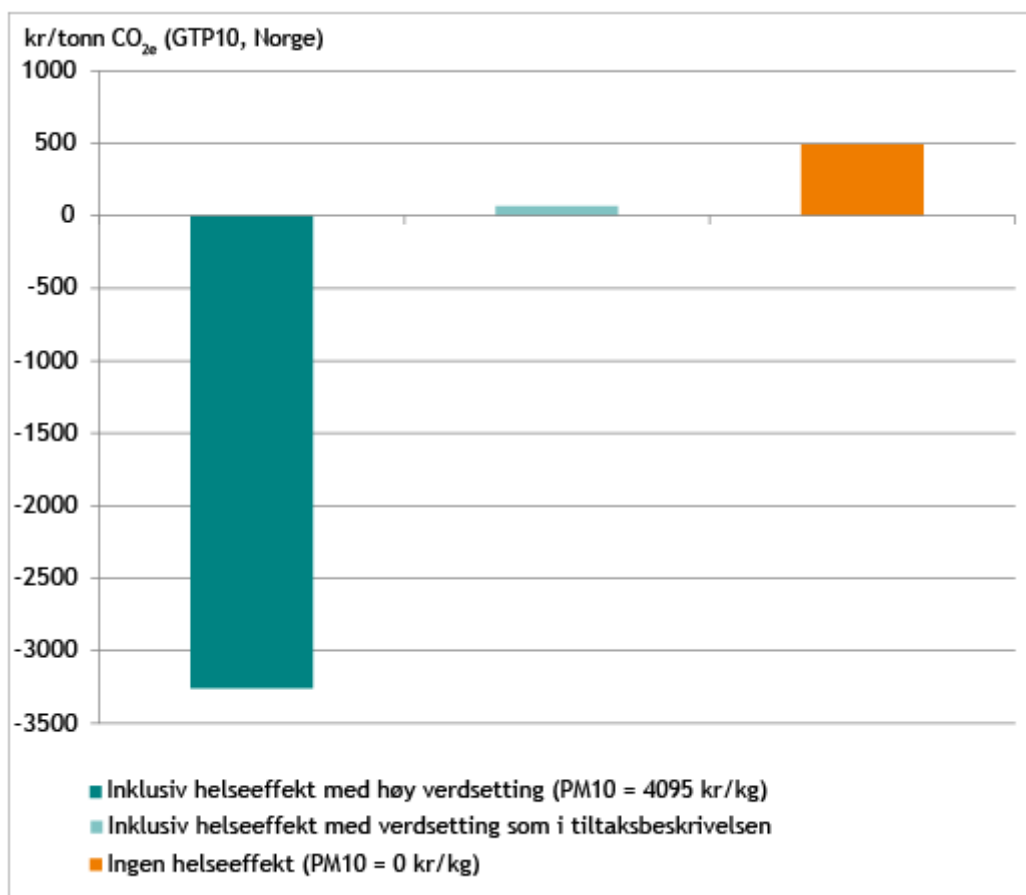
PM10-utslippsreduksjonen er verdsatt med 426 kr/kg PM10 siden en del av bygg- og anleggsvirksomhet foregår i store byer, men mye av aktiviteten også skjer i forbindelse med veibygging i folketomme strøk. Tiltaket anses dermed å ha en liten positiv helseeffekt.

Resultater og usikkerhet

Tiltakskostnaden ligger på 67 kr/tonn $\text{CO}_2(\text{GTP10-Norge})$, altså betydelig lavere sammenlignet med kostnaden for de andre partikkelfiltertiltakene. 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 g BC-utslipp sammenlignet med et filter på for eksempel en dieselbil. Effekten blir forsterket av at BC har en høy vektingsfaktor ved omregning til $\text{CO}_2(\text{GTP10-Norge})$.

Dersom tiltaket innføres i de største byene, vil tiltakskostnaden reduseres betydelig og bli negativ, dvs. at tiltaket er samfunnsøkonomisk lønnsomt selv uten verdsetting av reduksjonen av klimagassutslippene. Ved å benytte en verdsettingsfaktor for PM10-utslipp for Oslo gir det en beregnet tiltakskostnad på -3260 kr/tonn $\text{CO}_2(\text{GTP10-Norge})$.

Et partikkelfilter vil øke drivstofforbruket til maskinene noe, denne effekten er ikke hensyntatt i beregningene, se også generell kommentar til partikkelfiltertiltakene på side 17.



Figur 37: Kostnadseffektiviteten (kr/tonn $\text{CO}_2\text{e}(\text{GTP10,Norge})$) til tiltaket "Ettermontering av partikkelfilter på anleggsmaskiner" med ulik verdsetting av helseeffekt.

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).

Det må tas hensyn til eventuelle kapasitetsbegrensninger hos verksteder som kan foreta ettermonteringen av partikkelfilter dersom tiltaket skal innføres i stor skala.

Mulige virkemidler

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.

Ettermontering av partikkelfilter på traktorer

Beskrivelse av tiltaket

Tiltaket er å ettermontere partikkelfilter på 40 % av traktorene innen 2020 (totalt 90 500 traktorer får da ettermontert filter). For å innføre filter på disse traktorene i løpet av 6 år, må ca 15 000 traktorer ettermontere filter hvert år. Det er mulig at dette er en for ambisiøs målsetting, men kostnaden antas å være lineær, slik at en nedskalering av tiltaket bare vil ha effekt på den totale utslippsreduksjonen, men ikke på tiltakskostnaden. Antar at hver traktor med ettermontert filter kjører i 10 år etter ettermontering, men uten skifte av filter. Vi antar videre at filtre renser 93 % av partikkelutslippene og koster 80 000 kr, basert på rapporten "Less soot from diesel engines, Switzerland's success in reducing emissions" Federal Office for the Environment (FOEN) 2012, der kostnaden ved retrofit er beskrevet å ligge mellom 8 000 og 17 500 sveitsiske franc. Ettermonteringen av filter ble gjort på 18 traktorer som et toåring prosjekt. Vi anvender gjennomsnittet av disse to kostnadene og kostnaden er derfor satt til 80 000 2012-kr/filter. Kostnaden inkluderer filteret og monteringen og er antatt å holde seg konstant i analyseperioden.

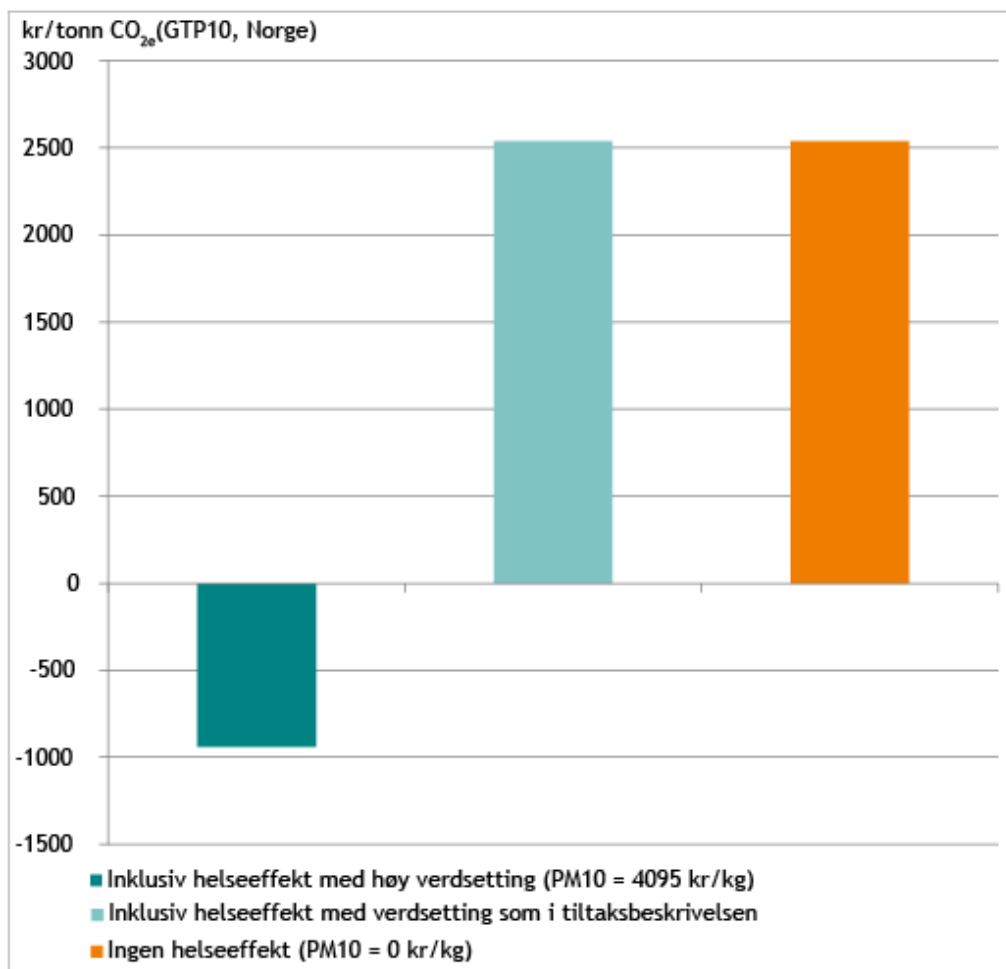
Helsegevinsten på grunn av reduserte PM10-utslipp er satt til null fordi traktorene forventes å kjøre hovedsakelig i relativt folketomme områder.

Resultater og usikkerhet

Tiltaket har en kostnad på 2538 kr/tonn CO_{2e}(GTP10,Norge), altså en del høyere enn tiltakskostnaden for ettermontering av filter på anleggsmaskiner. Grunnen til dette er både det lavere utslippet per traktor i referansesituasjonen og at helsegevinsten av PM10-utslippsreduksjonene er satt lik null for traktorene.

Utslippet forventes å variere betydelig mellom traktorene, der noen nyere traktorer brukes mye, mens en del eldre traktorer benyttes lite. Samtidig vil utslippet per driftstime være betydelig høyere for eldre traktorer, noe som oppveier i det minste delvis for det ulike bruksmønsteret. Det er likevel mulig at utslippet per traktor er anslått til å være noe lav (beregnet ved å dele utslippet i referansebanen på antall traktorer). Utslipp per anleggsmaskin og år er som beskrevet over beregnet til cirka 28 kg PM10/maskin/år, mens utslippet fra traktorene er beregnet til bare 3,5 kg PM10/maskin/år. Dette tyder på at antall traktorer i aktiv drift er overvurdert.

Et partikkelfilter vil øke drivstofforbruket til traktoren noe, denne effekten er ikke hensyntatt i beregningene, se også generell kommentar til partikkelfiltertiltakene på side 17.



Figur 38: Kostnadseffektiviteten (kr/tonn CO_{2e}(GTP10,Norge)) til tiltaket "Ettermontering av partikkelfilter på traktorer" med ulik verdsetting av helseeffekt.

Helsegevinsten av reduserte PM10-utslipp er verdsatt til null kr/kg fordi traktorene hovedsakelig vil kjøre utenfor tettbebygde områder. Det er noen unntak, slik som for eksempel traktorer som benyttes til snørydding i byene. Som vist i Figur 38 vil en høyere verdsetting av PM10-utslippsreduksjonene redusere tiltakskostnaden betraktelig: ved en verdsetting som tilsvarer kjøring i Oslo blir tiltakskostnaden negativ (-938 kr/tonn CO_{2e}(GTP10,Norge)). Dersom tiltaket skal innføres kun i større byer, vil det dog måtte nedskaleres betraktelig. Dersom tiltaket skal innføres i stor skala må det tas høyde for eventuelle kapasitetsbegrensninger hos verksteder som kan foreta en ettermontering av partikkelfiltre.

Mulige virkemidler

De mest hensiktsmessige virkemidlene for å få innført partikkelfilter på traktorer/landbruksmaskiner er et krav kombinert med en støtteordning.

3.3 Utrede tiltak - Tiltak på skip (innenriks skipsfart og fiske)

Utslipp fra skip er regulert i forskriften om miljømessig sikkerhet for skip og flyttbare innretninger, som i stor grad baserer seg på Marpol-krav. Til tross for dette står innenriks skipsfart og fiske for en stor andel av norske BC-utslipp (18 %). Det har blitt vurdert flere tiltak som skal redusere partikkelutslippet fra kystfartøy og fiskebåter: partikkelfilter, vann i drivstoff, og overgang til LNG. Foreløpige beregninger tidlig i utredningsprosessen viste at tiltaket "montering av partikkelfilter" ville være mest kostnadseffektiv når man fokuserer på potensialet til å redusere kortlevde klimadrivere. De andre tiltakene fører – i tillegg til å redusere BC utslipp - til endringer i utslipp av andre komponenter som virker oppvarmende på klimaet målt i $\text{CO}_{2e(\text{GTP10,Norge})}$. Noen av disse endringene (for eksempel reduserte NO_x utslipp) kan imidlertid også ha positive effekter i et bredere perspektiv. I et miljøperspektiv som ikke utelukkende tar for seg kortlevde klimadrivere kan noen av disse tiltakene derfor likevel være fornuftige. Positive miljøeffekter i den ene eller andre sammenhengen påvirkes bl.a. av de relative mengdene av ulike komponenter i utslippet. En mer inngående utredning vil være nødvendig for å fremskaffe godt nok tallmateriale og kunnskap om tekniske muligheter til å gjøre vurderinger. I denne omgang er tiltakene kun omtalt i korthet i delkapittelet "Delvis utredete tiltak".

Diesel partikkelfilter (DPF) er ikke mye testet på skip, men brukes i dag med god erfaring for kjøretøy. Sveits har positiv erfaring fra installasjon av DPF på mindre skip/ferger på innsjøer. DPF er svært plasskrevende, og krever bruk av lavsvovlig drivstoff. Teknologien er vurdert som ikke kommersielt tilgjengelig for større skip enda, og forventet tid før teknologien eventuelt kan innføres er 1-5 år. Det legges i Norge en SO_2 -avgift på alle mineraloljer til innenlands bruk som inneholder mer enn 0,05 vektprosent svovel. Avgiften har bl.a. den effekt at det i liten grad benyttes tungolje i innenriks sjøfart i Norge samt at svovelinnholdet i marine gassoljer i alminnelighet ligger vesentlig under dagens krav. Tall fra Norsk Petroleumsinstitutt viser at gjennomsnittlig vektprosent for marine gassoljer omsatt i Norge var 0,06 % i 2011 (EØS notat "Svovelinnhold i marint drivstoff", 2013). Nye EU-krav setter krav til 0,1 % svovel i drivstoff innenfor ECA, det vil si opp til 62 grader N, og vil gjelde fra 1.jan 2015. DPF ansees derfor som et tiltak som vil være gjennomførbart for norsk innenriks skipsfart. Montering av filter vil kunne øke drivstofforbruket til fartøyene noe, denne effekten er ikke hensyntatt i beregningene av tiltakskostnaden.

Partikkelfilter på skip i innenriks trafikk (kystfartøy), innfasing og ettermontering

Beskrivelse av tiltaket

Det forutsettes at det finnes 430 kystfartøy som benytter MGO og at halvparten av disse får et partikkelfilter innen 2030. Tiltaket starter først i 2017 siden teknologien ikke anses som moden for umiddelbar innføring. Utslippet per skip er beregnet ved å dele utslippet i referansebanen på antall skip og filteret antas å rense 85 % av utslippene. Kostnader for filteret ligger på 810 kr/kW (Stuer-Lauridsen et al. 2012; kostnaden inkluderer filteret og monteringen og er antatt å holde seg konstant i analyseperioden) og gjennomsnittlig motorstørrelse er satt til 2600 kW, slik at kostnaden per skip blir på 2,1 mill kr. Filteret skiftes etter 10 år. Helsegevinsten av PM_{10} -utslippsreduksjonene er ikke verdsatt siden brorparten av utslippsreduksjonene vil skje utenfor tettbebygde strøk.

Effekten av tiltaket og levetiden på filteret forventes å avhenge av bl.a. operasjonsprofilen til fartøyet. For skip som opererer med en jevn og optimal belastning på maskineriet (bedre forbrenning) og som dermed opprettholder en høy eksostemperatur forventes det at renseeffekten er tilfredsstillende (gitt bruk av lavsvovell drivstoff) og at levetiden til filteret er som beskrevet over. For skip som opererer med svært ujevne belastninger på maskineriet, som for eksempel offshore fartøy, oppnår man nok ikke de jevne høye eksostemperaturene som må være til stede for at filteret skal fungere ordentlig. Forbrenningen er ikke optimal og man vil derfor også få generert større mengder med sot.

Resultater og usikkerhet

Tiltaket får en beregnet kostnad på 104 kr/tonn $\text{CO}_{2e(\text{GTP}_{10,\text{Norge}})}$, men dette tallet er beheftet med relativt stor usikkerhet. En av usikkerhetsfaktorene er investeringskostnaden, som her er antatt til å være avhengig av motorstørrelse. Kostnadene vil altså variere fra skip til skip, men utslippsreduksjonene forventes å variere samtidig, slik at denne usikkerheten ikke antas å være stor. Det er ikke lagt inn økte driftskostnader, men filteret vil øke drivstofforbruket noe, se også generell kommentar til partikkelfiltertiltakene på side 17. Fartøyene som har lang levetid igjen etter ettermonteringen og som benyttes mye vil være de mest lønnsomme skipene å ettermontere filter på.

Vi har ikke skilt tiltaket i ettermontering av partikkelfilter og innfasing av filter (f.eks. ved hjelp av krav til nye fartøy). Ettermontering forventes å være noe mer kostbart enn innfasing, men vil også gi større utslippsreduksjoner. Siden partikkelfilteret er relativt plasskrevende, vil det være noen praktiske begrensninger når filter skal ettermonteres på skip som allerede er i drift. Det vil derimot være enklere å få montert filter på nye skip i byggefasen.

Utfordringen med å se på innfasing av tiltaket er at det er uklart hvor mange av framtidens kystfartøy som vil benytte et drivstoff med tilstrekkelig lavt svovelinnhold og hvor mange som vil bruke gass eller elektrisitet. På skip med gass- eller el-drift er monteringen av partikkelfilter ikke et aktuelt tiltak. Vi ser at det er en trend mot økt bruk av LNG (gass) både her i Norge (se for eksempel prosjekter under NOx-fondet), og i Europa.

Mulige virkemidler

Fordi den praktiske gjennomførbarheten av tiltaket er noe uklart, kan det være hensiktsmessig å innføre i pilotordning i første omgang der det installeres partikkelfilter på f.eks. rundt 10 kystfartøy. Utslippene fra fartøyene bør måles både før og etter monteringen av filter og over en lengre periode (f.eks. 2 år). Basert på erfaringene fra pilotprosjektet kan det så innføres krav og/eller støtteordninger.

Partikkelfilter på fiskefartøy, innfasing og ettermontering

Beskrivelse av tiltaket

Det forutsettes at det finnes 600 fiskebåter >15 m som benytter MGO og at halvparten av disse får et partikkelfilter innen 2030. Tiltaket starter først i 2017 siden teknologien ikke anses som moden for umiddelbar innføring. Det antas at 80 % av utslippene i sektoren skyldes båter >15 m basert på utredningen av NOx-tiltak utført i 2006 av Klif, Sjøfartsdirektoratet og Oljedirektoratet. Utslipper per skip er beregnet ved å dele 80 % av utslippet i referansebanen på antall skip. Filteret antas å rense 85 % av utslippene. Kostnader for filteret ligger på 810 kr/kW (Stuer-Lauridsen et al. 2012; kostnaden inkluderer filteret og monteringen og er antatt å holde seg konstant i analyseperioden) og gjennomsnittlig motorstørrelse er satt til 1200 kW, slik at kostnaden per skip blir på 970 000 kr. Filteret skiftes etter 10 år. Helsegevinsten av PM10-utslippsreduksjonene er ikke verdsatt siden brorparten av utslippsreduksjonene vil skje utenfor tettbebygde strøk.

Resultater og usikkerhet

Tiltaket har en beregnet kostnad på 171 kr/tonn $\text{CO}_{2e(\text{GTP}_{10,\text{Norge}})}$, men dette tallet er beheftet med relativt stor usikkerhet. Tiltakskostnad for fiskefartøy er høyere enn kostnaden for tiltaket på kystfartøy fordi utslippet per fartøy er høyere for kystfartøyene. Dette kan for eksempel være på grunn av flere driftstimer på kystfartøyene. Det er ikke lagt inn økte driftskostnader, men filteret vil øke drivstofforbruket noe, se også generell kommentar til partikkelfiltertiltakene på side 17.

Mulige virkemidler

Fordi den praktiske gjennomførbarheten av tiltaket er noe uklart, kan det være hensiktsmessig å innføre i pilotordning i første omgang der det installeres partikkelfilter på f.eks. rundt 10 kystfartøy. Utslippene fra fartøyene bør måles både før og etter monteringen av filter og over en lengre periode (f.eks. 2 år). Basert på erfaringene fra pilotprosjektet kan det så innføres krav og/eller støtteordninger.

4. Delvis utredete tiltak

4.1.1 Trafikkreduserende tiltak

Trafikkreduserende tiltak gjennom virkemidler som økte bompenger, parkeringsrestriksjoner og drivstoffavgifter må ses i sammenheng med virkemidler for å dekke transportbehovet på en mer miljøvennlig måte (for eksempel utbygging av jernbane (også med tanke på godstransport), og kollektivtilbudet forøvrig), og inneholder derfor mange variabler som kan kombineres og skaleres på forskjellig vis. I tillegg vil det være en lokal og regional variasjon i hvilke tiltak som det er hensiktsmessig å innføre. Det er derfor utfordrende å utrede et slikt tiltak på nasjonalt nivå.

Klimakur 2020 inneholder mange scenarier med ulike kombinasjoner og skaleringer av slike enkelttiltak og scenariene kan brukes som eksempler på hvordan et "trafikkreduserende tiltak" i sammenheng med en handlingsplan for kortlevde klimadrivere på nasjonalt nivå kan se ut. Hovedfokus i denne sammenhengen må da være en reduksjon av transportarbeidet fra transportmiddel med forbrenningsmotor.

På lokalt/regionalt kan arbeidet som har blitt gjort i forbindelse med by/regionpakkene som nå skal bli til helhetlige bymiljøavtaler (se Nasjonal transportplan 2014 - 2023, Meld. St. 26, kapittel 9) gi indikasjoner på hva det vil kreve og innebære å møte transportutfordringer på en mer miljøvennlig måte. Fagmiljøer og evalueringsrapporter, herunder også KS1-rapporter, har imidlertid påpekt at dagens transportmodeller og metoder til beregning av samfunnsøkonomisk nytte ikke fanger opp alle relevante effekter og virkninger godt nok (se for eksempel Det Norske Veritas AS et al., 2011, Vista Analyse rapport 2010/11 (Rasmussen et al. 2010), SINTEF rapport A23560 (Tørset et al. 2012).

Også i forbindelse med Klimakur har det blitt dokumentert at scenariene inneholdt så omfattende tiltak at transportberegningene har blitt foretatt godt på utsiden av det som kalles modellenes gyldighetsområde. Resultatene fra disse beregningene må derfor kun betraktes som indikasjoner på tiltakets effekt, og ikke som et presist svar på hva som vil skje hvis tiltaket innføres (TØI rapport 1056/2010, Madslie et al. 2010, side 11).

Av ovennevnte grunner har vi ikke foretatt nye beregninger i forbindelse med forslaget til handlingsplan for kortlevde klimadrivere i denne omgang, men viser til kunnskap bl.a. fra det ovennevnte analysearbeidet. Mer miljøvennlige transportsystemer med redusert utslipp fra forbrenningsmotorer vil kunne redusere utslippet av kortlevde klimadrivere og i tillegg ha andre positive effekter, for eksempel når det gjelder lokal luftkvalitet eller tidstap i køer.

4.1.2 Bytte til LNG som drivstoff for kystfartøy og fiskebåter

Det å bytte til LNG (liquefied natural gas) både maritimt og i industrien er et viktig tiltak for å redusere NOx-utslipp. LNG som drivstoff for skip vil også redusere utslipp av CO₂, SOx og partikler. DNV rapporten "Greener shipping in North America" (2011) konkluderer med at LNG drift er det beste alternativet innen shipping, miljøutfordringer og økonomi sett under ett. Om dette også er tilfellet for norske forhold, spesielt dersom det tas hensyn til metan-problematikken (se nedenfor) er uklart. I følge Næringslivets NOx-fond øker etterspørselen etter LNG i Norge kraftig, hovedsakelig på grunn av støtte til LNG-prosjekter fra NOx-fondet og statlige krav om miljøvennlig drift av ferger og Kystvakten som i dag benytter LNG. Det forventes et omsatt volum i 2016 på 400 000 tonn LNG, hvorav 250 000 tonn forventes brukt på skip. (Næringslivets NOx-fond, 2013)

Tiltaket å bytte til drivstoff LNG for skip øker imidlertid også utslippet av metan (CH_4), som virker oppvarmende på klimaet. Forbedret motorteknologi har ført til en reduksjon av metanutslippet de siste årene, men det har ikke vært mulig å fremskaffe nøyaktige tall på hvor store utslippene forventes å være i fremtiden. Vi har tall for CH_4 -utslippet for bruk av LNG fra Marintek -SINTEFs rapport (TA 2746, Nielsen & Stenersen 2010) der 4,4 % per tonn LNG er brukt i gjennomsnitt for ombygde skip av størrelsen ferger. For nybygde gassmotorer er tallet 2,5 % per tonn LNG. Foreløpige beregninger med disse tallene viste at økte utslipp av CH_4 vil mer enn oppveie den positive effekten av reduserte utslipp av BC (og CO_2), også fordi dette tiltaket gir reduserte utslipp av de avkjølede komponentene NO_x , SO_2 og OC. Summert ga dette at tiltaket ville ha omkring dobbelt så stor oppvarmende som avkjølede effekt, og det virker derfor mot sin hensikt når man fokuserer på et kortsiktig klimaperspektiv.

Per i dag er investeringskostnadene for bytte til LNG som drivstoff for skip forholdsvis høye for både leverandør og distributør av LNG. En ombygging av fartøy vil innebære at skipene får en LNG-tank plassert om bord. En LNG-tank er vesentlig mer plasskrevende enn en vanlig drivstofftank (MGO). Det må også gjøres ombygginger på motoren. Ved en nærmere vurdering av dette tiltaket må det også tas med i betraktning at det kreves infrastruktur for å gjøre LNG gass tilgjengelig. Det må dessuten tas spesielle sikkerhetshensyn ved tanking av LNG som kan komplisere økt bruk av gass som drivstoff for skipstrafikken.

I følge en rapport om perspektiver for det norske LNG markedet (Næringslivets NO_x -fond, 2013) fikk Norge unntak fra det andre gassdirektivet i 2005, med begrunnelsen om at Norge var et umodent marked. Unntak ble innvilget av EØS-komiteen for en 10-års periode og fristen utløper 10. april 2014. I den norske Naturgassloven ble § 7 tatt inn hvor det fastslås at departementet innen 2014 skal gjennomgå loven for å vurdere behovet for en nærmere lovregulering. Dette innebærer at myndighetene må ta stilling til om unntaket skal videreføres, og det vil være naturlig å legge føringer for hvordan gass og/eller LNG-markedet skal organiseres.

4.1.3 Vann i drivstoff for skip

"Fuel water emulsion (FEW)" eller "Water-in-Fuel Emulsion (WiFE) teknologi går ut på å blande ferskvann i drivstoffet om bord på skip. Når drivstoffet forbrennes i motoren fører fordampning av de små vandrdråpene til en lokal nedkjøling og mindre utslipp av NO_x . Derfor er dette tiltaket primært et NO_x tiltak. Siden utslippet av partikler også går ned når denne teknologien tas i bruk (Stuer-Lauridsen, F. et al., 2012), har tiltaket blitt vurdert i en tidlig fase i dette prosjektet. NO_x er en avkjølede gass og reduserte NO_x -utslipp er derfor, isolert sett, ikke gunstige i et kortlevdperspektiv. Overslagsberegninger viste at nesten halvparten av den klimaavkjølede effekten av redusert BC-utslipp ville utlignes av reduserte NO_x -utslipp. Det er imidlertid stor usikkerhet på den reelle GTP verdien for NO_x fra shipping. På grunn av denne store usikkerheten når det gjelder omregningsfaktor har vi valgt å ikke gå videre med tiltaket på dette tidspunktet.

Tiltaket vann i drivstoff krever at det installeres en tank med vann ombord med tilhørende pumpe-systemer og noe ombygging av motoren. Tiltaket står på NO_x -fondets liste over tilgjengelige teknologier, men vi har ikke oversikt over hvor utbredt tiltaket er i dag. Det er også usikkerhet knyttet til om vannet som benyttes må være destillert, eller om vanlig ferskvann kan benyttes. Dersom det er mulig å benytte alminnelig, ikke-destillert ferskvann synes tiltaket å være forholdsvis enkelt å gjennomføre.

5. Referanser

AVL Motortestcenter 2008: Partikkelfilter och NO2-problematik

Bundesamt für Güterverkehr (Federal Office of Freight Transport, Germany), 2013: "De-minimis" - Informationen zur Förderperiode 2013
http://www.bag.bund.de/DE/Navigation/Foerderprogramme/Deminimis/Deminimis_2013/demin13_node.html, sist besøkt 05.09.2013

Bundesministerium für Wirtschaft und Technologie, 2013: Was ist eine De-minimis-Beihilfe? Förderdatenbank, Förderprogramme und Finanzhilfen des Bundes, der Länder und der EU.
<http://www.foerderdatenbank.de/Foerder-DB/Navigation/fragen-und-antworten,did=209460.html>, sist besøkt 05.09.2013

Carlaw, D. & Rhys-Tyler, G. 2013: Remote sensing of NO2 exhaust emissions from road vehicles London, Defra.

DNV et al. 2011: Rapport fra ekstern kvalitetssikring (KS1) av KVV for transportsystemet i Nedre Glommaregionen

DNV 2011: Alternativ fremdriftsteknologi for miljøvennlige ferjer, Rapportnr./DNV Referansenr.: /13FB1SB-7, Rev. , 2011-10-20

DNV 2011: Greener shipping in North America", tilgjengelig på
<http://viewer.zmags.com/publication/4ae38aec#/4ae38aec/16>, sist besøkt 12.9.2013

EPA (United States Environmental Protection Agency) 2007: Diesel Retrofit Technology - An Analysis of the Cost-Effectiveness of Reducing Particulate Matter and Nitrogen Oxides Emissions from Heavy-Duty Nonroad Diesel Engines Through Retrofits

Europaparlamentets och Rådets Direktiv 2004/26/EG av den 21 april 2004

EØS notat "Svovelinhold i marint drivstoff", 2013.
<http://www.regjeringen.no/nb/sub/europaportalen/eos/eos-notatbasen/notatene/2013/jan/svovelinhold-i-marint-drivstoff.html?id=714658>, sist endret 26.4.2013, sist besøkt 12.9.2013

Federal Office of Economics and Export Control 2013: Partikelminderungssysteme.
http://www.bafa.de/bafa/de/weitere_aufgaben/pmsf/index.html, sist besøkt 05.09.2013

Fiskeridirektoratets Merkereregister, <http://www.fiskeridir.no/fiskeridir/statistikk/fiskeri/om-statistikk/en/om-statistikken-merkereregisteret> TARGET=_blank

FOEI et al. 2011: Development of a mandatory code for ships operating in polar waters - Reducing black carbon emissions from vessels in the Polar Regions, Submitted to IMO Sub-committee on ship design & equipment

Forskrift om maskiner (FOR 2009-05-20 nr 544), <http://www.lovdata.no/cgi-wift/ldles?doc=/sf/sf/sf-20090520-0544.html>, 2015-04-18.

Foss, B. et al. 2007: Sjøtransport og utslipp til luft – Utviklingstrekk 1997-2007, Møreforskning Molde As, Rapport 0708, Høgskolen i Molde

Hagman, R. 2008: Dieslbiler, partikkelfilter - ettermontering og kostnader. TØI rapport 940/2008.

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

Helmer, K. et. al. 2004: Regulated and Air Toxic Exhaust Emissions from Nonroad Diesel Engines and Equipment, EPA, USA

Hoel, H. (red.) 2013: Et bedre fungerende LNG-marked. Næringslivets NOx-fond

Hovi, I. B. et al. 2011: Grunnprognoser for godstransport til NTP 2014-2023. TØI og Sitma, TØI-rapport 1126/2011

Høibye, G. 2008: NOx-reduserende tiltak: Leverandører og anvendelse, Notat til Næringslivets NOx-fond

ICCT 2013: Costs and benefits of reducing emissions of black carbon from diesel transportation in middle-income developing countries.

IMO 2012: Consideration of the impact on the arctic of emissions of Black carbon from international shipping, Sub-committee on bulk liquids and gases

Jordi, B. 2012: Less soot from diesel engines, Switzerland's success in reducing emissions. Federal Office for the Environment (FOEN)

Klif, 2013: Underlagsmaterieell til tverrsektoriell biogass-strategi. Klif, TA3020, Maass, C. og Slette, T. <http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/3020/ta3020.pdf>

Madslie et al. 2010: Klimakur 2020 - Transportberegninger, samfunnsøkonomi og kostnad per tonn CO₂, TØI-rapport 1056/2010

Madslie, A. et al. 2011: Grunnprognoser for persontransport 2010-2060, TØI-rapport 1122/2011

MARINTEK & KLIF 2010: Emission factors for CH₄, NO_x, particulates and black carbon for domestic shipping in Norway, revision 1, MT22 A10-199 – Unrestricted

MARINTEK & NO_x-Fund 2012: NO_x abatement in marin sector – review of new techniques and their potential, MT22 A12-091 – Unrestricted

MARINTEK & NO_x-Fund 2012: NO_x Fund supported NO_x abatement from 2008 to 2011 – user experience, MT22 A12-172 – Unrestricted

Nielsen, J. B. & Stenersen, D. 2010: Emission factors for CH₄, NO_x, particulates and black carbon for domestic shipping in Norway, revision 1, SINTEF & Klima- og forurensningsdirektoratet, TA-2746

Rasmussen et al. 2010: "På vei til kvalitet? Evaluering av KS1 i transportsektoren", Vista analyse Rapport 2010/11

Rutland, C., Foster, D., Narayanaswamy, K., and He, Y., " Investigation into Different DPF Regeneration Strategies Based on Fuel Economy Using Integrated System Simulation," SAE 2009-01-1275, 2009.

Saga, E. et al. 2010: Fremtiden for LNG I Supplynæringen, NTNU, Trondheim

SFT 2006: Tiltaksanalyse for NO_x - Utredning av mulige NO_x-reduserende tiltak innenfor energianleggene på sokkelen, innenlands skipsfart og fastlandsindustrien, TA- 2155/2006

Statens vegvesen 2010: Sektoranalyse for transport, Klimakur 2020 – tiltak og virkemidler for å nå norske klimamål mot 2020

Stiftung Warentest 2012: Diesel-Partikelfilter: Nachrüsten lohnt sich wieder. <http://www.test.de/Diesel-Partikelfilter-Nachruesten-lohnt-sich-wieder-4303130-0/> , sist besøkt 05.09.2013

Stuer-Lauridsen, F. et al. 2012: Investigation of appropriate control measures (abatement technologies) to reduce Black Carbon emissions from international shipping. Study Report. LITEHAUZ, Denmark

The International Council on Combustion Engines (CIMAC) 2012: Background information on black carbon emissions from large marine and stationary diesel engines – definition measurement methods, emission factors and abatement technologies

Toll Collect, 2013: Maut-Tarife. <http://www.toll-collect.de/rund-um-ihre-maut/maut-tarife.html>, sist besøkt 05.09.2013

Tørset, T. et al. (2012). Verktøy til transportanalyser i by. Hvilke analyser kan dagens verktøy brukes til, og hvilke verktøy trenger vi til transportanalyser i by?, SINTEF Teknologi og samfunn: 47.

Vågane, L. 2012: Transportytelser i Norge 1946-2011, TØI-rapport 1227/2012

Winebrake, Dr. J. 2009: Current and future emissions from shipping, Second IMO GHG Study 2009, presented to MEPC 59, 2009

Xinqun, G. et al. 2010: Non-road diesel engine emissions and technology options for meeting them. Agricultural Equipment Technology Conference Orlando, Florida, USA

Vedlegg

Tabell V. 1: Utslippstall fra veitransport

Komp- onent	Sektor/ undersektor	Tonn (2011)	Tonn CO _{2e} (GTP10, Norge) (2011)	Endrin g siden 1990 (%)	Andel sektor (%) ⁸	Andel av nasjonal total for komp. (%)
BC	Personbiler – bensin Personbiler: diesel m.m. Andre lette kjøretøy - bensin Andre lette kjøretøy: diesel mm. Motorsykler, mopeder	591	1 722 174	67,8	76	11,5
	Tunge kjøretøy: bensin Tunge kjøretøy: diesel m.m.	187	544 918	-61,9	24	3,6
	Sum veitransport	778	2 267 092	-7,6	100	15,1
CH ₄	Personbiler – bensin Personbiler: diesel m.m. Andre lette kjøretøy - bensin Andre lette kjøretøy: diesel mm. Motorsykler, mopeder	748	64 328	-77,7	97	0,4
	Tunge kjøretøy: bensin Tunge kjøretøy: diesel m.m.	22	1 892	-57,1	3	0,0
	Sum veitransport	770	66 220	-77,4	100	0,4
nmVOC	Personbiler – bensin Personbiler: diesel m.m. Andre lette kjøretøy - bensin Andre lette kjøretøy: diesel mm. Motorsykler, mopeder	10 933	153 062	-82,9	93	7,9
	Tunge kjøretøy: bensin Tunge kjøretøy: diesel m.m.	811	11 354	-60,5	7	0,6
	Sum veitransport	11 744	164 416	-82,2	100	8,5
NO _x	Personbiler – bensin Personbiler: diesel m.m. Andre lette kjøretøy - bensin Andre lette kjøretøy: diesel mm. Motorsykler, mopeder	19 350	-541 800	-52,2	52	10,8
	Tunge kjøretøy: bensin Tunge kjøretøy: diesel m.m.	17 816	-498 848	-26,7	48	9,9
	Sum veitransport	37 166	-1040648	-42,6	100	20,7
CO	Personbiler – bensin Personbiler: diesel m.m. Andre lette kjøretøy - bensin Andre lette kjøretøy: diesel mm. Motorsykler, mopeder	68 086	612 774	-84,1	93	21,9

⁸ Andel av undersektoren "veitransport"

	Tunge kjøretøy: bensin	5 262	47 358	-8,3	7	1,7
	Tunge kjøretøy: diesel m.m.					
	Sum veitransport	73 348	660 132	-83,1	100	23,6
HFK	Sum veitransport	-	-	-	-	-

Tabell V. 2: *Utslippstall fra annen transport.*

Komp- onent	Sektor/ undersektor	Tonn (2011)	Tonn CO _{2e} (GTP10, Norge) (2011)	CO _{2e} (GTP10, Norge)		
				Endring siden 1990 (%)	Andel sektor (%) ⁹	Andel av nasjonal total for komp. (%)
BC	Jernbane	21	61 194	-61	1	0
	Innenriks luftfart < 1000m	1	2 914	46	0	0
	Kysttrafikk m.m Fiske	911	2 654 654	11	42	18
	Småbåter snøscooter Traktorer, anleggsmaskiner og andre motorredskaper: diesel Andre motorredskaper	1 221	3 557 994	54	57	24
	Sum annen transport	2 153	5 877 538	29	100	42
CH4	Jernbane	2	172	-60	0	0
	Innenriks luftfart < 1000m	41	3 526	109	1	0
	Innenriks luftfart > 1000m					
	Kysttrafikk m.m Fiske Småbåter	3224	277 264	910	85	2
	Snøscooter Traktorer, anleggsmaskiner og andre motorredskaper: diesel Andre motorredskaper	517	44 462	32	14	0
	Sum annen transport	3785	325 510	413	100	2
nmVOC	Jernbane	48	672	-61	0	0

⁹ Andel av undersektoren "annen transport"

	Innenriks luftfart < 1000m Innenriks luftfart > 1000m	1 930	27 020	73	10	1
	Kysttrafikk m.m Fiske Småbåter	2 294	32 116	-3	12	2
	Snøscooter Traktorer, anleggsmaskiner og andre motorredskaper: diesel Andre motorredskaper	14 761	206 654	6	78	11
	Sum annen transport	19 033	266 462	9	100	14
NO_x	Jernbane	561	-15 708	-61	1	0
	Innenriks luftfart < 1000m Innenriks luftfart > 1000m	4 397	-123 116	42	7	3
	Kysttrafikk m.m Fiske Småbåter	45 878	-1 284 574	-18	70	26
	Snøscooter Traktorer, anleggsmaskiner og andre motorredskaper: diesel Andre motorredskaper	14 660	-410 480	13	22	8
	Sum annen transport	65 496	-1 833 888	-11	100	36
CO	Jernbane	132	1 188	-61	0	0
	Innenriks luftfart < 1000m Innenriks luftfart > 1000m	6 099	54 891	-6	9	2
	Kysttrafikk m.m Fiske Småbåter	5 703	51 327	14	9	2
	Snøscooter Traktorer, anleggsmaskiner og andre motorredskaper: diesel Andre motorredskaper	54 043	486 387	6	82	17,4
	Sum annen transport	65 977	593 793	5	100	21,2
HFK	Sum annen transport	-	-	-	-	-

Sektornotat 5: Jordbruk



Innholdsfortegnelse

SEKTORNOTAT 5: JORDBRUK	1
1. BESKRIVELSE AV SEKTOREN	3
1.1 Dagens situasjon og framskrivninger	3
1.2 Framskrivninger	5
2. UTREDETE TILTAK	5
2.1 Tiltak 1: Overgang fra rødt til hvitt kjøtt	5
2.2 Tiltak 2: Redusert spill av mat	7
2.3 Tiltak 3: Biogass fra husdyrgjødsel	8
2.4 Tiltaks- og kostnadsvurderinger	9
2.5 Tiltak som er valgt ikke-utredet	9
3. VIRKEMIDLER VURDERT SOM EGNET FOR SEKTOREN	10
3.1 Dagens virkemidler	10
3.2 Forslag til virkemidler for vurderte tiltak	10
4. REFERANSER	12

1. Beskrivelse av sektoren

Dette sektornotatet oppsummerer tiltak og reduksjonsmuligheter innenfor sektoren. Jordbrukssektoren omfatter i denne sammenheng produksjon av vegetabiliske produkter som gras, korn, poteter og grønnsaker samt animalske produkter som melk, egg og kjøtt. En vesentlig del av de vegetabiliske produktene brukes til produksjon av kjøtt og melk. I tillegg er det en betydelig import av korn og soya, både til fôr og til mat.

Jordbruk finner sted i omtrent alle kommuner over hele Norge, men med stor forskjell i omfang. Østlandet, Jæren og Trøndelag utgjør de største jordbruksdistrikter.

Utslippene av BC, CO og NO_x fra oppvarming av driftsbygninger og fra landbruksmaskiner er i utslippsregnskapet plassert under andre sektorer enn jordbruket.

1.1 Dagens situasjon og framskrivninger

Feil! Ugyldig selvreferanse for bokmerke. viser at utslipp av kortlevde klimadrivere fra jordbruket er utelukkende i form av metangass som i 2011 var beregnet til 111 000 tonn metan tilsvarende 9 546 000 tonn CO_{2e}(GTP10, Norge). Dette utgjør vel halvparten av det nasjonale utslippet av metan i absolutte tonn.

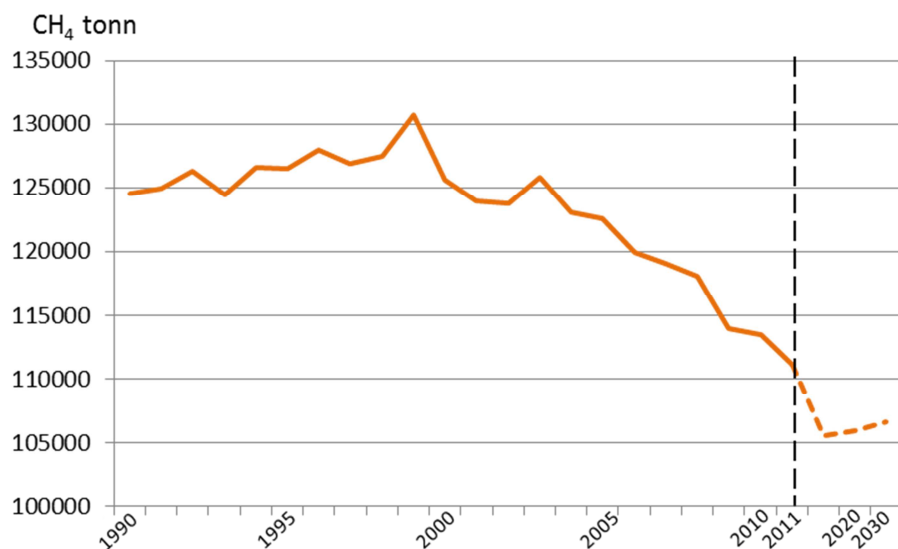
Tabell 14: Utslippsstall fra jordbrukssektoren. Viser utslipp av kortlevde klimadrivere i jordbrukssektoren i 2011 i tonn og tonn CO_{2e}(GTP10, Norge).

Komponent	Sektor/ undersektor	Tonn	Tonn CO _{2e} (GTP10, Norge)	Endring siden 1990 (%)	Andel sektor (%)	Andel av nasjonal total (%)
BC	Sum jordbruk	0	0	0	0	0
CO	Sum jordbruk	0	0	0	0	0
nmVOC	Sum jordbruk	0	0	0	0	0
NO _x	Sum jordbruk	0	0	0	0	0
CH ₄	Husdyr tarmgass	96 000	8 256 000	-13	87	46
	Husdyr-gjødsel	15 000	1 290 000	+4	13	7
	Sum jordbruk	111 000	9 546 000	-11	100	53
HFK	Sum jordbruk	0	0	0	0	0

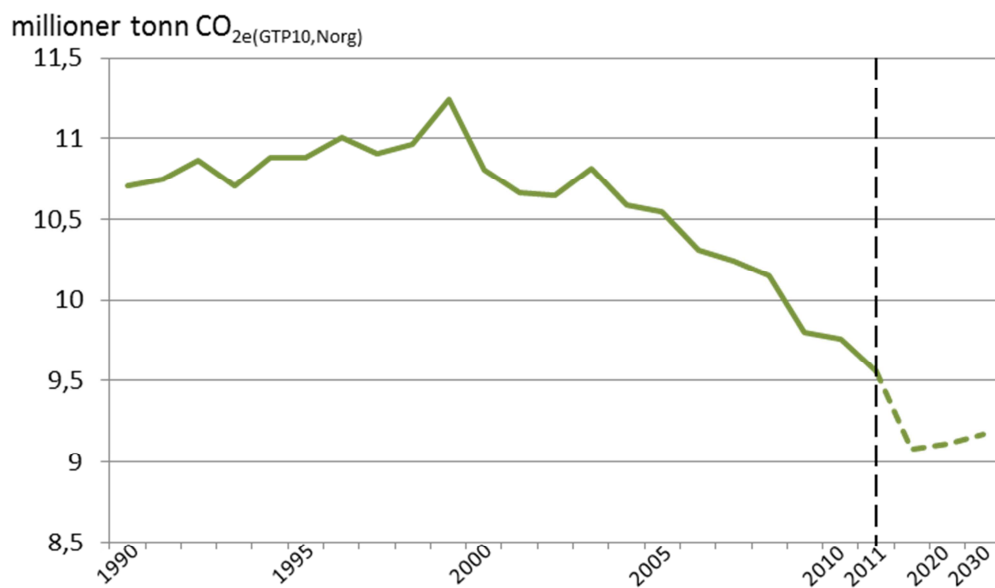
87 prosent av metanutslippene kommer fra dyrenes fordøyelse og 13 prosent fra gjødsellagring. Mesteparten av fordøyelsesgassene kommer fra drøvtyggerne – storfe og sau. Disse dyrene er i stand til å utnytte cellulose i plantene og er de eneste som kan omdanne gras til produksjon av menneskeføde. Dette gir imidlertid store utslipp av metan.

Fordøyelse av grovfôr (grasbaserte produkter) gir større metangassutslipp enn kraftfôr som hovedsakelig er kornbasert.

Figur 39 viser historisk utvikling (1990-2011) og framskrivninger (2012-2030) for kortlevde klimadrivere i jordbrukssektoren i tonn metan /år.



Figur 39: Historiske CH₄-utslipp fra jordbrukssektoren (i tonn) fra 1990-2011 og framskriving (2012 – 2030).



Figur 40: Historiske CH₄-utslipp fra jordbrukssektoren i millioner tonn CO_{2e}(GTP10,Norge) mellom 1990-2011 og framskriving (2012- 2030).

Det har vært en svak nedgang av metanutslippene i jordbruket. Denne skyldes at dyrenes utnytelse av fôret har blitt forbedret sammen med en viss erstatning av grovfôr for drøvtyggerne med kraftfôr av økonomiske grunner; melkeproduksjon (avdrått) per dyr har økt vesentlig og dette har vært mulig ved bruk av mer kraftfôr. Fordøyelse av kraftfôr gir lavere metanutslipp enn grovfôr.

1.2 Framskrivninger

Utslipp fra metan er forventet å gå noe ned, fra 111 000 tonn i 2011 til i ca. 106 000 tonn metan i 2030 (Figur 1). Ifølge framskrivningen blir det en fortsettelse av trenden med mer kraftfôr, høyere melkeproduksjon per dyr med mindre metanutslipp per liter melk.

Framskrivningen for jordbruket forutsetter økt produksjon av hvitt kjøtt og melk i takt med befolkningsøkningen og konstant produksjon av rødt kjøtt. Antall storfe forblir uendret og den økte melkeproduksjon oppnås gjennom økt avdrått (produksjon per ku). Denne oppnås ved både avlsmessige endringer og erstatning av grovfôr med kraftfôr.

Det forutsettes et økt forbruk av kraftfôr (5–12 prosent) til erstatning for grovfôr (som reduseres med 15–25 prosent). Det er ikke klargjort hvilke konsekvenser dette har for produksjon av gras og korn i Norge. I de senere år har kornarealet blitt redusert mens grasarealet har økt (personlig kommunikasjon, Bioforsk/Arne Grønlund). Fortsetter denne trenden vil import av korn og soya måtte øke betydelig i tiden framover.

Utslippene av metan fra jordbruket omfattes ikke av spesielle virkemidler som CO₂-avgift eller kvotesystem. Men siden 2007 er det gitt økonomisk støtte til utprøving av klimatiltak som blant annet omfatter metan. Disse har blant annet gått til utprøving av biogassanlegg for husdyrgjødsel. Videre gir Innovasjon Norge og Enova investeringsstøtte til biogassanlegg men det har foreløpig ikke resultert i tiltak med omfang av betydning. Den pågående revidering av gjødselvereforskriften kan gi strengere krav til gjødsellagring med mulige konsekvenser for utslipp av bl.a. metan. Dette vil også kunne gjøre biogassanlegg for gjødsel mer attraktivt økonomisk.

2. Utrede tiltak

Tiltak har blitt utredet av Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) på oppdrag fra Miljødirektoratet. Miljødirektoratet har hatt tett dialog med NILF og har kvalitetssikret arbeidet. Vi har også vært i dialog med SLF om tiltakene.

Følgende tiltak er utredet:

1. Overgang fra rødt til hvitt kjøtt ved å erstatte produksjon og forbruk av 10 000 tonn norskprodusert storfekjøtt fra ammekyr med norskprodusert grise- og fjærfekjøtt
2. Redusere spill av mat ved å halvere tap av animalske produkter fra hele verdikjeden
3. Produksjon av biogass fra husdyrgjødsel og anvendelse i buss

2.1 Tiltak 1: Overgang fra rødt til hvitt kjøtt

Hvordan: Erstatte norskprodusert storfekjøtt fra ammekyr med norsk produsert lyst kjøtt

Tiltakets kategori: Konvertering

Norsk storfekjøtt har to kilder – kombinerte melke- og storfekjøttbesetninger og spesialiserte storfekjøttbesetninger (ammekyr). Norge produserer i dag 78 000 tonn storfekjøtt fra ammekyr i året, dette tilsvarer ca. 20 prosent av norsk storfeproduksjon (Animalia, 2013). Kjøttproduksjon (og forbruk) fra ammekyr er den minst ressurseffektive og mest utslippsintensive produksjon av animalsk mat.

Tiltaket går ut på å erstatte produksjon (og konsum) i Norge av 10 000 tonn storfekjøtt fra ammekyr – inkludert deres avkom – med 5 000 tonn svinekjøtt og 5 000 tonn fjærfekjøtt. For å opprettholde

produksjonen av storfekjøtt i Norge, holdes ammekyr som får én kalv per år. Denne fores opp med både gras og korn (kraftfôr) og slaktes etter en periode. Fôrforbruk og utslipp per tonn produsert kjøtt er større en ved kombinert melk- og kjøttproduksjon og vesentlig større enn ved produksjon av svine- og spesielt fjærekjøtt. Kjøttproduksjon fra ammekyr er derfor den mest utslippsintensive og ressurskrevende produksjonen av animalsk mat.

Ved produksjon av svin og kylling slippes det ut vesentlig mindre metan fra tarmgass enn ved produksjon av tilsvarende mengder storfekjøtt fra ammekyr, se Tabell 2. Tallene er basert på Norges utslippsregnskap (Klif/SSB, 2013). I utslippsregnskapet beregnes utslippene ut fra dyretall fordelt på de forskjellige dyreslag kombinert med spesifikke utslippsfaktorer. Utslipp per enhet produkt beregnes ikke i utslippsregnskapet. Dette gjøres av ulike aktører som er interessert i disse opplysninger.

Utslippsmengdene for de forskjellige dyreslag divideres med tall for årsproduksjon for å finne utslippsmengden per tonn kjøtt fra ammeku (inkludert avkom), sauekjøtt, svinekjøtt etc. Tabell 2 viser også at utslippene av metan per kg sauekjøtt er noe lavere enn for ammekukjøtt, mens reduksjonen er 97 prosent for svin og 99 prosent for kylling.

Når vi i tiltaket har valgt å erstatte 10 000 tonn kjøtt fra ammeku med 5000 tonn svine- og 5000 tonn kyllingkjøtt og ikke 10 000 tonn kyllingkjøtt, så er det for å ha et noenlunde realistisk eksempel. Svin kan også gi stek, indrefilet, koteletter og lignende som lettere kan erstatte storfekjøtt enn kylling kan. Samtidig får vi anskueliggjort at både utslipp og ressursbruken er spesielt lave ved kyllingkjøtt. Forskjellen i utslipp mellom sau og ammeku er relativt liten.

Tabell 15: Metanutslipp i 1000 tonn CH₄ ved produksjon av 10 000 tonn kjøtt fra forskjellige dyreslag. Kilde: Bioforsk.

	Ammeku	Sau	Svin	Kylling
Fordøyelse	7622	6495	130	21
Gjødsel	782	422	74	150
Sum	8404	6917	280	95
Prosent av utslipp fra ammeku	100 %	82,3 %	3,3 %	1,1 %

Det brukes også vesentlig mindre fôr per produsert kilo gris og spesielt høns enn for storfe. Ved erstatning av storfekjøtt med tilsvarende mengder svine- og fjærekjøtt kan derfor produksjon og/eller import av fôr reduseres. På grunn av mindre behov for grovfôr og dermed mindre grasareal, kan tiltaket også påvirke CO₂-utslipp på grunn av endret arealbruk. Om CO₂-utslippene øker eller minker på grunn av mindre grasareal, er derimot avhengig av hva det frigitte arealet brukes til. CO₂-utslippene endres mest i Norge men også i utlandet, siden Norge importerer omtrent en tredel av kraftfôret til produksjon av både storfekjøtt, svinekjøtt og fjærekjøtt (tall brukt i jordbruksmodellen JORDMOD (NILF, 2001)).

Hadde vi valgt reduksjon av kjøtt fra melkekyr i stedet for ammekyr så ville også produksjonen av melk gått ned. Utslippene per tonn kjøtt er lavere for kombinert melke- og kjøttproduksjon enn ren kjøttproduksjon. Hvor store utslipp det blir på hvert produkt avhenger av hvordan en velger å fordele. For en melkeku går imidlertid mindre av fôrintak (og utslipp) til "å opprettholde livet" og mer til avkastning (melk og kjøtt) sammenlignet med en ammeku. Kjøttproduksjonen stammer fra både kalver og morydyrene for både melkekyr og ammekyr.

Tiltaksvurderingen er begrenset til effekt på utslipp av kortlevde klimadrivere og andre komponenter med klima-, helse- eller miljøeffekt. Avgjørende for at virkningen av tiltaket blir som forutsatt, er at forbruket av kjøtt endres i takt med produksjonsendringen. NILF har som virkemiddel for en slik forbruksendring antydte gradering av avgifter som gjenspeiler forskjell i utslipp av klimagasser fra produksjon av de ulike

kjøtttypene. For omleggingen av produksjonen er endring i direkte tilskudd til bøndene vurdert. Den viktigste usikkerheten ved tiltaket ligger i gjennomførbarheten, særlig for mindre forbruk av rødt kjøtt, men også i situasjonen i dag med overproduksjon av svinekjøtt. Selv om produksjonen kan endres nokså raskt, er det usikkert hvordan kostholdet kan legges om i takt med endringen i produksjonen og hva virkemidler knyttet til dette eventuelt vil koste. Dersom en ikke gjør noe med forbruket, kan den skisserte omleggingen av produksjonen føre til økt import av storfekjøtt med økt utslipp og arealbruk i utlandet, og samtidig økt forbruk av svine- og fjørfekjøtt i takt med den økte produksjonen. Dermed kan det totale kjøttforbruket i Norge øke og følgelig gi økte globale utslipp av både metan og langlevde klimagasser samt økt arealbruk.

Tiltaket gir en utslippsreduksjon i 2030 på nesten 8 300 tonn metan, tilsvarende 710 446 tonn $\text{CO}_{2e(\text{GTP10, Norge})}$ samt ca. 300 tonn lystgass (N_2O), tilsvarende ca 84 000 tonn $\text{CO}_{2e(\text{GTP10, Norge})}$. I tillegg endres CO_2 – utslippene på grunn av arealendring, men dette inngår ikke i Norges utslippsregnskap og er derfor ikke regnet med i referansebanen og ikke tatt med som en del av utslippsreduksjonene i kostnadsanalysen. Det er beregnet at 5-700 000 dekar grasareal og ca. 50 000 dekar kornareal frigjøres. Dette utgjør cirka 5-7 % av jordbruksarealet. Gjennomsnittlig årlig reduksjonspotensiale over de 16 årene tiltaket er i analyseperioden er 8133 tonn metan og 293 tonn N_2O pr år. (tilsvarende henholdsvis cirka 700 000 tonn $\text{CO}_{2e(\text{GTP10, Norge})}$ og 82 000 tonn $\text{CO}_{2e(\text{GTP10, Norge})}$). Tiltaket er forventet å ha en levetid på 30 år for driftsbygninger og 10 år for inventar, mens selve levetiden på tiltaket innenfor analyseperioden mellom 2013-2030 er 16 år siden oppstart av tiltaket er satt til 2015.

Kostnadene er anslått til å være negative; lavere investeringskostnader i driftsbygninger, mindre fôr- og arbeidskostnader utgjør opptil nærmere 400 millioner kroner pr år. Imidlertid er velferdstapet for forbrukerne beregnet til å kunne overstige besparelsene.

Helseeffekt: Tiltaket er ikke vurdert å ha en helseeffekt forbundet med utslippsreduksjonene.

Miljøeffekt: Tiltaket er ikke vurdert å ha en miljøeffekt forbundet med utslippsreduksjonene.

Geografisk begrensning av tiltaket: Hvor nedgangen av ammekuproduksjonen og oppbygging av ny produksjonskapasitet for gris og fjærfe vil skje, avhenger av utformingen av virkemidlene.

Usikkerhetsanslag: mindre enn +/- 25 prosent for utslippsreduksjonen av metan og +/-20 prosent for kostnadene.

2.2 Tiltak 2: Redusert spill av mat

Hvordan: Halvere tap av animalske produkter gjennom hele verdikjeden

Tiltakets kategori: Effektivisering

Det kastes i dag årlig ca. 50 kg nyttbar mat per innbygger i Norge. Ca. 16 % av dette er animalske produkter. En reduksjon av dette vil kunne senke behovet for produksjon av animalske produkter og dermed utslipp av metan forbundet med denne produksjonen. Det vil også resultere i reduksjon av arealbehov og utslipp av langlevde klimagasser. Det er en forutsetning at innkjøp av animalske matvarer reduseres i samme omfang som tapet.

Produksjon av vegetabiliske produkter og fisk har ingen utslipp av metan eller andre kortlevde klimadrivere. Tiltaket er derfor begrenset til animalske produkter.

Tiltakets levetid er forutsatt å være 17 år. Det er regnet med lineær innfasing av tiltaket fra start i 2014 fram til full effekt i 2030. Kostnadene er regnet som rene årlige driftskostnader til kontinuerlige kampanjer, forbedringstiltak og rutiner i industri og dagligvarehandel. Dersom disse virkemidler (og kostnader) skulle opphøre fra 2031, antas det at tapet fortsatt ville holde seg lavere enn i referansebanen. Hvor mye og hvilke virkemidler det ville kreve for å holde tapet på samme nivå som i 2030, eller eventuelt redusere det ytterligere, er usikkert.

Tiltaket gir en utslippsreduksjon i 2030 på ca. 3 900 tonn metan, tilsvarende 337 808 tonn CO_{2ekv}(GTP10, Norge) og 238 tonn N₂O, tilsvarende 66 000 CO_{2e}(GTP10, Norge). I tillegg reduseres CO₂ – utslippene på grunn av arealendring, men dette inngår ikke i Norges utslippsregnskap og er derfor ikke regnet med i referansebanen og ikke tatt med som en del av utslippsreduksjonene i kostnadsanalysen. Gjennomsnittlig årlig reduksjonspotensiale over analyseperioden mellom 2013-2030 er 2141 tonn metan og 131 tonn N₂O (tilsvarende henholdsvis 184 000 tonn CO_{2e}(GTP10, Norge) og 37 000 tonn CO_{2e}(GTP10, Norge), til sammen 221 000 tonn CO_{2e}(GTP10, Norge).

Kostnadene er beregnet til å være mellom 15 og 42 millioner kroner per år, hovedsakelig til ulike informasjons- og holdningskampanjer. De årlige besparelsene i form av mindre tap er imidlertid langt større; økende fra 120 millioner til over 2 milliarder kr per år ved full implementering

Helseeffekt: Tiltaket er ikke vurdert å ha en helseeffekt forbundet med utslippsreduksjonene.

Miljøeffekt: Tiltaket er ikke vurdert å ha en miljøeffekt forbundet med utslippsreduksjonene.

Geografisk begrensning av tiltaket: Halvering av tapet av animalske produkter vil skje i husholdningene, i matvareforretningene og i næringsmiddelindustrien. Dette antas å skje over hele landet.

Usikkerhetsanslag: mindre enn +/- 25 prosent for utslippsreduksjonen av metan og +/-60 prosent for kostnadene.

2.3 Tiltak 3: Biogass fra husdyrgjødsel

Hvordan: Bruke metanutslipp ved lagring av gjødsel til produksjon av biogass

Tiltakets kategori: Annen teknologi

Ved lagring av husdyrgjødsel dannes det metan som slippes ut til atmosfæren. I tillegg slippes det ut lystgass og ammoniakk. Dersom gjødselen i stedet behandles i biogassanlegg, vil disse utslippene bli redusert. Forutsatt at en utnytter biogassen (metan) som produseres i biogassanleggene til erstatning for fossile brenslers, vil utslipp knyttet til forbrenning av fossile brenslers bli redusert. I dette sektornotatet omtales produksjon av biogass fra husdyrgjødsel. Anvendelse av den produserte biogassen som drivstoff omtales i sektornotat for transport.

Tiltaket er hentet fra rapporten "Underlagsmaterieell for tverrsektoriell biogass-strategi" (Klif, 2013). Tiltaket går ut på at 30 prosent av husdyrgjødselen behandles i biogassanlegg og den produserte biogassen oppgraderes og erstatter diesel i busser.

Det første leddet av tiltaket, produksjon av biogass, har hovedsakelig en reduserende effekt på utslippene av metangass i jordbrukssektoren. Anvendelse av biogassen til erstatning av diesel vil redusere utslippene av partikler og derigjennom BC-utslipp, samt CO₂-utslipp. Det vil oppstå et lite utslipp av metan fra

motoren i bussene. Utslippsreduksjoner forbundet med anvendelse av biogassen, allokeres til transportsektoren og omtales nærmere i sektornotatet for transport. Tiltakets levetid forventes å være 20 år. Siden analyseperioden er 2013-2030 og tiltaket starter i 2016 er tiltakets levetid innenfor analyseperioden 15 år.

Tiltaket gir ved full innfasing en utslippsreduksjon i 2030 på nesten 4000 tonn metan og 200 tonn lystgass (N_2O) fra biogassproduksjonen. Gjennomsnittlig årlig reduksjonspotensiale over tiltakets levetid er 2964 tonn metan (255 000 tonn $CO_{2e(GTP10,Norge)}$) og 140 tonn N_2O (ca 39 000 tonn $CO_{2e(GTP10,Norge)}$). Den samlede utslippsreduksjonen for tiltaket er i gjennomsnitt 294 000 tonn $CO_{2e(GTP10, Norge)}$ per år over tiltakets levetid. Kostnadene (investering- og driftskostnader) er beregnet til 608 millioner kroner i gjennomsnitt per år over analyseperioden 2013-2030.

Helseeffekt: Det er ingen helseeffekt som følge av utslippsreduksjoner forbundet med produksjon av biogass fra metan.

Miljøeffekt: Tiltaket er ikke vurdert å ha en miljøeffekt forbundet med utslippsreduksjonene av metan.

Geografisk begrensning av tiltaket: redusert utslipp av metan fra gjødselkjellere vil finne sted i distriktene. Biogassproduksjonen og erstatning av diesel med biogass i buss med reduserte utslipp av BC både i distriktene og byene og omtales nærmere i transportnotatet.

Usikkerhetsanslag: +/- 25 % for utslippene av metangass.

2.4 Tiltaks- og kostnadsvurderinger

For både tiltak 1 og 2 er det ingen tekniske hindringer for gjennomføring. For tiltak 1 er de direkte investerings- og driftskostnadene negative, men velferdstapet for forbrukerne er beregnet til å være større enn disse besparelsen slik at tiltaket har nettokostnader. Disse er imidlertid moderate i forhold til utslippsreduksjonen. Hindringene vil være både innenfor jordbrukspolitikken og forbruksvanene.

Tiltak 2 vil gi store besparelser, men hindringen vil kunne være manglende motivasjon spesielt i husholdningene.

Tiltak 3, produksjon av biogass fra husdyrgjødsel og bruk i busser, er et mer kostbart tiltak. Selv om teknologien er velutprøvd i utlandet, er erfaringen med biogass fra husdyrgjødsel i Norge meget begrenset. Det er mulig at teknologiutvikling og tilpasning vil gi lavere kostnader enn forutsatt i denne handlingsplanen.

Informasjonen til tiltak 1 og 2 er hovedsakelig fremskaffet av NILF og Bioforsk mens informasjonen til tiltak 3 er hentet fra rapporten "Underlagsmaterieell for tverrsektoriell biogass-strategi", (Klif, 2013).

2.5 Tiltak som er valgt ikke-utredet:

En variant av tiltak 1 kunne ha vært å redusere produksjon av kjøtt fra melkekyr i stedet for fra ammekyr. Imidlertid vil dette kunne redusere melkeproduksjonen til et nivå under antatt forbruk slik at det vil bli nødvendig å importere melk. Videre er den kombinerte produksjon av melk og kjøtt mer utslippseffektiv slik at utslippsreduksjonen ikke ville bli like stor som ved å redusere kjøttproduksjon fra bare ammekyr.

En annen variant av tiltak 1 er "Erstatte importert storfekjøtt med norskprodusert lyst kjøtt". Det ville være vanskelig å beregne utslippsreduksjonen i utlandet fordi utslippene og dermed utslippsreduksjonen vil variere med produksjonsforholdene i de forskjellige land. Det vil heller ikke være mulig å påvirke utslippsreduksjoner i utlandet fordi det er ingen styring på virkemidlene, dessuten vil ikke mindre import til Norge nødvendigvis redusere produksjonen i de landene vi importerer fra, da dette kjøttet kan bli eksportert til andre land.

Enda en variant ville være å erstatte storfekjøtt med vegetabiliske produkter. Reduksjonspotensialet for utslippene av metan, lystgass og arealbehov er større enn for det utredete tiltaket. Men gjennomførbarheten antas å være lav fordi overgang til et mer vegetabilisk kosthold antas å ha liten støtte i befolkningen.

3. Virkemidler vurdert som egnet for sektoren

3.1 Dagens virkemidler

Det finnes i dag ingen virkemidler for reduksjon av metanutslipp i jordbruket, men det gis støtte til bl.a. utprøving av biogassproduksjon og investering i biogassanlegg.

3.2 Forslag til virkemidler for vurderte tiltak

De siste årene har det vært underdekning av norskprodusert storfekjøtt og overskudd av hvitt kjøtt. Underdekningen har vært beregnet til 10 000 tonn som importeres i tillegg til kvoteimporten, som er av samme størrelsesorden som reduksjonen av storfekjøttproduksjon i tiltaket om overgang fra rødt til hvitt kjøtt. I en rapport fra Animalia er det utredet hvordan denne importen kan erstattes med norskprodusert storfekjøtt. Siden denne ekstra produksjonen ikke er bedriftsøkonomisk lønnsom i Norge, forutsettes bl.a. økt støtte til både investeringer og drift (Animalia, 2013).

Ifølge Norturas 2013-prognose fra juni 2013, vil det også i 2013 være underdekning av storfekjøtt og overskudd av svinekjøtt (om lag 5000 tonn i året). For å oppnå bedre balanse mellom produksjon og forbruk, har Nortura foreslått å subsidiere nedleggelse av svinekjøttproduksjon. Forslaget skal behandles av Omsetningsrådet i desember. For at tiltaket skal ha ønsket effekt, forutsettes at forbruket endres i takt med produksjonsendringen slik at endringen ikke medfører ytterligere import av storfekjøtt og overproduksjon av svinekjøtt. Den viktigste usikkerheten ved tiltaket ligger derfor i gjennomførbarheten mht. forbruksendringen. Gjennomføring av tiltak 1 – overgang fra rødt til hvitt kjøtt – vil kreve virkemidler rettet både mot produksjon og forbrukerne.

På produksjonssiden antas økonomiske virkemidler å være mest relevant. Endring av innretning og størrelse av produksjonsstøtte over jordbruksavtalen men også investeringsstøtte og lån til nye driftsbygninger for svin og fjærfe kan være viktige virkemidler. De økonomiske virkemidlene over jordbruksavtalen antas å kunne utformes slik at de er styrings- og kostnadseffektive, men med klare fordelingsvirkninger i form av forskyvninger fra mange mindre produksjonsenheter for ammeku til færre og større for gris og fjærfe. Tiltaket vil forsterke en trend i forskyvninger i kjøttproduksjonen de senere år og gjennomføringen av tiltaket vil kreve endringer i innretningen av gjeldende virkemidler i jordbrukspolitikken.

For forbrukerne vil både informasjon og økonomiske virkemidler være nødvendige. Det finnes flere studier som indikerer at høyt inntak av rødt kjøtt gir økt risiko for hjerte- og karsykdommer eller andre sykdommer (Pan m. fl., 2012). Dersom kunnskap om mulige positive helsevirkninger av redusert inntak av rødt kjøtt blir bedre dokumentert, vil informasjon kunne være et egnet virkemiddel. Styringseffektiviteten vil imidlertid være lav, og det vil kunne være utfordrende å hente ut det tekniske potensialet. I tillegg vil trolig økonomiske virkemidler som sikrer en større prisdifferanse mellom kjøttslagene enn i dag være nødvendige. Høyere priser på rødt kjøtt i Norge vil imidlertid kunne gi økt handelslekkasje og/eller import. Dermed vil reduksjon av utslippene i et globalt perspektiv bli mindre enn forutsatt.

For tiltak 2 – redusert spill av mat – vil informasjon og økonomiske virkemidler (prisen på matvarer) være aktuelle virkemidler for husholdningene. Det har vært gjennomført noen informasjons- og holdningskampanjer men det foreligger ingen dokumentasjon av effekten av disse.

For industrien og dagligvarebransjen kan det være aktuelt med for eksempel endringer i forpakningsstørrelse, logistikk og lagring og endringer i fordeling av varetilbudet på ferske og frosne varer. Hvorvidt en kan oppnå dette gjennom informasjon, samarbeid, frivillige avtaler eller juridiske virkemidler er ikke klart. Det er også blitt vurdert om endring av datostempling fra "siste forbruksdag" til "best før" kan ha en effekt på om befolkningen kaster mindre mat. Dette er i Merkeforskriften regulert av EU og er i utgangspunktet ikke mulig. Derimot er dette nylig blitt brukt som et middel av melkeprodusenten Tine i et forsøk på å få befolkningen til å kaste mindre melk.

For tiltak 3 - produksjon av biogass fra husdyrgjødsel til bruk i buss - vil det være nødvendig med virkemidler langs hele verdikjeden. Det må innføres ekstra virkemidler for å sikre bruk av husdyrgjødsel siden biogass fra våtorganisk avfall er tilnærmet bedriftsøkonomisk lønnsomt mens produksjonen basert på husdyrgjødsel ikke er det. Se rapporten "Underlagsrapport for en nasjonal, tverrsektoriell biogasstrategi" (Klif, 2013) for en detaljert diskusjon av mulige virkemidler for økt biogassproduksjon og – anvendelse.

Investeringsstøtte og transportstøtte til gjødsel er aktuelle, men de må være ganske høye for å skape lønnsomhet i anleggene. Et alternativ til økonomisk støtte er et innblandingskrav for husdyrgjødsel i biogassanlegg som behandler våtorganisk avfall.

Endringer i gjødselvereforskriften (som er under revisjon våren 2013) vil kunne bedre muligheten for anvendelse av biogjødsel og føre til høyere etterspørsel etter biogassbehandling av husdyrgjødsel.

4. Referanser

Animalia (2013), Økt storfekjøttproduksjon i Norge, *Rapport fra ekspertgruppen*.

Klif (2013), Underlagsmateriale til tverrsektoriell biogass-strategi, TA 3020.

Klif/SSB (2013), miljostatus.no og ssb.no.

NILF (2001), Dokumentasjon av JORDMOD, *Ivar Gaasland, Klaus Mittenzwei, Gjermund Nese og Arvid Senhaji*, notat 2001-18.

Pan, A., Q. Sun, A. M. Bernstein, M. B. Schulze, J. E. Manson, M. J. Stampfer, W. C. Willett, and F. B. Hu (2012), Red meat consumption and mortality: results from 2 prospective cohort studies, *Archives of internal medicine*, 172(7), 555.

Sektornotat 6: HFK-er i produkter



Innholdsfortegnelse

SEKTORRAPPORT 6: HFK-ER I PRODUKTER.....	1
1. BESKRIVELSE AV SEKTOREN	3
2. DAGENS UTSLIPP OG FRAMSKRIVNINGER	4
2.1 UTSLIPP FRA KULDEANLEGG	6
2.2 FRAMSKRIVNINGER AV UTSLIPP FRA KULDEANLEGG	7
2.3 UTSLIPP OG FRAMSKRIVNINGER FOR ANDRE UNDERGRUPPER	8
3. UTREDETE TILTAK.....	9
3.1 TILTAK 1. LEKKASJEKONTROLL OG OPPSAMLING.....	9
3.2 TILTAK 2. BENYTTE HFK MED LAVERE VEKTFAKTOR OG REDUSERE FYLLINGSBEHOVET	10
3.3 TILTAK 3. ERSTATTE HFK MED NATURLIGE KULDEMEDIER	11
3.4 DELVIS UTREDETE TILTAK	11
3.5 VURDERING AV USIKKERHET	12
4. VIRKEMIDLER VURDERT SOM EGNET FOR SEKTOREN	13

1. Beskrivelse av sektoren

Dette sektornotatet oppsummerer tiltak og reduksjonsmuligheter innenfor sektoren HFK-er i produkter. Sektoren omfatter all bruk av HFK (hydrofluorkarboner) i produkter, men hoveddelen av bruken og utslippene fra denne sektoren er knyttet til anlegg og utstyr for ulike kjøle-/fryseformål, luftkondisjonering og oppvarming med varmepumpe. Denne utstyrgruppen, heretter kalt kuldeanlegg, er hovedfokus for analysen. I tillegg omtales bruk av HFK i skumproduksjon og brannslukking kort.

Kuldeanlegg omfatter et meget stort antall enheter, og størrelsen kan variere fra noen titalls watt kuldeeffekt til flere tusen watt. Felles for anleggene er at de er avhengige av et kuldemedium med spesielle fysiske egenskaper. Gruppen av hydrofluorkarboner, som vurderes her, er basis for de vanligste kuldemediene. I tillegg benyttes enkelte naturlig forekommende stoffer som ammoniakk, CO₂ og hydrokarboner.

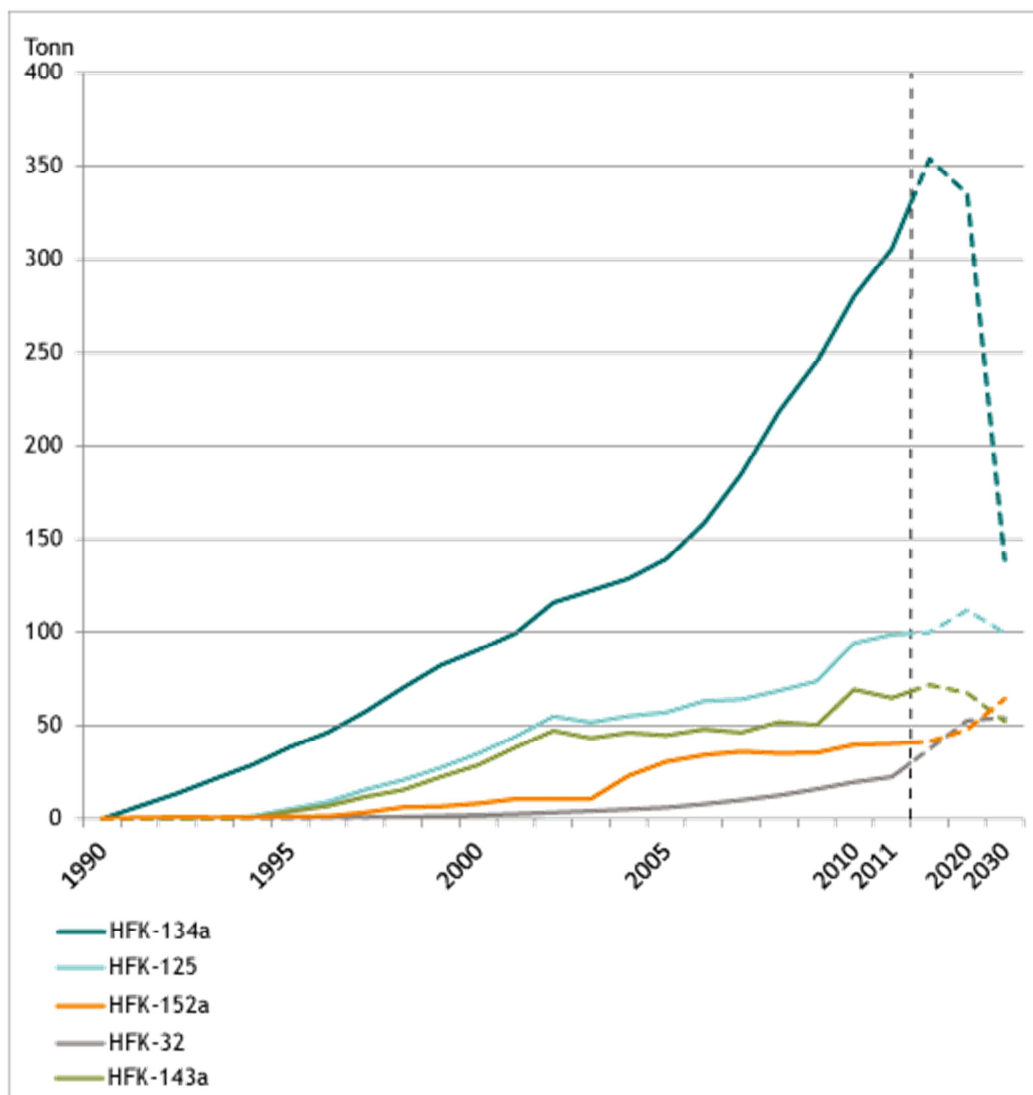
De foretrukne kuldemediene varierer fra bruksområde til bruksområde. De fleste nyere private kjøleskap og fryserer er basert på hydrokarboner. HFK dominerer innenfor luftkondisjonering (stasjonær og mobil), for kommersiell kjøling og frysing, inkludert transport, mens ammoniakk tradisjonelt har vært brukt, og fortsatt brukes, for tyngre industrielle formål.

HFK er belagt med avgift i Norge. Sammen med økende klimabevissthet blant brukere og andre aktører, har dette de siste årene ført til en ikke ubetydelig overgang til naturlige kuldemedier. Bl.a. har CO₂ kommet inn på området «butikkjøling», og brukes i stadig økende omfang. Ammoniakk har fått innpass i større varmepumper og store sentralanlegg for luftkondisjonering. Men HFK er fremdeles den klart dominerende mediegruppen.

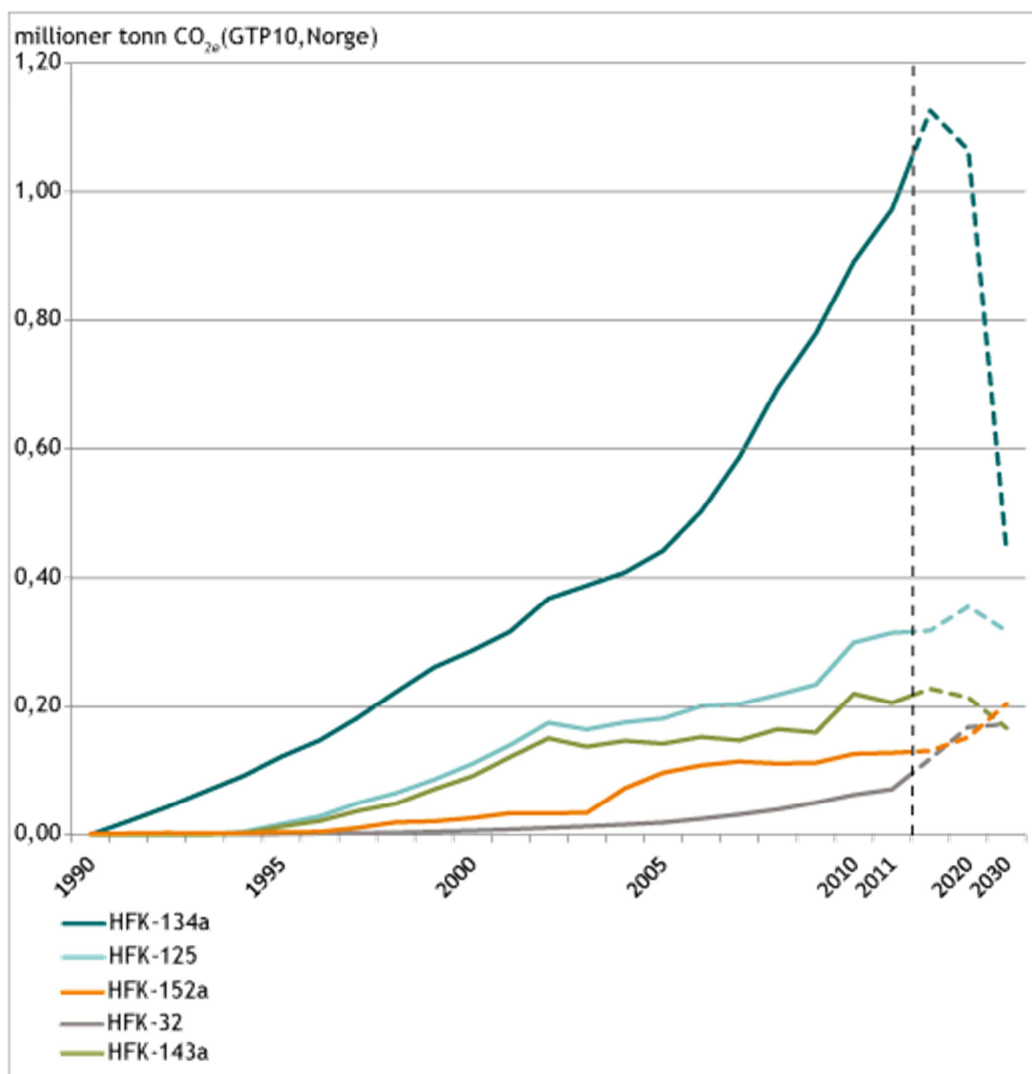
Avgiften gir også incentiv til lekkasjetesting og tetting av anlegg, samt bruk av HFK med lavest mulig GWP. I tillegg er avgiften supplert med en refusjonsordning som gir incentiv til innsamling og innlevering av brukt gass. Tilsiktet utslipp av HFK er i tillegg forbudt gjennom avfallsforskriften, men dette kravet etterleves ikke alltid i praksis – spesielt for små kvanta.

Importen av HFK til kuldeanlegg og varmepumper utgjorde i 2011 ca. 720 tonn, hvor ca. 60 % ble importert i ferdigfylte anlegg. Med hensyn til omlegging til andre kuldemedier er det en utfordring at en så stor del av anleggene importeres, og at muligheten til å påvirke medievalget derfor er begrenset.

2. Dagens utslipp og framskrivninger



Figur 41: Historiske utslipp av fem typer HFK-gasser (1990-2011) og framskrivninger (2010-2030) i tonn.



Figur 42: Historiske utslipp av fem typer HFK-gasser (1990-2011) og framskrivninger (2011-2030) i millioner tonn $CO_{2e}(GTP10, Norge)$

Utslippene av HFK-er målt i $GTP_{10, Norge}$ domineres av gassene HFK-134a, HFK-125, HFK-143a og HFK-32. Disse gassene brukes i hovedsak i kuldeanlegg, hvor de i dag er helt dominerende. I tillegg benyttes en del HFK-152a til blant annet visse typer isolasjonsskum.

HFK-227ea benyttes i hovedsak i brannslukkingssystemer, men forbruket av denne gassen og resterende HFK-er er lite (Tabell 1). Disse er ikke vist i figuren av hensyn til leselighet.

Denne analysen fokuserer på bruk av HFK-134a, HFK-125, HFK-143a og HFK-32 i kuldeanlegg. Bruk av HFK-152a i skum og HFK-227ea i brannslukking behandles kort. Øvrige gasser og anvendelsesområder vil omtales ikke nærmere grunnet de lave utslippene.

Tabell 16: Utslippstall for alle HFK-gassene 2011.

Komponent	Tonn (2011)	Tonn CO _{2e} (GTP10, Norge) (2011)	CO _{2e} (GTP10, Norge)		
			Endring siden 1990 (%) ¹⁰	Andel sektor (%)	Andel av nasjonal total (%) ¹¹
HFK-134a	306	1 366 479	-	54,1	54,1
HFK-125	99	661 960	-	26,2	26,2
HFK-143a	65	381 924	-	15,1	15,1
HFK-32	22	71 232	-	2,8	2,8
HFK-152a	40	20 662	-	0,8	0,8
HFK-227ea	2	11 621	-	0,5	0,5
HFK-134	2	7 404	-	0,3	0,3
HFK-23	0	2 270	-	0,1	0,1
HFK-143	1	1 682	-	0,1	0,1

2.1 Utslipp fra kuldeanlegg

Kuldeanlegg og varmepumper står under trykk og kuldemedium vil lekke ut over tid pga. utettheter i konstruksjonen. Dette er den viktigste årsaken til utslipp. Av og til skjer det uhell, for eksempel rørbrudd, slik at hele fyllingen lekker ut. Dessuten slippes medium ut i varierende grad når anlegg skrotes eller repareres.

For kuldeanlegg dominerer fire HFK-baserte kuldemedier. Disse mediene kalles HFK-134a, HFK-404A, HFK-407C og HFK-410A. HFK-134a består av ett enkelt kjemikalium, mens de øvrige mediene er blandinger av flere HFK-er. Sammensetning og hovedbruksområder fremgår av Tabell 16.

Tabell 17: HFK-kjemikalier og hovedbruksområder innenfor kulde- og varmepumpesektoren.

Type kulde-medium	Består av	Bruksområder
R.-134a	HFK-134a	Luftkondisjoneringsanlegg (AC) i kjøretøy, større stasjonære AC-anlegg, større varmepumper (væskeskjøleaggregater)
HFK-404A	HFK-125, R134a, R143a	Kjøling/frysing generelt ("allround-medium"). Dominerende for frys. Lite brukt for AC
HFK-407C	HFK-125, HFK-134a, HFK-32	Stasjonær AC, varmepumper
HFK-410A	HFK-125, HFK-32	Varmepumper, stasjonær AC (enerådende for de minste anleggene)

¹⁰ Utslipp av HFK-gasser i 1990 var enten null eller veldig små.

¹¹ Ingen andre sektorer har utslipp av HFK-gasser.

Estimerte utslipp fra dagens kuldeanlegg og varmepumper, spesifisert på de fire enkeltkjemikaliene (Tabell 2) er vist i Tabell 18. Utslippene er angitt både i tonn kjemikalium og i tonn CO₂-ekvivalenter (mengde multiplisert med vekt faktoren GTP_{10, Norge} som også fremgår av tabellen). Tabellen bygger på analyse av de ulike bruksområdene for HFK-er og er best mulig tilpasset utslippsdata fra Miljødirektoratet og Statistisk Sentralbyrå.

Tabell 18: Utslipp av HFK fra kuldeanlegg og varmepumper i 2011.

Kjemikalium	Utslipp 2011, tonn	Vekt faktor, GTP _{10, Norge}	Utslipp i tonn CO _{2e} (GTP _{10, Norge})	Utslipp som andel av Sum utslipp, %
HFK-125	76,2 (98,0)*	6700	511 000	23,4
HFK-134a	278,5 (278,5)*	4470	1 245 000	57,1
HFK-143a	58,4 (64,7)*	5903	345 000	15,8
HFK-32	25,3 (22,4)*	3180	80 000	3,7
Sum utslipp	438,4		2 181 000	100

Tallene i parentes er offisielle norske utslippstall som publisert av Miljødirektoratet og SSB. Avvik skyldes differanser som oppstår ved omregning fra enkeltkjemikalier til aktuelle typer kuldemedium som inngår i utslippsmodellen i utslippsregnskapet.

2.2 Framskrivninger av utslipp fra kuldeanlegg

Kuldemediesituasjonen fremover er usikker, noe som reflekteres i framskrivningen av HFK-utslippene. En fjerde generasjon syntetiske kuldemedier med lavere vekt faktor, såkalte HFO-medier (hydrofluorolefiner) er på vei inn i markedet, samtidig som tendensen til å bruke mer naturlige kuldemedier ventes å fortsette. Det økonomisk minst utfordrende skiftet til naturlige medier er imidlertid i stor grad gjennomført allerede som resultat av HFK-avgiften.

EUs forbud mot bruk av kuldemedium med GWP_{100, global} over 150 i AC-anlegg i nye bilmodeller fra 2013 (ref. direktiv 2006/40/EC) vil få stor betydning. HFK-134a erstattes her av HFO-1234yf. Krav til maksimal GWP_{100, global} kan komme også på andre områder som resultat av pågående arbeid under økodesigndirektivet.

Effekten av utfasing av HFK-134a for bilkjøling er tatt hensyn til ved framskrivning av referansebanen. Det er dessuten tatt skjønnsmessig hensyn til at tilgang på nye syntetiske kuldemedier og økt bruk av naturlige medier vil gi en «naturlig» nedtrapping av HFK-bruken.

Estimerte utslipp i referansebanen fremgår av tabell 4. Tabellen gjelder for perioden 2014-2030. Referansebanen er utviklet spesielt for dette prosjektet og omhandler bruk av de fire HFK-gassene i kuldeanlegg. Denne framskrivningen er konsistent med framskrivningen i perspektivmeldingen 2013.

Tabell 19: Samlede utslipp av HFK fra kuldeanlegg i referansebanen, 2014-2030.

Kjemikalium	Utslipp over analyseperioden, tonn	Utslipp over analyseperioden, tonn CO _{2e} (GTP _{10, Norge})	Utslippsreduksjon i andel av referansebanen, %
HFK-125	1827	12 244 000	28,9
HFK-134a	4732	21 153 000	49,9
HFK-143a	1036	6 116 000	14,4
HFK-32	917	2 916 000	6,8
Sum	9027	42 429 000	100

Trenden framgår av Figur 1 og Figur 42.

Veksten i utslipp av HFK gassene har blitt dempet etter at det ble innført en avgift på produksjon og import av HFK i 2003. Utslippene forventes å nå en topp litt før 2020, for deretter å reduseres betydelig fram mot 2030 (ref. Figur 1). Dette skyldes i første rekke utfasingen av HFK134a i luftkondisjonering i kjøretøy som følge av at krav i kjøretøyforskriften begynner å gi utslag i samlede utslipp, samt at naturlige kuldemedier og nyere syntetiske fluorgasser med svært lavere vektfaktor, såkalte hydrofluorolefiner (HFOer), begynner å bli teknisk modne og økonomisk attraktive.

HFK-avgiften som kom i 2003 har ført til tilnærmet eliminering av HFK i anlegg med større fyllinger, og har redusert bruk og utslipp betydelig for andre anlegg. For det mest avgiftsbelagte kuldemediet (HFK-404A) er importen fremdeles bare ca. halvparten av hva den var før avgiften kom, og det gikk seks år før totalimporten igjen var oppe på samme nivå som før avgiften. Sterkt ekspanderende områder som AC-anlegg i bil og små varmepumper, hvor alternativer til HFK mangler og hvor avgiften utgjør en liten del av produktkostnaden, har bidratt mest til at importen totalt sett har passert nivået fra 2002.

I EU er forslag til ny f-gassforordning til vurdering.¹² Om forslaget vedtas slik det foreligger, vil det gi gjennomgripende endringer som forutsetter at HFO-medier blir tatt i bruk i betydelig omfang på de fleste områder. Denne endringen er imidlertid ikke inkludert i referansebanen ettersom forslaget foreløpig ikke er vedtatt.

2.3 Utslipp og framskrivninger for andre undergrupper

2.3.1 Isolasjonsskum

HFK-152a benyttes så langt en kjenner til bare til blåsing av isolasjonsskum i Norge (ekstrudert polystyren, XPS). I følge Miljødirektoratets og SSBs utslippsregnskap har midlere utslipp av HFK-152a de siste 5 årene vært 37,5 tonn. GTP10, Norge for kjemikaliet er 514. Omregnet til $\text{CO}_{2e(\text{GTP10, Norge})}$ tilsvarer utslippene 19275 tonn/år. Dette utgjør mindre enn 1 % av utslippene fra kuldeanlegg og varmepumper i 2011. XPS kan blåses med hydrokarbon eller CO_2 , som vil kreve modifikasjon av produksjonsprosessen. Ettersom reduksjonspotensialet er beskjedent, er det ikke vurdert tiltak for isolasjonsskum i dette arbeidet.

2.3.2 Gassbaserte, stasjonære brannsløkkeanlegg

HFK-227ea inngår i gassbaserte, stasjonære brannsløkkeanlegg. Forbruket i Norge er lite. Gjennomsnittlige utslipp de siste 5 årene er i overkant av 1 tonn (Miljødirektoratets og SSBs utslippsregnskap). GTP10, Norge –verdien er 5508, som gir i overkant av 5500 tonn/år CO_2 -ekvivalenter. Som for HFK-152a, finnes det alternativer med ingen eller minimal klimaeffekt. Tilsvarende sløkkesystemer kan eksempelvis benytte blandinger av ulike inertgasser, som nitrogen, CO_2 og argon. I Danmark er således HFK forbudt for brannsløkking. Et forbud kan også vurderes innført i Norge. Ettersom reduksjonspotensialet er lite, har dette imidlertid ikke blitt vurdert i dette arbeidet.

Brannsløkkemidler som inneholder andre HFK-kjemikalier, bl.a. HFK-125, også i bruk i Norge. Som for HFK-227ea, antas forbruket å være lite.

¹² Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council on fluorinated greenhouse gases, 2012/0305 (COD).

3. Utrede tiltak

Tiltak har blitt utredet av HANS T. HAUKÅS AS på oppdrag fra Miljødirektoratet. Miljødirektoratet har hatt tett dialog med HANS T. HAUKÅS AS og har kvalitetssikret arbeidet.

Hovedanalysen, som fokuserer på kuldeanlegg, er delt opp i 7 undergrupper som analyseres hver for seg fordi det er store forskjeller i anleggenes egenskaper og dominerende typer kuldemedium, ulike muligheter for å gjennomføre tiltak (teknisk og økonomisk), varierende effekt av tiltak osv. Undergruppene som ble analysert er: 1. Private kjøleskap og fryser, 2. Kommersielle kuldemøbler, 3. AC-anlegg i biler med vrakpant, 4. AC-anlegg i andre kjøretøyer, 5. Små varmepumper (brukt i privatboliger ol.), 6. Væskeskjøleaggregater (for større AC-anlegg og varmepumper, indirekte kjølesystemer osv.), 7. Andre anlegg (plassbygde anlegg samt andre anlegg som ikke faller inn under kategoriene 1-6).

For hvert av områdene er det lagt inn et sett forutsetninger med hensyn til utviklingen framover, bl.a. i tilknytning til sektorens vekst og naturlige overgang til ikke-HFK. Det forutsettes i utgangspunktet ikke nyutvikling av teknologi for å gjennomføre tiltak. Den kvantitative analysen er begrenset til perioden 2014-2030, selv om tiltak vil ha effekt så lenge det finnes anlegg med HFK. Følgende tiltak er utredet:

1. Lekkasjekontroll og oppsamling
2. Benytte HFK med lavere vektfaktor og redusere fyllingsbehovet
3. Erstatte HFK med naturlige kuldemedier

3.1 Tiltak 1. Lekkasjekontroll og oppsamling

I 2010 innførte Norge EUs F-gassforordning fra 2006 som henvisningsforskrift i Produktforskriftens kapittel 6a. Forordningen, som har som formål å redusere utslipp gjennom obligatorisk lekkasjekontroll av anlegg, gjenvinning av kuldemediet ved service og kondemnering, føring av kuldemedieregnskap osv.

Dersom ordningen blir fulgt, vil utslippene kunne reduseres betydelig. Tiltaket går ut på å føre effektiv myndighetskontroll med at forordningen overholdes, slik at reduksjonspotensialet for tiltaket utløses så langt som praktisk mulig.

I hver av de syv kategoriene er resultatet av en effektiv kontroll definert i form av en bestemt reduksjon av utslipp.

I hver av de syv kategoriene er resultatet av en effektiv kontroll definert i form av en bestemt reduksjon av utslipp. Estimert effekt av tiltaket, regnet over perioden fram til 2030, er vist i Tabell 5.

Tabell 20: Utslippsreduksjoner av HFK fra kuldeanlegg ved lekkasjekontroll og oppsamling, 2014-2030

Kjemikalium	Samlet utslippsreduksjon, tonn	Samlet utslippsreduksjon, tonn CO _{2e} (GTP10, Norge)	Utslippsreduksjon i andel av kuldesektorens referansebane, %
HFK-125	440	2 949 577	24,1
HFK-134a	529	2 367 918	11,2
HFK-143a	270	1 595 630	26,1
HFK-32	205	650 748	22,3
Sum	1444	7 563 873	17,8

Tiltakets kostnader fremgår av Tabell 21. Kostnadene er i denne sammenheng knyttet til bedriftenes merkostnader med å etterleve kravene i EU-forordning nr 842/2006 og tilhørende underforordninger. Myndighetenes kostnader til tilsyn er ikke medregnet.

Tabell 21: Kostnader ved lekkasjekontroll og oppsamling

Nåverdi, mill. kr.	1208
Årlig kostnad, mill. kr/år	67,1
Kostnadsbrøk, kr/tonn CO ₂ -ekvivalenter	159,72

Tiltaket er ikke vurdert å ha andre effekter på ytre helse og miljø. Tiltaket kan utløses gjennom informasjon og tilsyn av gjennomført regulering.

3.2 Tiltak 2. Benytte HFK med lavere vektfaktor og redusere fyllingsbehovet

HFK-mediernes vektfactorer spenner over et vidt område (se Vedlegg [X i hoveddrapp](#)), samtidig som behovet for kuldemedium kan påvirkes mye gjennom valg av tekniske løsninger. Tiltaket omfatter reduksjon av utslipp og klimaeffekt av utslippene ved bruk av tekniske løsninger som krever liten fylling og kuldemedier med høy vektfaktor. Slike løsninger er tilgjengelig i markedet.

Tiltaket er basert på bruk av løsninger som er tilgjengelig i markedet.

Beregnet effekt for perioden 2014-2030 er vist i Tabell 22.

Tabell 22: Utslippsreduksjoner ved å benytte HFK med lavere vektfaktor og løsninger med lite fyllingsbehov, 2014-2030

Kjemikalium	Samlet utslippsreduksjon, tonn	Samlet utslippsreduksjon, tonn CO _{2e} (GTP _{10, Norge})	Utslippsreduksjon i andel av kuldesektorens referansebane, %
HFK-125	307	2 061 312	16,8
HFK-134a	-369	-1 650 110	-7,8
HFK-143a	288	1 698 447	27,8
HFK-32	70	2 209 064	7,9
Sum	296	2 330 613	5,5

For HFK-134a er utslippsreduksjonen negativ, som betyr at det slippes ut mer av dette mediet etter tiltaket enn før. Det skyldes at HFK-134a (GTP_{10, Norge} = 4470) i stor grad har erstattet medier som inneholder HFK-125 (GTP_{10, Norge} = 6700) og HFK-143a (GTP_{10, Norge} = 5903).

Estimerte kostnader ved tiltaket er vist i Tabell 23.

Tabell 23: Kostnader ved å benytte HFK med lavere vektfaktor og redusere fyllingsbehovet

Nåverdi, mill. kr.	835
Årlig kostnad, mill. kr/år	46,4
Kostnadsbrøk, kr/tonn CO _{2e} (GTP _{10, Norge})	358,27

3.3 Tiltak 3. Erstatte HFK med naturlige kuldemedier

Naturlige kuldemedier, som ammoniakk, CO₂ og hydrokarboner, kan i teorien dekke det meste av kuldemediebehovet i det norske markedet. Det er mange grunner til at HFK likevel dominerer. Teknologien er enkel og kjent, og anleggene er i de fleste tilfeller betydelig billigere. Naturlige medier er heller ikke et tilgjengelig alternativ for mange anlegg i dag, noe som begrenser effekten av tiltaket. Tiltaket baserer seg på samme mønster som brukt i Danmark, dvs. at HFK kun tillates brukt i anlegg med fylling mellom 150 gram og 10 kg, samt for visse spesielle anvendelser. Estimert reduksjon i utslipp fremgår av Tabell 24.

Tabell 24: Samlet Utslippsreduksjoner ved å erstatte HFK med naturlige kuldemedier, 2014-30

Kjemikalium	Utslippsreduksjon, tonn	Utslippsreduksjon, tonn CO _{2e} (GTP10, Norge)	Utslippsreduksjon i andel av kuldesektorens referansebane, %
HFK-125	191	1 281 827	10,5
HFK-134a	213	952 538	4,5
HFK-143a	161	953 768	15,6
HFK-32	48	151 582	5,4
Sum	613	3 339 715	7,9

Estimerte tiltakskostnader er vist i Tabell 25.

Tabell 25: Kostnader ved å erstatte HFK med naturlige kuldemedier

Nåverdi, mill. kr.	3232
Årlig kostnad, mill. kr/år	179,5
Kostnadsbrøk, kr/tonn CO _{2ekv} (GTP10, Norge)	967,63

3.4 Delvis utredete tiltak

3.4.1 Vurdering av effekten av forslag til ny F-gassforordning

Implementering av EUs forslag til ny F-gassforordning er ikke utredet som tiltak etter den generelle malen på grunn av oppgavens kompleksitet og fordi kravene i forordningen fremdeles var under vurdering da analysen ble gjennomført. Det er imidlertid analysert (noe forenklet) hvordan prognosene framover, uten og med tiltak, kommer ut i forhold til forordningens krav gitt i EUs foreliggende forslag.

EUs forslag til ny F-gassforordning (versjon datert 27.02.2013) inneholder en rekke tilleggskrav sammenlignet med dagens ordning. Viktigst er regulering av markedstilgangen for HFK, målt i CO_{2e}(GWP_{100, global}), vanligvis kun referert til som GWP, som skal reduseres trinnvis i perioden 2015-2030 til 21 % av middelverdien for årene 2008-2011. I tillegg foreslås det forbud mot bruk av nyprodusert HFK med GWP_{100, global} > 2500 fra 2020. Fra 2025 forbys også bruken av gjenvunnet medium. Bruk av HFK i ulike hermetiske småanlegg foreslås begrenset over perioden 2015-2020. De omfattende kravene vil medføre store endringer i sektoren. Siden kravene er knyttet til total GWP-belastning, vil det være vanskelig å anslå hvordan kravet om nedfasing vil slå ut for de enkelte gassene.

Begrensninger i markedstilgangen for HFK kan ikke enkelt implementeres i beregningene. HFK-situasjonen etter en eventuell innføring av forordningen er derfor analysert på en alternativ måte, ved å sammenholde estimert behov for ny HFK framover uten og med tiltak i forhold til nedtrappingsplanen i forslaget.

Resultater for referansealternativet og ved tiltak «Naturlige kuldemedier», som gir størst reduksjon av HFK- behovet av tiltakene, fremgår av Tabell 26.

Tabell 26: Behov for ny HFK og markedstilgang under forslag til ny F-gassforordning

År	Ned-trappingsplan, %	Maks. markeds-tilgang for HFK, ktonn CO _{2e} (GWP ₁₀₀ , global)*	Kuldesektorens referansebane		Tiltak «Naturlige kuldemedier»	
			HFK-behov, ktonn CO _{2e} (GWP ₁₀₀ , global)*	Under-dekning tonn HFK ²	HFK-behov, ktonn CO _{2e} (GWP ₁₀₀ , global)*	Under-dekning, tonn HFK ²
2015	100	1395 ¹	1604	98	1501	49
2016-17	93	1297	1523	105	1333	17
2018-20	63	879	1276	185	1057	83
2021-23	45	628	1228	279	983	165
2024-26	31	433	1070	296	796	169
2027-29	24	335	992	306	696	168
2030	21	293	917	290	623	153

1 - middelværdi HFK-import 2008-2011(SSB), regnet i CO₂-ekvivalenter, referanse GWP₁₀₀

2 - ved midlere GWP₁₀₀ = 2150

Tabellen viser en betydelig underdekning av HFK, også i «det beste» tiltaksalternativet, som må dekkes gjennom konvertering til andre medier. Tiltakene som er beskrevet her, vil ikke være tilstrekkelig. For å forandre bildet, må andre medier tas i bruk i langt større omfang, også på kort sikt.

3.5 Vurdering av usikkerhet

Så vel framskriving av utslipp som kostnadsdata er beheftet med store usikkerheter, men vurderes å indikere riktig størrelsesorden og korrekt rangering tiltakene i mellom. Om forslaget til ny F-gassforordning skulle bli innført slik det forelå på utredningstidspunktet, vil en trolig måtte gjøre mer omfattende tiltak enn det vi her har utredet.

På grunn av den store anleggsmassen med HFK, vil det være mest å hente på kort sikt ved å gjøre noe med eksisterende anlegg som i Tiltak 1. På grunn av anleggenes lange levetid, og utsikter til mulige kommende reguleringer fra EU, er det imidlertid viktig å komme i gang med omlegging til andre medier så snart som mulig.

Helseeffekt av tiltakene: Visse HFK gasser kan være helseskadelige i høyere konsentrasjoner og kan således være et arbeidsmiljø- og sikkerhetsproblem. Gassene anses ikke å ha vesentlige helseeffekter i ytre miljø. Dersom HFK gasser brenner eller varmes opp kan man få giftige spaltningsprodukter.

Miljøeffekt av tiltakene: Generelt er kunnskapsstatus at HFK-er ikke har betydelige miljøeffekter ut over klimaeffekten. De fleste HFK-er brytes ned uten å danne andre prioriterte forurensningskomponenter. Det er imidlertid rapportert at noen få HFK-er danner trifluoreddiksyre som stabilt spaltningsprodukt. Dette rapporteres fra European Fluorocarbons Technical Committee som "do not pose a threat to the environment". Miljødirektoratet har ikke undersøkt forhold knyttet til dette nærmere.

Geografisk betydning for tiltakene: Alle omtalte HFK-er har tilstrekkelig lang levetid i atmosfæren til å regnes som globale klimagasser. Det har derfor ingen betydning hvor utslippet skjer.

4. Virkemidler vurdert som egnet for sektoren

Dagens virkemiddel, HFK-avgift som refunderes ved innlevering av brukt medium til destruksjon, fungerer klart begrensende på bruken av HFK i nye anlegg med store fyllinger. Den har ført til omlegging til løsninger som krever mindre fylling, og til stadig mer bruk av naturlige kuldemedier der dette er et realistisk alternativ.

Derimot synes ikke refusjonsordningen i samme grad å ha utløst potensialet for innsamling og destruksjon av brukt vare. Svært mange anlegg har små fyllinger. Tapping og destruksjon av kuldemediet fra disse medfører en netto kostnad, noe som begrenser effekten av returordningen i praksis. Oppfølging av regelverket, som et sentralt element i tiltak 1, vil være viktig i denne sammenhengen.

Aktuelle virkemidler vil avhenge av type tiltak. For tiltak 1 er de juridiske virkemidlene allerede på plass i og med innføringen av F-gassforordningen. Forordningens effektivitet avhenger av at den etterleves. Et aktivt tilsyn vil gi god kontroll av etterlevelse og vurderes som nødvendig for å oppnå reduksjoner som vist for tiltak 1. Tilsyn skulle være relativt enkelt å gjennomføre og gi forutsigbare forhold for bransje og brukere.

For tiltak 2 kan både juridiske og særlig økonomiske virkemidler være aktuelle. Sverige hadde tidligere krav om bruk av såkalte indirekte systemer (krever liten fylling), dersom fyllingsbehovet oversteg gitte grenser ved bruk av direkte system. Så langt en kjenner til, ble kravet etterlevd i stor grad. Et slikt krav ville bryte mer med tradisjonelle løsninger i Norge enn i Sverige, og et visst tilsyn antas å være nødvendig om en velger lovveien.

Avgift på HFK (229 kr/GWP tonn) har allerede medført utstrakt bruk av indirekte systemer (systemer med relativt lav gassfylling) i litt større anlegg. En økning av avgiften vil forsterke denne trenden nedover i anleggsstørrelse. Økt avgift vil samtidig dreie bruken mot medier med lavest mulig vektfaktor som er den andre delen av tiltaket. Effekten vil likevel være betydelig lavere enn ved innføring av avgiften i 2003, siden gjennomsnittlig fylling er redusert og bruken av de mest potente HFKene allerede er sterkt redusert.

Aktuelle virkemidler for tiltak 3 vil være tilsvarende som for tiltak 2. Merkostnaden ved bruk av naturlige kuldemedier er i dag fremdeles stor, og er den viktigste begrensende faktoren. Det må regnes med noe begrenset effekt, ettersom mellomstore anlegg kan splittes opp slik at de kommer under maksimalgrensen for HFK per enhet. De største anleggene har som nevnt før, allerede gjennomgått en tilpassing, enten ved overgang til indirekte løsning og/eller til naturlig kuldemedium.

Informasjon om regelverk, sanksjoner og alternative tekniske løsninger vil også kunne være et funksjonelt virkemiddel uavhengig av tiltak.



BIBLIOTEKSKJEMA

Utførende institusjon

Miljødirektoratet

ISBN-nummer kan tas ut (Frivillig å bruke)

[ISBN-nummer]

Oppdragstakers prosjektansvarlig

Miljødirektoratet

Kontaktperson

Solrun Figenschau Skjellum

M-nummer

90/2013

År

2013

Sidetall

164

Miljødirektoratets kontraktnummer

[Miljødirektoratets kontraktnummer]

SPFO-nummer

[SPFO-nummer]

Utgiver

Miljødirektoratet

Prosjektet er finansiert av

Miljødirektoratet

Forfatter(e)

Solrun Figenschau Skjellum, Vigdis Vestreng, Maria Malene Kvalevåg, Alice Gaustad, Christine Maas, Isabella Kasin, Bjørn Christensen, Sissel Sandgrind, Lars Petter Bingh, Torgrim Asphjell, Elin Økstad, Harold Leffertstra, Hans Haukaas

Tittel - norsk og engelsk

Foreløpig sektorrapport - Underlagsrapport til Forslag til handlingsplan for norske utslipp av kortlevde klimadrivere

Sammendrag - summary

Miljødirektoratet har på oppdrag fra Miljøverndepartementet utarbeidet et forslag til en handlingsplan for å redusere norske utslipp av kortlevde klimadrivere innen 2030. Dette dokumentet inneholder underlagsdokumentasjon for tiltaks- og virkemiddelanalysen i forslaget til handlingsplan. Dette dokumentet er ikke en selvstendig rapport og inneholder ingen vurderinger eller konklusjoner. Alle resultater av analysen finnes i forslag til handlingsplan. Dette dokumentet inneholder ett sektornotat for hver av de seks sektorene vi har utredet tiltak for, nemlig transport, oppvarming i husholdninger, jordbruk, petroleum, HFK i produkter og industri. Hvert sektornotat inneholder en beskrivelse av sektoren, utslipp og framskrivninger av kortlevde klimadrivere i sektoren, tiltak og deres forutsetninger, samt mulige virkemidler. For noen av sektorene er det også beskrevet reduksjonsmuligheter som per i dag ikke kan kvantifiseres som tiltak grunnet manglende data- og/eller kunnskapsgrunnlag.

4 emneord

Kortlevde klimadrivere, sektorrapport, tiltak, virkemidler

4 subject words

Short lived climate forcers, sectors, measures, instruments

Miljødirektoratet

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

E-post: post@miljodir.no

Nett: 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.

M 90/2013

Forsidefoto: iStockphoto, Scanpix, Bjarne Bekkeheien Aase, Nationen