



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

Klimatiltak i jordbruk og matsektoren

Kostnadsanalyse av fire tiltak

NIBIO RAPPORT | VOL. 3 | NR. 85 | 2017



Ivar Pettersen¹, Arne Grønlund¹, Aina Elstad Stensgård², Finn Walland¹

¹Divisjon for kart og statistikk/Landbruksøkonomisk analyse. ²Østfoldforskning

TITTEL/TITLE

Klimatiltak i jordbruk og matsektoren. Kostnadsanalyse av fire tiltak

FORFATTER(E)/AUTHOR(S)

Ivar Pettersen, Arne Grønlund, Aina Elstad Stensgård, Finn Walland

DATO/DATE:	RAPPORT NR./ REPORT NO.:	TILGJENGELIGHET/AVAILABILITY:	PROSJEKTNR./PROJECT NO.:	SAKSNR./ARCHIVE NO.:
01.09.2017	3/85/2017	Åpen	10440	17/00013
ISBN:		ISSN:	ANTALL SIDER/ NO. OF PAGES:	ANTALL VEDLEGG/ NO. OF APPENDICES:
978-82-17-01878-0		2464-1162	86	1

OPPDRAAGSGIVER/EMPLOYER:

Miljødirektoratet, Rapport nr M-660|2016

KONTAKTPERSON/CONTACT PERSON:

Maria Malene Kvalevåg

STIKKORD/KEYWORDS:

Jordbruk Klimatiltak Klimapolitikk
Agriculture Climate change mitigation

FAGOMRÅDE/FIELD OF WORK:

Samfunnsøkonomi Miljøøkonomi Agronomi
Environmental economics Agronomy

SAMMENDRAG/SUMMARY:

The research team has investigated social costs of four measures aiming to reduce climate gas emissions from Norwegian agriculture: 1. Produce biogas from manure, 2. Substitute plant based products and fish for cattle meat, 3. Reduce food waste, and 4. Cease peatland cultivation. Cuts in emissions may be achieved at low or negative social costs, provided proper implementation. Reducing cattle meat consumption may, in addition, have significant positive health effects, according to Norwegian Health Directorate's valuations. Shifts in food consumption and reduced food waste, may also reduce consumers' food expenses. Biogas production incur moderate average costs of approximately NOK 400 per ton CO₂ equivalents. Indicated cost levels do not take into account the implementation costs and the analysis do not cover the distribution of costs and benefits among stakeholders. Ineffective implementation may incur extra costs. The study thus provides reason to expect that emission cuts in agriculture may be socially costless, but measures of implementation need be further investigated. This report is a revised version of report 3/2/2017. Some adjustments in calculations have been made, discussions expanded in response to comments received, and one measure, substituting pork for cattle meat, is dropped.



NIBIO

NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI

LAND/COUNTRY: Norway
STED/LOKALITET: Ås/Oslo

GODKJENT /APPROVED

Hildegunn Norheim

NAVN/NAME

PROSJEKTLEDER /PROJECT LEADER

Ivar F. Pettersen

NAVN/NAME



Forord

Kyotoprotokollen ga opphav til FNs Framework Convention on Climate Change i 1997 og forplikter alle signerende stater til å sette bindende mål om reduksjoner i klimagassutslipp. Regjeringen er i dialog med EU om en felles løsning for Norge og EU eventuelt utformet som en del av EØS-samarbeidet og har nylig fremlagt sin melding til Stortinget: Klimastrategi for 2030.

Miljødirektoratet arbeider kontinuerlig med å oppdatere kunnskapsgrunnlaget for lavutslippsutvikling. Det har vært behov for å oppdatere beregningene av kostnader ved tiltak i jordbruket. NIBIO ble invitert til å levere tilbud på utredning av samfunnsøkonomiske kostnader ved klimatiltak i jordbruket sommeren 2016, sammen med to andre institutter. I invitasjonen refererer direktoratet til flere tidligere utredninger fra bl.a. NIBIO.

Forskere i NIBIO arbeider løpende med tiltak for en mer klimavennlig landbruks- og matsektor, klimarettet næringspolitikk, samt tilpasning til endret klima. Oppdraget er av begrenset størrelse, men vi ser oppdraget for Miljødirektoratet som et steg mot mer kunnskap om en komplisert, men viktig oppgave for norsk jordbruk og matproduksjon.

Prosjektleder for arbeidet har vært Ivar Pettersen, NIBIO. Sentrale medarbeidere hos NIBIO har vært Arne Grønlund og Finn Walland som har ansvar for enkeltkapitler. Øyvind Hoveid har bidratt med nyttige kommentarer og vesentlige bidrag til analysen av forbud mot nydyrking av myr. For å dekke tiltakene redusert matsvinn og biogass ble det etablert kontakt med Aina Elstad Stensgård med kolleger ved Østfoldforskning som har bidratt effektivt innenfor knappe ressursrammer. Aina Elstad Stensgård har hovedansvar for vurdering av matsvinn og har også gitt hovedbidrag til kapitlet om biogass. Klaus Mittenzwei, Agnar Hegrenes, Anna Birgitte Milford med flere i NIBIO, har vært gode rådgivere. Kommunikasjonen med fagmiljøet i Miljødirektoratet har bidratt til skjerpet faglighet og innsikt i klimapolitikk generelt.

Den opprinnelige utgaven av rapporten ble ferdigstilt i januar 2017. Senere er det kommet ny informasjon blant annet om utslippseffekter og forutsetninger for stans i nydyrking av myr. Fra diskusjonen om tiltaket er det også kommet synspunkter som er reflektert i denne reviderte rapporten. Tiltaket å erstatte rødt kjøtt med svinekjøtt, overlapper med tiltak 2 i denne rapporten, og er fjernet.

Analysen av klimatiltak i jordbruks- og matsektoren med vurderinger av samfunnsmessige konsekvenser, reiser mange spørsmål. I denne begrensede studien er det mange relevante spørsmål som ikke er besvart. Til det er mangfoldet av miljø- og samfunnseffekter for stort, og flere områder er heller ikke tilstrekkelig forsket på. Bioproduksjon generelt og grovforbasert husdyrproduksjon spesielt, har mange tilpasningsmuligheter. De biologiske sammenhengene som involverer karbon og klimagasser er komplekse. Det er derfor nødvendig å bruke konkrete beregninger med forsiktighet og ta hensyn til de forutsetninger og forbehold som er nevnt i rapporten. For å sikre samfunnets langsiktige bærekraft er det mange flere perspektiver og samfunnseffekter som må legges til grunn når tiltak og virkemidler skal utformes. Vi håper at denne rapporten danner et grunnlag for videre vurdering av tiltak for en mer klimavennlig jordbruks- og matsektor.

Ås, 01.09.17

Hildegunn Norheim

Innhold

1	Bakgrunn og innledning.....	14
1.1	Jordbrukets klimautslipp og utslippskutt	14
1.2	Begreper og metoder ved kostnadsberegning av tiltak	22
1.2.1	Kostnadseffektivitet	22
1.2.2	Tiltak.....	23
1.2.3	Virkemidler og betydningen av virkemiddelvalg.....	23
1.2.4	Tiltaksanalyser og kostnadsberegninger	24
1.2.5	Beregning av utslippseffekter	26
1.2.6	Referansebane med utslippstall.....	26
1.3	Fire utvalgte tiltak.....	29
1.3.1	Tiltak 1. Bruke naturgjødning til biogassproduksjon	29
1.3.2	Tiltak 2: Erstatning av forbruk av rødt kjøtt med vegetabil og fisk.....	30
1.3.3	Tiltak 3: Redusert matsvinn.....	31
1.3.4	Tiltak 4: Stans i nydyrking av myr.....	31
2	Husdyrgjødsel til biogassproduksjon (Tiltak 1).....	32
2.1	Kort beskrivelse av tiltaket	32
2.1.1	Referansebanen	32
2.1.2	Tiltaket	32
2.2	Potensial for biogassproduksjon	32
2.3	Effekter på utslipp av klimagasser	34
2.4	Kostnadsanalyse	36
2.4.1	Avgrensninger og forutsetninger	36
2.4.2	Datagrunnlag, metodikk og beregning.....	37
2.5	Resultat.....	41
2.5.1	Netto årlige samfunnsøkonomiske kostnader	41
2.5.2	Tiltakskostnad	42
2.6	Miljøgevinster utover utslipp av klimagasser	42
2.6.1	Bedre utnyttelse av fosfor.....	42
2.7	Usikkerhetsmomenter.....	43
2.7.1	Usikkerhet ved utslippsanalyse.....	43
2.7.2	Usikkerhet ved kostnadsanalyse	44
3	Erstatte storfekjøtt med fisk og vegetabilsk mat (Tiltak 2)	45
3.1	Referansebane.....	45
3.2	Tiltaket.....	46
3.3	Utslippseffekt	48
3.4	Tiltakskostnad.....	48
3.5	Beregnet kostnad - effekt.....	53
3.6	Diskusjon	54
3.6.1	Forståelsen av forbrukertilpasningen	55
3.6.2	Kobling mellom produksjon og forbruk av rødt kjøtt.....	55
3.6.3	Konkurransedyktig tiltak?	56
4	Redusert matsvinn i husholdningene (Tiltak 3).....	57

4.1	Kort beskrivelse av tiltaket	57
4.1.1	Referansebanen	57
4.1.2	Tiltaket	57
4.2	Bakgrunn.....	59
4.3	Datagrunnlag	59
4.4	Effekter på utslipp av klimagasser	60
4.5	Kostnadsanalyse: Metode og beregning	60
4.6	Resultat.....	66
4.6.1	Netto årlige samfunnsøkonomiske kostnader	66
4.6.2	Tiltakskostnad og kost – effekt brøk	67
4.7	Tilleggsanalyse: Sensitivitetsanalyse av tidsforbruk og lønnskostnader	68
4.8	Diskusjon	69
4.8.1	Redusert konsumentnytte	69
4.8.2	Usikkerheter knyttet til utslipp	69
4.8.3	Kostnader i matbransjen	70
5	Stans i nydyrking av myr (Tiltak 4).....	71
5.1	Bakgrunn og tiltak.....	71
5.2	Utslippseffekt	71
5.2.1	Regnemåte	71
5.2.2	Utslipp pr dekar nydyrket myr	72
5.2.3	Referansebane og utslippsreduksjon	72
5.3	Tiltakskostnad.....	74
5.3.1	Privatøkonomisk verdi	74
5.3.2	Samfunnsøkonomisk verdsetting.....	76
5.4	Beregnet kostnad - effekt.....	79
5.5	Drøfting.....	81
	Litteratur	83
	Tabellvedlegg.....	87

Sammendrag

Norsk jordbruk står for om lag åtte prosent av de norske klimagassutslippene. Jordbrukets utslipp kan, etter våre analyser, reduseres uten å påføre samfunnet vesentlige kostnader. Rapporten vurderer kostnader for fire klimatiltak. Kostnadsanslagene er usikre, blant annet fordi det per dags dato finnes lite tilgjengelig kunnskap om virkemidlene som kan utløse de nødvendige endringene i jordbruket eller nedstrøms i verdikjeden som i matindustrien, dagligvarehandelen eller blant forbrukerne. En annen grunn er kompleksiteten i karbonkretsløpet i biologisk produksjon.

I det følgende redegjøres derfor først for styrker og begrensninger ved samfunnsøkonomisk verdsetting generelt. Deretter oppsummeres kostnadsberegningen av de fire klimatiltakene.

Samfunnsøkonomisk kostnadsberegning

I denne rapporten bruker vi samfunnsøkonomisk verdsetting. Vi forutsetter at norsk økonomi befinner seg i en normaltilstand uten store ubalanser f.eks. i arbeidsmarkedet, samt at vi har en effektiv fordelingspolitikk som kan sørge for å fordele byrdene av klimatiltak på en akseptabel og rettferdig måte. Dette innledende avsnittet gir en kort beskrivelse av forutsetninger for at kostnadsberegningen skal gi viktige bidrag til prioritering av klimatiltak i jordbruket.

Målet må være klart. Regjeringen legger opp til at Norge skal redusere de årlige klimagassutslippene med 20 til 25 millioner tonn CO₂-ekvivalenter innen 2030 blant annet innenfor transport, jordbruk og annen arealbruk. I hovedsak skal 2030-målet nås med innenlandske utslippsreduksjoner (Meld. St. 41 2016-2017), og utslippsreduksjonene skal gjennomføres med minst mulig tap av andre goder. Kuttene skal med andre ord være kostnadseffektive. De skal legge beslag på minst mulig av samfunnets ressurser og goder pr enhet reduserte utslipp. Mål om samfunnsøkonomisk kostnadseffektivitet er en avgjørende premiss.

Beregningen må ta hensyn til kostnader og nytte av beste alternative ressursbruk. Beregning av samfunnsøkonomiske kostnader bygger på faglige prinsipper som gjelder alle samfunnssektorer. Prinsippene er formet av forskning og utprøvd gjennom lang praksis. Hovedprinsippet er at alle verdier og kostnader skal vurderes ut fra beste alternative ressursbruk. Forsvinner en arbeidsplass oppstår det en kostnad bare dersom den tapte arbeidsplassen skapte mer verdi enn beste alternative arbeidsplass. Hvis enkelte deler av matproduksjonen går ned i Norge og norske forbrukere må endre forbruket, er dette kun et tap dersom resultatet er at samfunnet må øke sin samlede ressursbruk for at forbrukerne skal ha uendret nytte av sitt samlede forbruk.

En utfordring er at det finnes mange alternativer, nye alternativer vil stadig oppstå som følge av innovasjon og ny kunnskap, og det er ulike meninger om hva som til enhver tid er beste alternativ, hva det koster eller hva det gir av nytte. Kvaliteten på en samfunnsøkonomisk lønnsomhetsanalyse er avhengig av evne til å identifisere og verdsette rette alternativer til bestemte tiltak.

Begrensninger når det gjelder fordelingseffekter og risiko. En annen utfordring er at kostnadsberegningen ikke favner alle samfunns effekter. Å vektlegge kostnadseffektivitet alene kan gi tiltak med fordelingsvirkninger som oppfattes som urettferdige, og kanskje også tiltak som påfører samfunnet økt risiko. Analysen av samfunnsøkonomisk effektivitet tar ikke hensyn til fordeling og rettferdighet til tross for at klima- og andre myndighetstiltak har både effektivitets- og fordelings effekter. Tap av arbeidsplasser er et eksempel. At ledig arbeidskraft i norsk økonomi som hovedregel finner seg nye arbeidsgivere, begrenser eller fjerner det samfunnsøkonomiske tapet, men gir likevel et tap for dem som må skifte bosted på jakt etter ny arbeidsgiver. Selve omstillingskostnaden skal være med i kostnadsvurderingen, men det betyr ikke at den som rammes og må flytte, blir kompensert for sin ulempe. For at det for samfunnet skal være rett å prioritere ut fra

kostnadseffektivitet alene, må vi derfor forutsette at samfunnet bruker andre reguleringer og tiltak for å opprettholde sosial rettferdighet.

Alle anslag for kostnads- og nytteeffekter gjelder fremtiden; den beste alternative ressursanvendelse, alle mengde- og verdianslag, er usikre. Det er ikke sikkert de alternative arbeidsplassene er tilgjengelige i fremtiden, eller at internasjonale kornprodusenter alltid står klare til å fylle norske kornlagre om vi skulle redusere vår kornproduksjon. Samfunnsøkonomiske lønnsomhetsanalyser som forutsetter mest sannsynlige fremtidssituasjon, ser gjerne bort fra muligheten for krisetilstander i arbeidslivet eller sammenbrudd i internasjonal matvarehandel. Derfor må vi også når det gjelder usikkerhet og samfunnsberedskap, som for fordeling og rettferdighet, først og fremst forutsette at det drives parallell politikk. Vi må også forutsette aktiv politikk for å opprettholde samfunnssikkerhet og beredskap mot både forsynings- og arbeidsmarkeds kriser. Hvis tiltaket, gitt gode beredskapspolitikk, har ubetydelig effekt på sannsynligheten for og innholdet i mulige fremtidige kriser, er det tilstrekkelig å måle kostnadseffekten ut fra en forventet normalsituasjon, slik vi gjør i vår analyse.

Kostnadsberegning for fire tiltak

Nedenfor oppsummeres beregningene for følgende fire tiltak:

- Økt utnyttelse av husdyrgjødsel til biogassproduksjon
- Redusert produksjon og konsum av storfekjøtt – erstattes med frukt, grønt og fisk
- Redusert matsvinn
- Stans i nydyrking av myr

Miljødirektoratet har prioritert disse fire tiltakene for nærmere kostnadsberegning. Tiltakene har også vært analysert tidligere i bl.a. publikasjoner fra NIBIO.

Tiltak 1 - husdyrgjødsel til biogassproduksjon: Satsing på biogass kan gi bærekraftig erstatning av fossil energi. Å utnytte husdyrgjødsel til biogass reduserer utslipp av metan, lystgass og ammoniakk fra gjødsellagre i jordbruket. Tiltaket går ut på å øke andelen husdyrgjødsel til biogassproduksjon til 50 % av biogasspotensialet er utnyttet i 2050. To ulike typer biogassanlegg er inkludert i tiltaket: småskala gårdsanlegg der biogassen produseres og utnyttes lokalt til oppvarming, og store sambehandlingsanlegg for husdyrgjødsel og annen biomasse der biogassen oppgraderes til drivstoffkvalitet og distribueres fortrinnsvis til transportformål.

Gårdsanlegg og sambehandlingsanlegg har ulike egenskaper med tanke på utnyttelse av biogassen og kostnadsprofil. Samlet sett er det beregnet en årlig samfunnsøkonomisk tiltakskostnad tilsvarende ca. 368 kroner pr tonn utslippsreduksjon regnet i CO₂ ekvivalenter. Potensielt utslippskutt er beregnet til vel 151 000 tonn CO₂ ekvivalenter i snitt over gjennomføringsperioden.

Selv om kun én prosent av tilgjengelig husdyrgjødsel i dag utnyttes til biogassproduksjon, viser allerede igangsatt og planlagt produksjon at tiltaket kan realiseres med kjente virkemidler. Usikkerheten ved kostnadsanslaget dreier seg primært om fordeler knyttet til sambehandling av ulike substrater og nettoverdien av biogass fra sambehandlingsanleggene, anleggenes levetid, samt anvendelse og distribusjon av gass generelt.

Etablering av biogassanlegg krever betydelige investeringer. Alle investeringer belastes i analysen med en reell kalkulasjonsrente på fire prosent. Antatt restverdi av biogassanleggene ved utløpet av tiltaksperioden har derfor stor betydning for beregningen. I vår analyse er tiltakskostnaden lavere og kostnadseffektiviteten høyere for gårdsanlegg enn store sambehandlingsanlegg, bl.a. som følge av forutsetninger om anlegg for mellomlagring for overføring av husdyrgjødsel til store anlegg.

Tiltak 2 - redusert produksjon og konsum av storfekjøtt – næringsinnholdet erstattes med økt forbruk av vegetabilier og fisk: Tiltaket består i å redusere spesialisert kjøttproduksjon ved storfe, dvs. ammekuproduksjonen, og erstatte næringsinnholdet ved økt forbruk av planteprodukter og fisk. Endret kosthold er beregnet slik at samlet kaloriinnhold blir det samme, mens proteininnholdet er antatt å falle noe, men vil fortsatt være høyere enn anbefalingene i de norske kostrådene.

Tiltaket kan redusere utslippene med ca. 474 000 tonn CO₂ ekvivalenter årlig regnet i snitt over tiltaksperioden, og rundt 800 000 tonn når tiltaket er fullt implementert i 2050. Ammekuproduksjonen reduseres med ca. 50 prosent sammenlignet med referansebanen. Alle beregnede utslippskutt oppstår i primærproduksjonen. Tiltaket innebærer et skift fra forbruk av relativt kostbare til noe rimeligere matprodukter, og samtidig et betydelig steg i retning av oppfølging av de norske kostrådene. Samlede reduksjoner i produksjonskostnader gjennom hele verdikjeden kan grovt anslås til ca. 0,7 milliarder kroner årlig når tiltaket er fullt implementert. Vi har ikke regnet reduserte tilskudd til primærproduksjonen som en gevinst, men antar i stedet at endringer i tilskudd motsvares av endringer i produksjon av samfunnsgoder som f.eks. kulturlandskap koblet til produksjonen.

Basert på Helsedirektoratets verdsetting av avvik fra de norske kostrådene, kan reduksjoner i forbruk av kjøtt og økningen i forbruk av frukt og grønnsaker gi helsegevinster. Tiltakets samlede samfunnsverdi ligger primært i denne helseeffekten. Helseeffektene tilregnes her i sin helhet klimatiltaket. Klimatiltaket fremstår dermed med en samfunnsøkonomisk innsparing og gevinst selv uten verdsetting av utslippskuttene. For gjennomføringsperioden under ett er innsparing i helsekostnader og anskaffelseskostnader grovt anslått til 8 900 kroner per tonn CO₂ ekvivalenter i reduserte utslipp.

Analysen bygger på forutsetninger som er usikre, som er av prinsipiell betydning og samtidig avgjørende for resultatet. En ting er at vi ikke tar hensyn til kostnader ved selve virkemiddelbruken, dvs. reguleringer som skal sørge for samtidig endring i forbruk og produksjon. Virkemiddelbruken kan være avgjørende for nettokostnaden. Sammenhengen mellom norsk produksjon og forbruk av rødt kjøtt avhenger av virkemiddelbruk som skal hindre at redusert norsk produksjon erstattes med import. Slik «karbonlekkasje» gjennom økt import, dvs. effekt av at norske utslipp erstattes av økte utslipp utenfor Norge, er ikke til hinder for en bedring i det norske karbonregnskapet. Lekkassen kan imidlertid hindre at utslippstiltaket i produksjonen fører til endret konsum og dermed helsegevinst.

Avhengig av virkemiddelbruken kan det også oppstå effektivitetstap i tilpasningen mellom forbrukerpreferanser og produksjonskostnader, såkalte dødvektstap, som reduserer eller opphever den samfunnsøkonomiske gevinsten. Det er generelt problematisk å anta at endringer i forbruk, som skyldes samfunnshensyn knyttet til produksjon, kan skje uten vesentlige tap for forbrukerne. Når vi tillegger tiltaket positiv samfunnsøkonomisk nettoverdi før verdsetting av utslippskuttene, må vi understreke kravene til virkemiddelbruken. Et gunstig resultat kan f.eks. forutsette at endringen i matvareforbruk og produksjon dels skjer som følge av endringer i forbrukerpreferanser, og dels ved endret innretning av virkemidlene i jordbrukspolitikken. Endring i forbrukeratferd kan skje ved f.eks. opplysning, varemerking og bevisstgjøring.

Beregningen bygger på en gjennomsnittsbetraktning og tar ikke hensyn til variasjon rundt snittet. Tiltak for endring i forbruk vil ikke ha de positive effektene f.eks. på helse, som er nevnt ovenfor, dersom virkemidlene bare virker på den delen av forbruket som allerede er godt tilpasset kostrådene. Rettes virkemidlet i særlig grad mot forbrukergrupper som har kosthold som i stor grad avviker fra kostrådene, kan effekten være større enn her antatt. En annen ting er at vi for enkelhets skyld antar at helsegevinsten er proporsjonal med reduksjonen i avviket fra kostrådene. Tallenes størrelse gjør at denne forenklingen neppe har vesentlig betydning for konklusjonen.

Tiltak 3 – redusert matsvinn: Matproduksjon utnytter først og fremst solenergi, vann, vekstmedier og naturens karbonbalanse, i tillegg til teknologi og bondens kompetanse. Matproduksjon vil uvegerlig også føre til utslipp av klimagasser i tillegg til at bruk av knappe produksjonsfaktorer som arbeidskraft

og kapital. Den delen av matavfallet som skyldes sløsing med matressurser, fortrenger annen godeproduksjon og gir unødig miljøskade. Redusert matkasting kan derfor gi redusert ressursbruk og betydelig samfunnsgevinst i tillegg til verdien av utslippskuttene.

Vi anslår grovt at en halvering av matsvinnet på husholdningsleddet, regnet pr innbygger i snitt, vil gi en netto innsparing for forbrukerne årlig som øker over tid med gradvis implementering av tiltaket. Mesteparten av forbrukernes innsparing kan regnes som samfunnsøkonomisk relevant innsparing i produksjon og import. Våre kalkyler viser en utslippsreduksjon tilsvarende ca. 78 000 tonn CO₂ ekvivalenter regnet i snitt over gjennomføringsperioden fram til 2050. Netto samfunnsøkonomisk gevinst, primært i form av reduserte anskaffelseskostnader for matvarer, er beregnet til kr 9 000 kroner pr tonn CO₂-ekvivalenter regnet for perioden som helhet.

Usikkerheten ved anslaget dreier seg spesielt om i hvilken grad matsvinn kan betraktes som sløsing eller om matsvinnet kan ha positiv nytteeffekt. Eventuell nytte en person opplever i forbindelse med å ha overfylte matskap, eller ubehag knyttet til å måtte spise restemat i stedet for noe nytt, kan være argumenter for at matavfall kan være resultatet av rasjonell forbrukertilpasning. I så fall kan regulering for å få forbrukeren til å redusere matsvinnet, redusere netto nytte av matkonsumet for forbrukerne.

I vår analyse har vi forsøkt å ta hensyn til denne mulige kostnaden forbrukerne kan oppleve gjennom anslag for tidsforbruk for å planlegge og sikre et like tilfredsstillende matvareforbruk med halvert matsvinn. Vårt estimat tilsier at gjennomsnittshusholdningen tåler inntil et kvarter økt tidsforbruk knyttet til matvarehåndtering pr uke, uten at tiltakets nettoverdi, før verdsetting av utslippskuttene, blir negativ.

Også dette tiltakets nettoverdi avhenger av virkemiddelbruken. Bevisstgjørende informasjon og tekniske hjelpemidler for å følge opp matsvinnet, kan sikre at tiltakets positive effekter kan realiseres uten vesentlig tap av forbrukernytte. Så langt er det, tross betydelig internasjonal forskning, begrenset kunnskap om hvordan tiltaket best kan gjennomføres. Analysen har ikke sett på tiltak for redusert matsvinn på primær- og industrileddene.

Tiltak 4 - stans i nydyrking av myr: Stans i nydyrking av myr er her anslått til å kunne redusere utslippene av klimagasser fra jorddyrking med 220 000 tonn årlig sammenliknet med refransebanen, uten å påføre samfunnet nevneverdige kostnader.

Dyrket myrareal er en betydelig utslippskilde og medfører utslipp av klimagasser over en periode som avhenger blant annet av myrslagets tykkelse. Myrslaget reduseres gradvis. Utslipp fra dyrka mark tilregnes ikke jordbruket men arealbrukssektoren. Når CO₂ utslipp fra dyrket areal tillegges jordbrukets utslippsregnskap, er utslipp fra dyrkede myrarealer i dag den største kilden til utslipp fra produksjon på norsk dyrka mark, større enn samlede utslipp fra husdyrfordøyelse.

Anslag for fremtidig nydyrking av myr uten tiltak, er usikre. Framtidig nydyrking av myr er i Miljødirektoratets referansebane antatt å utgjøre 4 000 dekar årlig, og dette antallet dekar legges til grunn for kostnads- og utslippseffektberegningen i vår analyse. Anslaget utgjør 25 prosent av totalt nydyrket areal årlig siste ni år. Til sammenligning utgjør myrareal 16 prosent av NIBIOs registrerte nydyrkede arealer for samme periode, mens myr utgjør 38 prosent av samlet nydyrkingsreserve. Det er også i snitt rimeligere å nydyrke myr enn annen mineraljord. I et NIBIO-notat til Landbruks- og matdepartementet datert 29. mai 2017 vises at «Faktisk nydyrking av myr, som vi finner i kartet (merknad: Digitalt Markslagskart), ligger altså på et vesentlig lavere nivå (merknad: sammenliknet med anslag bl.a. i NIBIO rapport 43/16). Med årlig nydyrking på 16 000 daa tilsvarer dette årlig dyrking av ca. 2 600 daa myr.» Beregningen i notatet til LMD gjelder de siste ni årene.

Hvert dekar antas, i tråd med IPCCs beregninger, å slippe ut 3,5 tonn CO₂ ekvivalenter inntil omdanning til mineraljord. Ett års nydyrking vil med Miljødirektoratets referansebane, altså kunne gi inntil 14 000 tonn utslipp årlig over mange år. For grunn myr, dvs. torvlag mindre enn 1 meter, som

antas å utgjøre halvparten av det nydyrkede arealet, vil utslippene synke gradvis til null over en periode på vel 40 år i gjennomsnitt.

Grunneier kan i dag normalt forvente å få tillatelse til å dyrke myr, og kan derfor sies å ha en opsjon, en rett, til nydyrking av tilgjengelig myr. Retten har en verdi selv om nydyrking i dag ikke skulle være lønnsomt. Lønnsomheten av nydyrking av myr under dagens forhold, anslår vi til nærmere 8 000 kroner pr dekar i enkelte strøk av landet, f.eks. deler av Rogaland. Alternativt, dersom valget står mellom nydyrking av myr eller mineraljord i skog, kan besparelsen ved å velge myrarealet anslås til kr 7 000 pr dekar.

Den privatøkonomiske lønnsomheten på opp mot 8 000 kroner pr dekar i snitt i visse regioner, og verdien av selve rettigheten til nydyrking for øvrig, anses her ikke å være et relevant samfunnsøkonomisk tap ved stans i nydyrking av myr. Siden den private avkastningen dels avhenger av arealavhengige tilskudd og matvarene som produseres på arealet har priser som er påvirket av toll, må den privatøkonomiske verdien vurderes som en politisk premiss. Spørsmålet er da om disse støttetiltakene til nydyrking av myr gjenspeiler samfunnets betalingsvilje for nytten av nydyrket myr.

For nydyrking av myrareal kan vi vanskelig legge til grunn at tilskudd f.eks. for kulturlandskapspleie reflekterer en rasjonell verdsetting av det brede sett av økosystemtjenester som kan knyttes til henholdsvis myrareal og oppdyrket areal for grovfôrproduksjon. Vi antar, kun med referanse til generelle betraktninger hos Økosystemtjenesteutvalget, at samfunnet ikke har høyere kollektiv betalingsvilje for grovfôrareal enn for myrareal. Vi peker også på at det er usikkert om økt grovfôrareal vil ha nevneverdig positiv effekt for norsk matsikkerhet. Opsjonsverdien er heller ikke relevant siden samfunnet, våre politikere, alltid har muligheten til å tilbakekalle et forbud mot nydyrking for igjen å ta i bruk myrarealet for matproduksjon, om verdien skulle endres.

Beregningen bygger på gjennomsnittsbetraktninger uten å ta hensyn fullt ut hensyn til variasjon mellom distrikter og enkeltbruk. At Norge har begrenset behov for nydyrking av myr, hindrer ikke at det kan oppstå tap dersom det ikke er mulig å erstatte tapte dyrkingsmuligheter i ett distrikt med arealer i et annet. Et eventuelt forbud mot nydyrking av myr kan eksempelvis ramme et fåtall gårdbrukere som ikke har annet valg enn å dyrke myr, dersom de skal ha grunnlag for videre drift. Fordelingseffekten kan kompenseres, men mulige effekter i form av forskyvninger mellom distrikter og nedlegging av enkeltbruk, kan representere effektivitetstap. Vi har ikke sett grunn til å verdsette slike mulige effekter utover å peke på mulige behov for fordelingstiltak som kompenserer enkeltbønder for tapte nydyrkingsmuligheter.

Den relevante samfunnsøkonomiske kostnaden ved stans i nydyrking av myr er derfor vurdert å være lik null, mens tiltaket i snitt over perioden fram til 2050 gir utslippskutt på nær 230 000 tonn CO₂ ekvivalenter årlig.

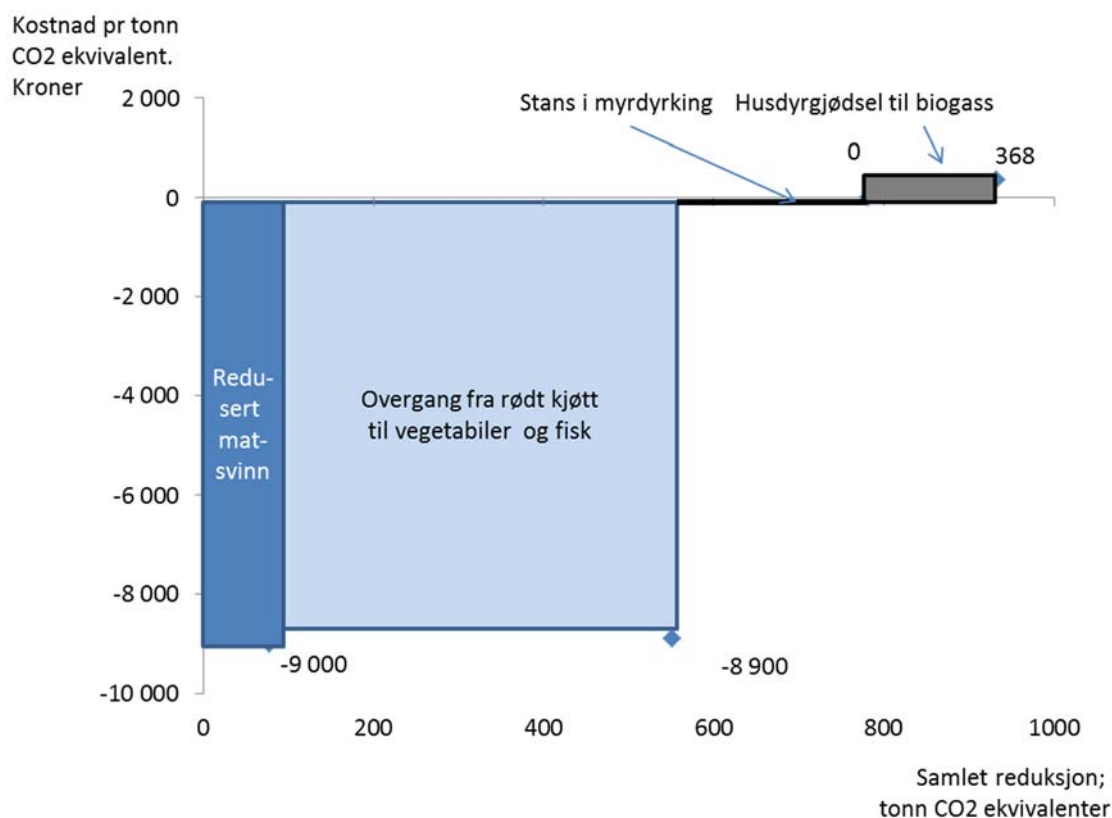
Det er også utført en alternativ beregning som viser at tiltaket har gunstig samfunnsøkonomi også dersom nydyrking av myr skal erstattes med nydyrking av mineraljord. I alternativet antas at jordbruks- og arealpolitiske målsettinger nødvendiggjør nydyrking av minst 4 000 dekar myr årlig. Tiltaket innebærer derfor at tilsvarende antall dekar må tas fra skogareal. Den relevante tiltakskostnaden er da merkostnaden ved å nydyrke skogareal på 7 000 kroner per dekar, pluss den tapte avkastningen av løpende skogproduksjon, samtidig som utslippseffekten reduseres for redusert karbonbinding i skog. Alternativberegningen gir utslippskutt på vel 170 000 tonn til en enhetskostnad på ca 200 kroner pr tonn.

Tiltaket har en kumulativ effekt over tid. Effekten per 2030 øker jo tidligere tiltaket iverksettes.

Usikkerheten dreier seg her primært om omfanget av nydyrking uten stans og om verdien for samfunnet av ekstra grovfôrareal. I den reviderte kalkylen er omfang av nydyrking i referansebanen doblet fra vår tidligere beregning på 2000 i NIBIO-rapport 3/2/2017 til 4 000 dekar årlig. Det gjør tiltaket mer betydningsfullt, mens kostnadseffektiviteten og tiltakets lønnsomhet av hvert tonn

reduerte utslipp er den samme. Forutsetningen om at nydyrket myrareal ikke representerer økosystemtjenester med positiv nettoverdi, er også usikker. Tidligere studier har imidlertid vist at Norge kan øke matproduksjonen med dagens arealer, og økte melkeytelser pr ku reduserer behovet for grovfôrareal. Dersom man gjennomfører tiltak for redusert produksjon av storfekjøtt, jf. tiltak 2 ovenfor, vil behovet for grovfôrareal synke betydelig. På den annen side vil omdisponering av dyrka grovfôrareal til andre formål utenfor matproduksjon, kunne øke verdien av nydyrking.

Tiltakene samlet: Samlet sett viser våre beregninger at det med gunstige forutsetninger kan være mulig å gjennomføre tiltak som kutter nær 800 000 tonn CO₂ ekvivalenter uten vesentlige samfunnskostnader, og vel 900 000 tonn med kostnader som maksimalt ligger på nivå med anbefalt verdi på utslippskutt i NOU 2015: 15 (Grønn skattekomisjon) på kr. 420 (se figur).



Figur Sammenfatning av analyseresultater; tiltak rangert etter tiltakskost pr tonn utslippskutt. Kumulative utslippseffekter langs horisontal akse.

Tiltakene kan i noen grad være overlappende. Vi har f.eks. ikke redusert potensialet for biogassproduksjon som følge av mulig redusert produksjon av storfekjøtt, eller anskaffelseskostnadene for matsvinnet med endringer i matvareforbruket som følge av andre tiltak som påvirker matkonsumet. Biogassproduksjon med husdyrgjødsel som råvare har høyest kostnad blant de fire tiltakene, men her er kostnadene ulike for de ulike anleggstypene og det er antagelig vesentlige muligheter for optimering av tiltaket.

Det er redegjort for premissene, usikkerheten og begrensningene ved beregningene bl.a. i avsnittet om samfunnsøkonomisk kostnadsberegning ovenfor. I tillegg til faktorer som er nevnt ovenfor, understreker vi her virkemiddelbruken og fordelingseffektene, samt bruken av gjennomsnittstall. Selve virkemiddelbruken vil ikke være kostnadsfri, og virkemiddelvalgene kan føre til betydelige ulemper for forbrukerne og tapt effektivitet i utnyttelsen av ressurser. Uten å analysere kostnadene virkemiddelbruken kan omstillingskostnader være oversett. Det er derfor fortsatt grunn til å regne

med at klimatiltak i jordbruks- og matsektoren kan legge beslag på samfunnsressurser, men kanskje i større grad på forbruksleddet enn på produksjonsleddet.

Vi har, i tråd med vanlig metode i samfunnsøkonomisk effektivitetsanalyse, ikke tatt hensyn til fordelingsvirkninger selv om disse også er en del av et bredere samfunnsregnskap. Fordelingspolitiske virkemidler, og ikke de kostnadseffektive klimatiltakene, må sørge for rettferdighet. I vår analyse er fordelingsvirkninger særlig aktuelle for eksempel i forbindelse med tiltak som påvirker spesielle forbrukergrupper, jordbruk i bestemte distrikter eller enkeltbønder som f.eks. har hatt grunn til å regne med økt areal fra nydyrking av myr. Fordelingsvirkninger er bl.a. nevnt i gjennomgangen av nydyrking av myr og er også aktuelt innenfor bestemte produksjonsgrener i jordbruket.

Enkelte av tiltakene realiseres raskere enn det er antatt i denne rapporten og med kjent og effektiv virkemiddelbruk, og det finnes muligheter for å optimalisere tiltakene. Raskere gjennomføring kan bety at den samfunnsøkonomiske verdien av tiltakene kan være høyere enn anslått i denne rapporten, spesielt dersom utslippskutt i nær fremtid skal veies høyere enn kutt sent i tiltaksperioden.

1 Bakgrunn og innledning

Analysen av tiltak for reduserte utslipp av klimagasser fra norsk jordbruk skal bidra til kostnadseffektiv gjennomføring av utslippskutt for Norge totalt. Innledningskapitlet redegjør for forutsetninger for analysen med styrker og fallgruver og presenterer de fire tiltakene rapporten omhandler.

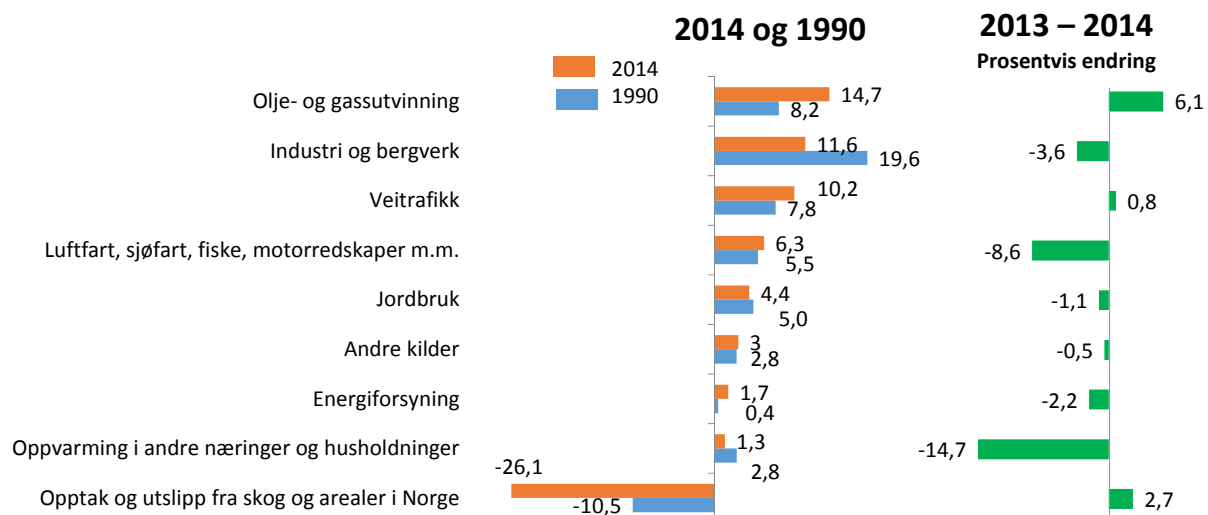
1.1 Jordbrukets klimautslipp og utslippskutt

Nedenfor redegjør vi først for rammeverket for utarbeiding av utslippsregnskap og deretter for aktuelle utslippstall for Norge totalt og for jordbruket. Omtalen redegjør særlig for metoden ved beregning av metanutslipp fra husdyrfordøyelse. Til slutt gjennomgås nyere studier av klimatiltakene i norsk jordbruk.

Utslipp og utslippseffekter av tiltak skal beregnes i overensstemmelse med internasjonale retningslinjer og forpliktelser knyttet til rapportering av utslippsregnskapet (Miljødirektoratet, 2015a, avsnitt 2.3). Ny kunnskap leder til hyppige metoderevisjoner som Norge er forpliktet til å følge opp. På denne måten kan landenes utslippsregnskaper sammenlignes. Revisjoner av regnemetoder skal også gjøres slik at tallene kan sammenlignes over tid og gir grunnlag for måloppfølging og vurdering av landenes overholdelse av sine forpliktelser. Retningslinjene for rapportering av utslipp utarbeides av FNs klimapanel IPCC. De seneste endringene, som det redegjøres for i Miljødirektoratet (2015a), innebærer bl.a. endret vektning av ulike klimagasser, med økt vekt for blant annet metan (CH₄) og lystgass (N₂O). I følge nye retningslinjer skal også flere utslippskilder medregnes. Særlig viktig for jordbruket er det at utslipp fra bruk av urea i NO_x-reduksjon og metanutslipp fra kompostering skal medregnes, mens utslipp fra kalking av jordbruksjord og vassdrag er blitt overført til jordbrukssektoren. Det rapporteres også på CO₂ fra gjødsling med urea som betyr at utslippsregnskapet nå inkluderer CO₂-utslipp fra jordbruk mens disse utslippene tidligere hørte under arealbruks- eller LULUCF sektoren, som står for "Land use and land use-change and forestry", og inkluderer utslipp og opptak fra skog og andre landarealer (ibid.).

Samlede norske utslipp før korreksjon for karbonopptak i skog, er stabile, men fordelingen av utslippene mellom enkeltsektorer endrer seg. I flg. SSBs klimaregnskap økte utslippene med snaut 0,6 prosent årlig fra 1990 til 2007, og har falt med om lag tilsvarende rate fram til 2015. Jordbruket sto i 2014 for 8,2 prosent av samlede norske brutto utslipp (SSB, tabell 8940). Andelen var 9,4 prosent i 1990, og senere på sitt laveste nivå i 2010 med 7,9 prosent. Utslippene fra jordbrukssektoren var på 4,4 millioner tonn CO₂-ekvivalenter i 2014, mens samlede norske klimagassutslippene var på 53,2 millioner tonn CO₂-ekvivalenter (figur 1.1).

Figur 1.1. viser det samlede norske klimaregnskapet 2014 og 1990, inklusive opptak i skog, men eksklusive utenriks sjøfart og lufttrafikk. Figuren viser at siden 1990 er bindingen i skog nær tredoblet, jordbrukets utslipp redusert med ca. 12 prosent eller 0,6 millioner tonn, mens olje- og gassutvinning bidro med 6,5 og veitrafikken med over 2,4 millioner tonn av veksten. Utslipp fra industrien falt med 8 millioner tonn.



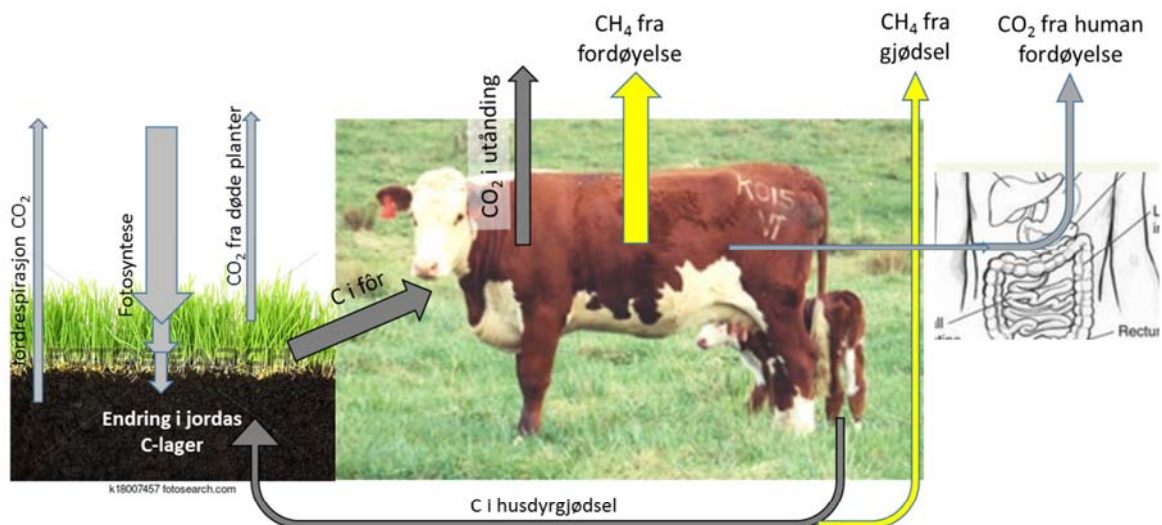
Figur 1.1 Det norske klimaregnskapet for 2014 og 1990, fordelt på kilde

Kilde: SSB: Utslipp og opptak av klimagasser

I følge klimapanelet står jordbruk, skogbruk og annen arealbruk samlet for 24 prosent av verdens samlede utslipp av klimagasser, før fradrag for varig karbonbinding i biomasse og jordsmonn (kilde: www.epa.us – se referanseliste). Hoveddelen av utslippene stammer fra jordbruk og avskoging. I en global studie, publisert etter at klimapanelets rapport ble publisert, har Bennetzen & al. (2015) vist at siden 1970 har «klimagassutslippene pr enhet produsert blitt redusert med 39 prosent og 44 prosent for plante og husdyrproduksjon respektivt. Analysen viser også at det fortsatt er et potensiale for å redusere klimagassutslippene fra jordbruket globalt med 20 - 55 prosent.» (LMD, 2016 s. 86).

De viktigste nettoutslippene i jordbrukssektorens klimaregnskap dreier seg om metan og lystgass. I Norge utgjør metan fra husdyras fordøyelse halvparten av jordbrukets samlede utslipp regnet i tonn CO₂-ekvivalenter, 2,2 millioner tonn. Metan fra lagring av husdyrgjødsel utgjør 0,3 millioner tonn, lystgass fra husdyrgjødsel og kunstgjødsel henholdsvis 0,6 og 0,5 millioner tonn og andre lystgassutslipp 0,7 millioner tonn CO₂-ekvivalenter. Kalking regnes å utgjøre 0,1 millioner tonn. Ca. 90 prosent av metanutslippet fra jordbruk kommer altså fra husdyrfordøyelse. I beregningen av jordbrukets utslipp er utslipp fra oppdyrket myrareal holdt utenfor og i stedet regnet til LULUCF-sektoren (jf. avsnitt om utslippsberegning i avsnitt 1.2.5). Bruk av drivstoff for transport regnes til transportsektoren.

Husdyrfordøyelse, særlig for storfe, spiller en vesentlig rolle for to av rapportens tiltak og for samlede utslipp fra jordbruket. Beregningen er komplisert. Figur 1.2 viser en skissemessig forklaring til beregningen av metanutslipp for storfe, her representert ved ammeku som kun produserer kjøtt for konsum. Forklaringen under bildet viser at det kun er metanutslippet, justert for karboninnholdet i metangassen, som i vår analyse regnes som netto utslipp fra fordøyelse hos storfe. Resten av karbonkretsløpet regnes som et kort kretsløp, dvs. et balansert karbonkretsløp hvor karbonbinding motsvarer karbonutslipp på relativt kort sikt.



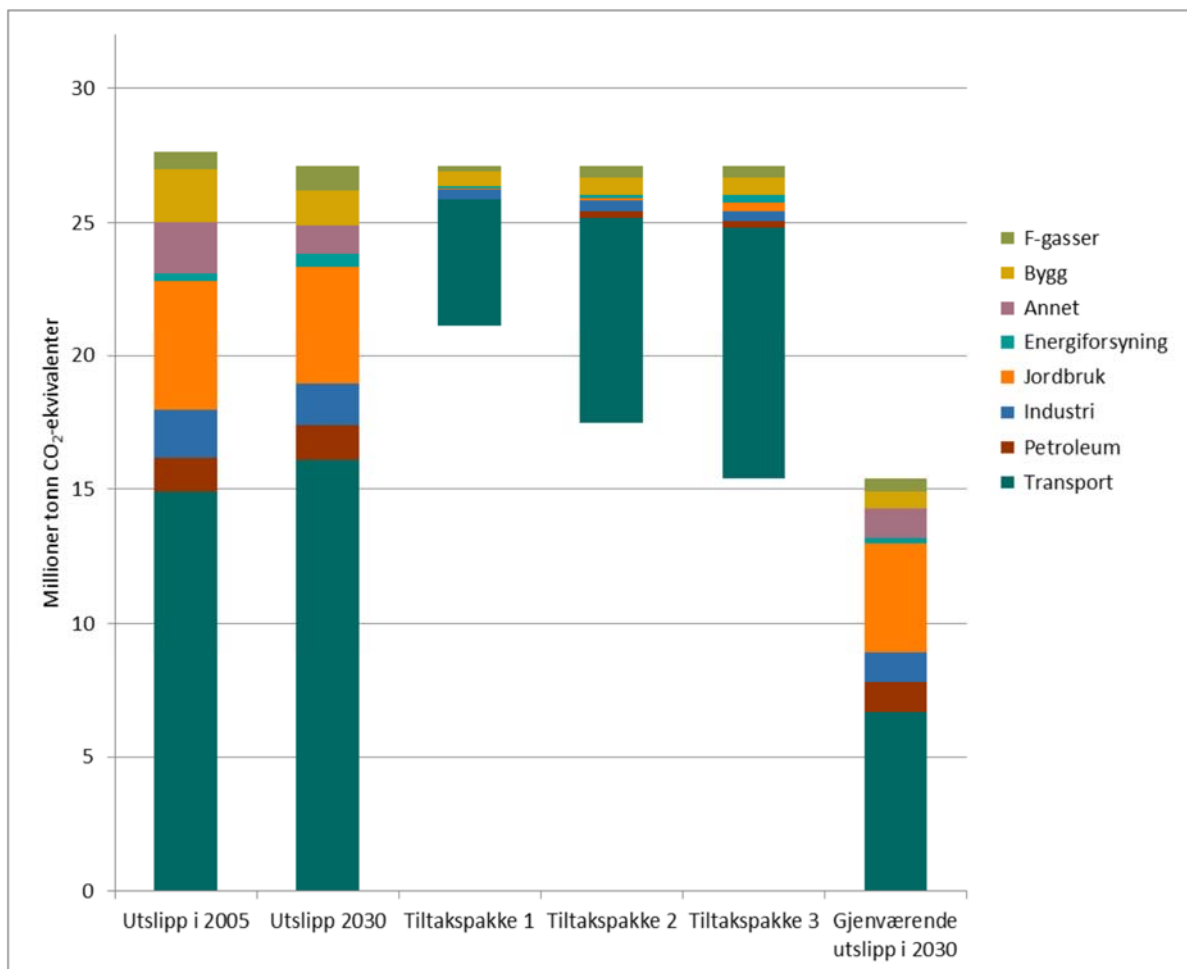
Regnemåte for utslipp fra ammeku:

- Klimaeffektivitet (Global warming potential - GWP) for metan (CH₄) relativt til CO₂ = 25 fra biomasse, 27 fra fossilt. Forskjellen skyldes karbon i metanutslipp. Karbonet er del av kort kretsløp
- Netto utslipp beregnes som sum metanutslipp (CH₄), med fradrag for karboninnholdet i metanutslippene (gul pil)
- Dvs. alt øvrig karbonkretsløp forutsettes å gå i balanse (kort karbonkretsløp); grå piler, dvs.
 - Karbon i grasfôret, netto for karbon i metanutslipp, antas lik karbon i utånding, kjøtt og gjødsel
 - Endring i jordas karbonlager antas lik for beiting og annen plantevekst.

Figur 1.2 Skjematisk framstilling av karbonkretsløp for ammeku

Tiltakene som analyseres i vår rapport, har vært gjenstand for tidligere utredninger. Nedenfor redegjør vi kort for tidligere arbeid med utslippstiltak i norsk jordbruk. Blant sentrale tidligere utredninger er St.meld. nr. 39 (2008–2009) «Klimautfordringene – landbruket en del av løsningen», Klimakurprosjektet (Klimakur2020 – sektornotat for jordbruk, TA2593/2010), Handlingsplan for kortlevde klimadrivere (Miljødirektoratet, M89/2013) og "Underlagsmateriale for tverrsektoriell biogassstrategi" (Klif, TA3020/2013). I en nylig rapport, LMD (2016), gir en arbeidsgruppe nedsatt av departementet en bred gjennomgang av tidligere tiltaksanalyser for jordbruket. Innledningsvis refereres Klimapanelets arbeid som anslår at potensialet for globale utslippsreduksjoner fra jordbruket varierer fra 0,5 til 10 milliarder tonn CO₂-ekvivalenter per år, med størst muligheter gjennom lagring av karbon i biomasse og jordbruksjord. De største mulige utslippsreduksjonene finnes innenfor forvaltning av areal- og jordressursene med sikte på økt lagring av karbon. Klimapanelet anser ifølge LMD (2016) reduksjonsmuligheten på etterspørselssiden for jordbruksprodukter som mer usikkert.

Norsk jordbruk hører inn under den delen av norsk økonomi som ikke er omfattet av EUs system for handel med utslippstillatelser (EU ETS – Emission trading system). Miljødirektoratet har identifisert en rekke tiltak som kan redusere utslippene fra norsk ikke-kvotepiktig sektor. Av samlede utslippsreduksjoner med den mest omfattende tiltakspakken står transportsektoren for nær to tredeler, mens jordbruket har en liten andel (figur 1.3). For jordbruket er det da kun regnet med utslippsreduksjoner for drivhusgassene metan og lystgass. Den viktigste grunnen er at selve karbonet i jordbruket inngår i et balansert, kortvarig kretsløp fra binding til utslipp, mens transport basert på fossil energi i jordbruket regnes med til transportsektoren.



Figur 1.3 Utslipp før og etter tiltak og fordeling av utslippsreduksjoner for ikke-kvotepliktig sektor. Tiltakspakke 1 til 3 er definert ut fra stigende anslått tiltakskostnad (henholdsvis < 500, 500 -1500 og 1500 kroner pr pr tonn CO₂ ekvivalent) og stigende vanskelighetsgrad i gjennomføring.

Kilde: Miljødirektoratet (2015)

Følgende tiltak ligger bak endringene som er vist i figur 1.3:

- Stans i nydyrking av myr
- Biogass fra husdyrgjødsel
- Mindre matsvinn
- Overgang fra storfekjøtt til svinekjøtt
- Overgang til et kosthold med mindre kjøtt og sukker

Med unntak av overgang fra storfekjøtt til svinekjøtt, er det disse tiltakene som blir kostnadsberegnet i denne rapporten.

Analysene i Miljødirektoratet (2015) bygger på en rapport fra Bioforsk samme år (Grønlund 2015) som vurderte potensielle utslippsreduksjoner for perioden 2020 til 2050. Underlagsrapporten ga lite informasjon om kostnader og Miljødirektoratet foretok selv en kategorisering av tiltakenes samfunnskostnader og plasserte dem i tre kostnadskategorier, fra <500 kr til >1500 kr/tonn CO₂-ekvivalenter) basert på tidligere utredninger».

LMDs utredning (LMD, 2016) redegjør for ti tiltak, og inkluderer de fire som kostnadsberegnes i vår rapport. De ti tiltakene omtales punktvis i det følgende.

- *Effektiv eller redusert gjødsling av jordbruksjord:* Tiltaket består i å tilpasse gjødslingen effektivt, dvs. for best forhold mellom avling og ressursinnsats, dels ved optimal bruk av husdyrgjødsel og dels ved bruk av mineralgjødsel i planteproduksjon. Reduksjonspotensialet i husdyrsektoren dreier seg om utnyttelsen av nitrogen. Både spredningsmetoder, tidspunkt mm. er drøftet. Tiltaks-kostnaden er i enkelte undersøkelser anslått til snaut 1000 kr per tonn CO₂-ekvivalenter. Et tilleggstiltak dreier seg om ekstra gjødsellager for å kunne spre gjødselen på flere tidspunkt. Med referanse til Klimakur-utredningen (2010) refereres også tiltak som kan ha kostnader ned mot 40 kr/tonn CO₂-ekvivalenter. Et generelt tiltak kan være å redusere gjødsling til 15 prosent under norm, som sammen med drenering og annen jordforbedring kan gi begrenset avlingstap. Produksjonsnedgangen fører til reduserte samlede kostnader i jordbruket, og dermed, i følge denne analysen, en netto innsparing for samfunnet på 1200 kr/tonn CO₂-ekvivalent. I våre analyser regner vi ikke med netto gevinst av reduserte tilskudd. Flere undersøkelser tyder i følge LMD (2016) på at redusert gjødselforbruk kan ha positiv nettoverdi og samtidig begrenset negativ effekt på produksjonen.
- *Drenering av dyrka mark:* Drenering av dårlig drenert jord kan føre til reduserte lystgassutslipp. Kostnader og nyttegevinster utover utslippseffekter er ikke beregnet, men i jordbruket for øvrig er det vanlig å fremheve drenering som et lønnsomt tiltak uten at utslippseffektene er innregnet.
- *Husdyrgjødsel brukt til biogassproduksjon:* Ved mikrobiologisk biogassproduksjon hindres utslipp av metan fra gjødsellagre og –spredning. I stedet dannes metan for forbrenning og utslippene består av CO₂ og rent vann. Effektene er en «dobbel klimaeffekt ved at det bidrar til å redusere utslippene av klimagassene metan og lystgass fra lagring og spredning av husdyrgjødsel, samtidig som det blir produsert energi.» LMD (2016) referer tidligere utredninger, men gir ingen konkrete kostnadsberegninger for tiltaket. Tiltaket kostnadsberegnes her som tiltak 4.
- *Økt fett i får:* LMD (2016) illustrerer også at sammensetningen av føret spesielt for drøvtyggere, har betydning for utslippene pr dyreenhet og ferdig produkt. Økt tilsetning av fett er et slikt tiltak, men analysene er iflg LMD-rapporten foreløpig ikke tilstrekkelige til å kunne gi en endelig anbefaling, eller et anslag på kostnadseffektivitet. Tiltaket kan supplere tiltak 2 i vår rapport og ha noe overlappende effekt. Thuen og Fjellhammer (2016) har beregnet kostnadene for tiltaket og funnet at kostnaden ligger mellom 8000 og 10 000 kroner pr tonn CO₂ ekvivalent reduserte utslipp.
- *Tidligere høstetidspunkt:* Grovfôrproduksjonen er viktig for vår nasjonale evne til å produsere næring for husdyrholdet. Et sentralt tema dreier seg om når grovføret høstes. Forskning, som refereres i LMD (2016) viser at høstetidspunktet har betydning for energikonsentrasjonen i grovføret og dermed for metanutslippene fra storfe. Kostnadene er ikke vurdert.
- *Overgang fra rødt til hvitt kjøtt:* LMD (2016) viser til Miljødirektoratet (2015) som vurderte tiltak med redusert kjøttproduksjon ved ammekyr som ble erstattet av produksjon av kyllingkjøtt med lavere klimagassutslipp pr kg kjøtt. For samlet matproduksjon er det et poeng at en vesentlig del av ammekuproduksjonen i 2012 var lokalisert i korndyrkingsområdene. LMD (2016) viser videre til at redusert norsk kjøttproduksjon kan føre til både økt kjøttimport og endret import av kraftfôr og soya som illustrasjoner av «kompliserte sammenhenger, nødvendigheten av å klargjøre forutsetninger for beregninger, og at ny kunnskap om for eksempel fôring kan gi store utslag». Analysen viser at forutsetninger om importvern og dermed effekter for import kontra norsk produksjon, har betydning for effektiviteten i tiltaket. Disse resonnementene er relevante og hører hjemme i en drøfting av tiltak 2 i vår rapport.

- *Overgang fra storfe kjøtt til svine kjøtt*, ble vurdert i den opprinnelige utgaven av vår rapport. I Miljødirektoratet (2015) ble økt fjørfeforbruk ikke ansett som realistisk, og tiltak ovenfor ble derfor supplert med en overgang fra ammekuproduksjonen til svine kjøtt. Tiltakskostnaden ble vurdert til å være gunstig ut fra kostnadsforholdene i norsk kjøttproduksjon. LMD (2016) oppsummerer gjennomførbarheten som mer krevende på grunn av «barrierer knyttet til å endre etterspørsel etter mindre rødt og mer hvitt kjøtt hos befolkningen». En grunn til at tiltaket er tatt ut i vår reviderte rapport er at tiltaket overlapper med tiltak 2 som har vesentlig bedre samfunnsøkonomi.
- *Overgang fra kjøtt til vegetabilsk mat og fisk, som er tiltak 2 i foreliggende rapport*. Også dette tiltaket er gjennomgått i Miljødirektoratet (2015). Tiltaket omtales i utgangpunktet som et forbrukstiltak, men alle beregnede utslippseffekter ligger på produksjonsleddet. Det regnes med redusert tilførsel av protein fra kjøtt og mer fra fisk. Kornprodukter, potet, frukt og grønnsaker kompenserer for redusert energimengde fra kjøtt. Også her er oppsummeringen hos LMD (2016) at «Tiltakskostnaden er vurdert til å være samfunnsøkonomisk lav, og gjennomførbarheten er satt til mer krevende. Det vil blant annet være barrierer knyttet til å endre etterspørsel av kjøtt i befolkningen.» Problemstillinger som er nevnt under tiltaket «*Overgang fra rødt til hvitt kjøtt*» ovenfor, er også relevante for dette tiltaket.
- *Mindre matsvinn*: Redusert matsvinn gir redusert etterspørsel og både redusert produksjon og import. Det er så langt ikke redegjort mer detaljert for hvordan matsvinnet skal reduseres, og LMD (2016) anser den sannsynlige tiltakskostnaden for å være lav og tiltaket «middels krevende å gjennomføre fordi det blant annet er vanskelig å finne styringseffektive virkemidler». Tiltaket er kostnadsberegnet som tiltak 3 i vår rapport.
- *Effektivisering av saueholdet*: Tiltaket dreier seg om å øke kjøttutbyttet pr mordyr, noe som kan dreie seg om avl og utvelgelse av dyr ved slaktning. Systematiske forskjeller i utbytter tilsier at det finnes muligheter for å oppnå forbedringer, og «Tiltaket anses å være lønnsomt uten ytterligere virkemidler. Gjennomførbarheten er ikke vurdert, men det kan være en utfordring siden det er mange produsenter som skal øke effektiviteten», ifølge LMD (2016). Dette tiltaket er således et av flere som viser netto innsparing før verdsetting av utslippskutt. I vår tiltaksgjennomgang kommer vi inn på flere tilfeller hvor tiltak som er lønnsomme for beslutningstagerne, ikke blir gjennomført. Årsaken kan være omstillingskostnader som er avhengige av virkemiddelbruken, og derfor ikke drøftet i tiltaksanalysen.
- *Restaurering av myr*: Myr kan tilbakeføres til opprinnelig tilstand ved å heve grunnvannet og reetablere myrvegetasjon, og derved økt karbonlagring og mindre utslipp av lystgass, mens metanutslippene øker noe. Temaet er lite utforsket og myrrestaurering i liten grad forsøkt, men det antas en kostnad på 168 – 700 kr/tonn CO₂-ekvivalenter. Grunnlaget for beregningen virker uklart blant annet når det gjelder håndtering av metanutslipp og produksjonseffekter.
- *Stans i nydyrking av myr*: Ifølge LMD (2016) er syv prosent av dagens jordbruksareal dyrket myr. Oppdyrking av myr frigjør CO₂ og lystgass og står for en meget stor andel av utslippene fra aktivitet på norske jordbruksarealer. Selv om man ikke dyrker drenerte myrområder, vil myrjorda fortsette å slippe ut klimagasser inntil myrlaget er omdannet og arealet framstår som mineraljord. I de utredningene som blir referert, er alternativene til nydyrking av myr dels å dyrke opp skogsareal med påstående skog som binder karbon i skogens biomasse, eller å redusere omfanget av nydyrking. Det er ikke referert til tidligere kostnadsberegninger. Tiltaket er vurdert som tiltak 4 i vår rapport.
- *Biokull*: Biokull gir mulighet for varig lagring av karbon fra bioproduksjon. Gjennom pyrolyse, dvs. forbrenning ved lav temperatur uten tilførsel av oksygen, blir karbonet til et stabilt produkt som hindrer at oksygen og karbon danner CO₂. LMD (2016) oppsummerer sin vurdering av biokull som et «nytt og uprøvd tiltak med usikker dokumentasjon og gjennomføring». Det er imidlertid god

grunn til å følge med på både kunnskaps- og næringsutvikling på området. I Norge er f.eks. en stor satsing på en pyrolyseprosess for produksjon av biodiesel og biokull fra trevirke under oppstart (se www.biozin.no). Det samme gjelder storskalaproduksjon av såkalt svartpellets, et produkt med likner på biokull, for bruk i kraftproduksjon (se www.arbiflame.no). Bak disse foretakene står sentrale interessenter i norsk skog- og treindustri.

Tabell 1.1 gjengir oversikten over de ti kjente, mulige tiltakene for norsk jordbruk som er drøftet i LMD (2016) og oppsummert i punktene ovenfor. Mange av tiltakene er tidligere drøftet i Grønlund & al., 2010, som også omtaler tiltak som ikke er nevnt her. Et eksempel er skogplanting på myr og lite produktivt, dyrkbart areal.

Tabell 1.1 Oppsummering av tiltak i LMD (2016)¹.

	Tiltak	Referanse	Kost (kr/t)	Utslippsred. t. CO2-ekv.	Forutsetning/ Gjennomførbarhet
Eff. N-gjødsling av jordbruksjord	10 prosent red.	(1)	-	30 000	I kornområder
	10 prosent red.	(1)	-	140 000	I gras og beitemark
	Tiltakspakke A	(2)	540	113 000	Stripespredning, gjødselplan etc.
	Tiltakspakke B	(2)	-1200	90 000	Drenering, gjødsle under norm etc.
	Balansert N-gjødsling	(3)	Lavt	50' –100 000	Uten avlingstap
	Økt lagerkap. for gunstigere spredetidspunkt	(7)	Høyt	12 000	Nybygging av lager med sikte på å eliminere høstspredning av husdyrgjødsel
	Miljøvennlig spredemetode	(7)	1000	10' – 15 000	Halvparten av foretak med melkeku
Drenering	(2)	-	16 000 – 52 000	I korn og gras/beite	
Biogass av husdyrgjødsel	(1)	Samf.øk. lønnsomt	500 000	Inklusiv 600.000 tonn matavfall	
	(2)	1700-3100	250 000 (136 500 + 136 500)	30 % + 30 – 60 % av husdyrgjødsel i 2020	
	(6)	2300	300 000	30 % av husdyrgjødsel, anv. i bybusser	
	(3)	Middels/høyt	100' – 300 000	30 % -100 % av husdyrgjødsel i dag	
	(4)	>1500	100 000	35 % av tilgjengelig gjødsel i 2030. Gjennomførbarhet: Middels krevende.	
Økt fett i fôrrasjonen	(5)	-	30 000 – 70 000*	1 – 2 % mer fett. Kun effekt på enterisk metan. I forhold til 2012.	
Tidligere høstetidspunkt	(5)	-	45 000 – 65 000*	Enterisk metan. I forhold til 2012.	
Overgang fra rødt til hvitt kjøtt	(3)	Lavt	235 000	10 000 tonn av dagens produksjon av storfekjøtt erstattes med svin og kylling	
	(4)	<500	179 000	26 % reduksjon i storfekjøtt, tilsvarende økning i svinekjøtt i fht referansebane i 2030. Gjennomførbarhet: Mer krevende.	
Overgang til et kosthold med mindre kjøtt	(4)	<500	152 000	Totalt kjøttforbruk reduseres med 11 prosent per person i 2030 i fht referansebane. Gjennomførbarhet: Mer krevende.	
Mindre matsvinn	(4)	<500	56 000	Matsvinn 2030 redusert med 35 %. Gjennomførbarhet: Middels krevende.	
Økt effektivitet i saueholdet	(1)	Bed.øk. lønns.	40 000	Høyere lammestall og lavere dødelighet.	
Restaurering av myr	(2)	168-700	40 000	34 000 dekar dyrket myr er restaurert i 2030 med og uten produksjonstap	
Stans i nydyrking av myr	(1)	-	335 000**	-	
	(2)	61	78 000**	40 000 daa myr er unngått dyrket i 2030.	
	(3)	Lavt	200 000**	2030 i forhold til å dyrke 6000 daa myr/ år	
	(4)	<500	131 000**	2030 i fht referansebane. Gjennomførbarhet: Mindre krevende.	
Biokull fra restavling	(2)	900	560 000	75 % av halm i 2020	
	(3)	Høyt	850 000	Fra 1 million tonn halm	
	(4)	Høyt	350 000	30 % av tilgjengelig halm, 2050 i fht ref.bane	

Noter og kilder: Neste side

Noter og kilder til tabell 1.1

1 Tiltakene gjelder for ulike tidsperioder, ulike referansebaner og kan være overlappende. Utslippsreduksjonene kan derfor ikke summeres.

* I en samlet beregning, hvor det i tillegg til disse to tiltakene også inngår en systematisk forbedring i alle ledd i melkekuproduksjonen, kan utslippene reduseres med 8 % av dagens totale utslipp av klimagasser fra jordbruket (Storlien og Harstad (2015). Tiltaket er kostnadsberegnet i Thuen og Fjellhammer til mellom 8000 og 10000 kroner pr enhet reduserte utslipp.

** Både lystgassutslipp og CO₂-utslipp. Bare lystgassutslipp kan bli kreditert jordbrukssektoren i utslippsregnskapet.

Kilder: LMD (2016) tabell 11. Tabellen med noter er gjengitt i sin helhet. Referansene i tabellen er:

(1) St. Meld. nr. 39 (2008-2009) (2) Klimakur 2010 (3) (Grønland og Harstad 2014) (4) (Miljødirektoratet 2015) (5) (Storlien og Harstad 2015) (6) (Klif 2013) (7) (Øygarden & al.) 2009

1.2 Begreper og metoder ved kostnadsberegning av tiltak

Målet for utslippsreduksjonene er gitt ved de forpliktelser Norge har inngått gjennom internasjonale avtaler og Stortingsvedtak. Tiltaksanalysen skal bidra til at gitte reduksjonsmål nås på en kostnads-effektiv måte. Fremgangsmåten ved beregning av tiltakseffekter og tiltaksbrøk har betydning for resultatene.

1.2.1 Kostnadseffektivitet

I følge Meld. St. 21 (2011-2012) (s.8) må «Klimapolitikken .. innrettes slik at den gir størst mulig utslippsreduksjon for innsatsen og gir utslippsreduksjoner både i Norge og i utlandet». Vår utredning skal bidra til å identifisere de samfunnsøkonomisk mest hensiktsmessige tiltakene ved å beregne samfunnsøkonomiske kostnader for gitte kutt i utslipp. Målet er dermed gitt og ved å identifisere kostnadene for gitte bidrag til målene, kan man finne hvordan målet kan nås mest kostnadseffektivt. Tiltakene som til slutt velges, skal da gi «mest mulig for pengene» for samfunnet som helhet.

Ved å holde oss strengt til kostnadene pr enhet utslippskutt i det norske klimaregnskapet, ser vi bort fra to faktorer som får vesentlig oppmerksomhet i diskusjonen om klimapolitikken. Det ene er fordelingen av kostnader og fordeler, det andre er internasjonale karbonlekkasjer.

Ved å holde oss til kriteriet om kostnadseffektivitet ser vi samfunnet som en helhet og kostnads- eller byrdefordeling holdes utenfor. Siden rettferdighet er en verdi for samfunnet trenger man også en vurdering av fordelingseffekter, og hvordan tiltak for omfordeling av goder kan sørge for at klimatiltak ikke blir i strid med fordelingshensynet. En løsning vil være å prioritere kostnadseffektive tiltak fullt ut for så å gjennomføre rettferdiggjørende omfordelingstiltak som i minst mulig grad påvirker effektiviteten i klimapolitikken.

Vår vurdering av kostnadseffektivitet for ulike tiltak tar bare hensyn til effekter for det norske karbonregnskapet. Siden Norge generelt er en meget åpen økonomi og selv på matområdet har en vesentlig importandel og stor sjømateksport, vil alle tiltak antagelig ha betydning for varestrømmer ut og inn av Norge, og dermed for karbonlekkasjoner mellom Norge og andre land. Vårt utgangspunkt er at Norge svarer for egne, nasjonale utslipp og de reduksjonsforpliktelser vi påtar oss. For verden som helhet gir dette også det beste resultatet dersom våre handelspartnere lojalt følger samme prinsipper. Det arbeides videre aktivt med systemer som skal sørge for at rapportering og oppfølging av utslippskutt og nasjonale utslippsregnskap skjer på samme faglige basis (jf. Miljødirektoratet, 2015 a, s. 6). Ved at vi ser bort fra utslippseffekter utenlands av norske tiltak, kan dette synes å være i strid med sitatet fra Meld. St. 21 (2011-2012) om at klimapolitikken skal gi «utslippsreduksjoner både i Norge og i utlandet». Sitatet dreier seg imidlertid om politikken, og ikke om enkelttiltak.

1.2.2 Tiltak

I denne drøftingen er tiltaket selve tilpasningen som medfører kuttene som en direkte konsekvens.

Det følger av prinsippet om kostnadseffektivitet at man prioriterer tiltaket med lavest samfunnsøkonomiske kostnad pr enhet utslippskutt. For Norge som helhet, bør den marginale enhetskostnaden for siste aksepterte tiltak være mest mulig lik uansett sektor. Virkemidler for å realisere kostnadseffektive tiltak vil derfor bygge på en felles verdi på utslipp. Virkemidlet for å utløse tiltakene skal da sørge for at alle gjennomfører utslippskutt inntil kostnaden tilsvarer felles maksimal enhetskostnad. Der kostnaden overstiger denne verdien, bør tiltakene unngås.

Tanken om en slik sektorovergripende politikk basert på ens verdi på utslipp, står sentralt i norsk klimapolitikk: «Generelle virkemidler er sentrale i den nasjonale klimapolitikken. Sektorovergripende økonomiske virkemidler legger grunnlag for desentraliserte, kostnadseffektive og informerte tiltak, der forurenser betaler.» (Meld. St. 21 (2011-2012) s. 8). Meldingen åpner også for andre virkemidler i tillegg til kvoter og avgifter, Prinsippet er utdypet i NOU 2015:15 (s. 30): «Alle større internasjonale analyser av klimautfordringen viser imidlertid at å etablere en pris på utslipp av klimagasser er helt avgjørende for å redusere utslippene så mye at togradersmålet nås. For at de globale kostnadene ved å nå ambisiøse klimamål skal bli så lave som mulig, må utslippene av klimagasser i tillegg reduseres på en kostnadseffektiv måte. Det innebærer at de billigste tiltakene gjennomføres først. For å få dette til må i prinsippet alle utslipp i verden prises likt.»

Prinsippet om lik pris på utslipp gjelder ikke uten forbehold. For at Norge skal bli et lavutslippssamfunn og for å sikre de langsiktige klimamålene, sier Meld St 21 (2011-2012) (s.10) også at «vi må være innstilt på å gjennomføre nasjonale klimatiltak som er dyrere enn tiltak i utlandet. Det innebærer også at vi bør prioritere tiltak som kanskje ikke gir så stor klimaeffekt på kort og mellomlang sikt, men som vil være nødvendige for at vi innen 2050 skal kunne nå et slikt mål.»

Hagen-utvalget, som vurderte rammer for samfunnsøkonomiske analyser (NOU 2012), pekte på at prisbaner for utslipp til bruk i samfunnsøkonomiske utredninger burde fastsettes. Forskingen viser at det er et godt stykke fram til at prinsippet om lik pris på utslipp anvendes. I NOU 2015: 15 (figur 6.5) viser verdsettinger etter sektorer som varierer fra null (landbruk) til ca. 500 kroner pr tonn CO₂-ekvivalent for olje- og gassutvinning i 2015. Utvalget foreslår en fast, felles prissetting av karbon som tilsvarer 420 kroner pr. tonn CO₂-ekvivalenter for ikke-kvotepiktig sektor. Fæhn, Jakobsen og Strøm (2010) har brukt SSBs flersektormodell til å beregne samlede kostnader ved ens kontra ulik verdsetting av klimautslipp på tvers av sektorer. Kostnadsforskjellen er betydelig, det kan bli kostbart å verdsette klimautslipp ulikt i ulike sektorer.

1.2.3 Virkemidler og betydningen av virkemiddelvalg

I vår rapport er virkemidler de reguleringer som utløser tiltakene, dvs. som utløser den tilpasningen som medfører utslippskuttene. Våre analyser gjelder selve tiltaket og inneholder bare i begrenset grad virkemiddelanalyser og kostnadsoverslag for selve virkemidlene.

Et spørsmål om virkemiddelbruk som er av betydning for drøftingen, er spørsmålet om virkemiddelbruken skal rette seg mot forbruk eller produksjon av et gode som f.eks. rødt kjøtt. Virkemidlene bør generelt innrettes slik at den påvirker mest mulig direkte den tilpasningen som medfører eller kan fjerne utslipp. Det kan være stor forskjell på kostnadseffektivitet av et virkemiddel som vrir forbruket bort fra rødt kjøtt sammenlignet med et virkemiddel som reduserer norsk produksjon direkte.

Avveiningen mellom virkemidler overfor matvareforbruk kontra jordbruksproduksjon kan vurderes ut fra hva som er praktisk. Landbruks- og matdepartementets analyse av klimatiltak i jordbruket, omtaler tiltak på tilbudssiden, dvs. i produksjonen, som optimalisering, endring i produksjonsprosesser og innføring av ny teknologi (LMD, 2016). Om etterspørselen sies det: «Utslippskutt gjennom endret

etterspørsel (vil) i større grad være styrt av markedsføring, pris og kvalitet». På denne bakgrunn refererer LMD til at «Klimapanelet påpeker at det vil være vanskeligere å finne styringseffektive virkemidler for endringer i etterspørselssiden enn for tilbudssiden». En mer prinsipiell vurdering av spørsmålet vil antagelig vektlegge at det neppe er forbrukeren som er den viktige utslippskilden i forbindelse med produksjon og forbruk av f.eks. rødt kjøtt. Dermed er det, ut fra prinsippet om å rette virkemidlet mest mulig direkte mot utslippsårsaken, gitt at forbrukerrettede virkemidler sjelden er styringseffektive. Når produksjonen er utslippskilden, taler det for å rette tiltak mot produksjonen og ikke mot forbruket. At det forøvrig er vanskelig å finne virkemidler som kan påvirke etterspørselssiden, er neppe riktig. For matvarer basert på norske jordbruksråvarer er både råvarepriser, differensiert merverdiavgift og opplysningstiltak etablerte deler virkemiddelbruken.

1.2.4 Tiltaksanalyser og kostnadsberegninger

Beregningen skal vise kost – effekt brøken, dvs. kostnad per enhet utslippskutt sammenlignet med alternativet uten tiltaket, dvs. sammenlignet med referansebanen. Den årlige, samfunnsøkonomiske kostnaden over brøkstreken skal være netto samfunnsøkonomiske kostnader beregnet på årsbasis, for tiltaksperioden. Kostnader som varierer over tid er omregnet til gjennomsnittlige kostnader med gitte renteforutsetninger. Også usikkerheten i estimatene skal prinsipielt tillegges vekt og mindre usikkerhet tilsier økt vekt på tiltaket. Tiltakene kan ha også ha mange effekter utover å redusere utslipp eller endret, prissatt ressursbruk. Analysen må derfor ta stilling til hvilke effekter som skal medregnes og hvordan.

Kost – effekt brøken

For å gi grunnlag for kostnadseffektive tiltak, skal tiltaksanalysene rangere ulike tiltak for utslippskutt etter samlede, samfunnsøkonomiske kostnader pr utslippsenhet som tiltakene fjerner. Siden målet er gitt, er det kun kostnadene pr enhet målopnåelse, som skal vurderes ut fra prinsippene for samfunnsøkonomisk lønnsomhetsanalyse (jf.DFØ, 2014).

Tiltakene rangeres etter kost-effekt forholdet, dvs. kostnad pr enhet redusert utslipp. I Miljødirektoratets metodikk vil det si følgende brøk; tiltaksbrøken:

$$\begin{aligned} & \text{Kr/tonn CO}_2\text{-ekvivalent redusert utslipp} \\ & = \\ & \frac{[(\text{Gjennomsnittlig årlig samfunnsøkonomisk kostnad beregnet over tiltakets analyseperiode}) / (\text{Gjennomsnittlige årlige CO}_2\text{-ekvivalenter redusert over tiltakets analyseperiode})]} \end{aligned}$$

Kostnader fordeler seg ulikt over tid og blir derfor omregnet til årlige gjennomsnitt ved bruk av nåverdi og annuitet. Renten som benyttes er 4 prosent, i tråd med praksis ved offentlige samfunnsøkonomiske lønnsomhetsbetraktninger. Metoden gir en ulempe for tiltak hvor kostnaden faller tidlig i gjennomføringsperioden, som f.eks. biogassanlegg, sammenlignet med tiltak med jevn eller sen kostnadsbelastning. Metoden veier utslippskuttene likt uavhengig av når i perioden de oppstår. Generelt gir metoden en fordel for tiltak som har kostnader sent i gjennomføringsperioden uansett når utslippseffekten oppstår, og fordelene for «sene» tiltak øker med den valgte renten.

Risiko

Ulike tiltak er beheftet med ulik risiko for avvik fra forventede kostnader og effekter. En svakhet i analysen er at vi ikke drøfter eller vektlegger tiltakenes risikoprofil. Et eksempel på relevant risiko kan være at biogass i fremtiden kan bli utkonkurrert av biologisk nedbryting av biomasse, bruk av husdyrgjødsel som grunnlag for insektsproduksjon e.l. En annen risikofaktor er at vitenskapen avdekker nye sammenhenger mellom helse og kosthold, eller at markedsverdiene for ulike jordbruksprodukter endres.

Andre effekter enn utslippskutt

Et tiltak kan ha mange andre effekter enn selve utslippskuttet. Vi må derfor også drøfte hvilke effekter som skal hensyntas og hvordan disse skal verdsettes. Noen effekter er positive, noen negative, noen kan vi sette verdi på, for andre kan vi bare gjette fortegn. Slike sideeffekter kan f.eks. være effekter på folkehelse, konsumentoverskudd, tilgang til fellesgoder fra jordbruksproduksjon og via offentlige finanser:

- *Helseeffekter av endret kosthold:* Med norsk importvern er det naturlig å regne med at endringer i norsk jordbruksproduksjon får virkninger for sammensetningen av kostholdet og motsatt. Dermed oppstår også betydelige muligheter for effekter av endret produksjon på forbruk og folkehelse. I størst mulig grad vil vi regne med helsegevinster som del av kostnadene eller som nytteeffekter ved tiltaket.
- *Endret konsumentoverskudd, produsentoverskudd og dødvektstap:* Konsumentoverskuddet er forbrukernes netto nytte av forbruket regnet som samlet betalingsvillighet for godene minus samlet, faktisk betaling. Konsumentoverskuddet er et uttrykk for forbrukerinteressen knyttet til forbruk av f.eks. matvarer (Rålm, 2015). Tilsvarende er produsentoverskuddet lik samlet omsetning av produkter minus samlede kostnader. Dødvektstapet er tap som oppstår når et tiltak eller virkemiddelbruken for å iverksette tiltaket, fører til avvik mellom forbrukerpriser og de relevante enhetskostnadene i produksjonen. Vi vil drøfte konsekvenser for konsument-, produsentoverskudd og dødvektstap avhengig av virkemiddelbruken for endret produksjon og konsum av storfekjøtt, og også i noen grad for tiltak mot matsvinn.
- *Sideeffekter av norsk jordbruksproduksjon:* Norsk jordbrukspolitik er blant annet vært begrunnet med «det multifunksjonelle landbruket», dvs. effekter av norsk produksjon f.eks. på spredt bosetting, kulturlandskap, nasjonal matsikkerhet og –trygghet, samt biodiversitet (Farsund og Veggeland 2016 s. 34). Dette er effekter som i liten grad verdsettes eksplisitt, verken i denne utredningen eller i annen litteratur. Sideeffektene gis imidlertid en implisitt verdi gjennom de årlige budsjettproposisjonene som igjen bygger på jordbruksforhandlingene. Vi vil heller ikke forsøke å sette verdier på slike sideeffekter, men heller ikke sette disse verdiene til null. Vi vil, der det er relevant, legge til grunn at verdien av direkte støtte til jordbruket, dvs. den derav følgende ekstra ressursbruken i produksjonen, tilsvarer verdien av de ekstra fellesgodene jordbruksproduksjonen medfører. Endrede tilskudd til jordbruksproduksjonen gir dermed verken samfunnsøkonomisk tap eller gevinst i vårt regnestykke. Antagelsen gir fellesgodene en betydelig verdi, men ingen nærmere begrunnet verdsetting. Denne tilnærmingen brukes ved verdsetting av redusert norsk jordbruksproduksjon ved tiltak 2 og 3. For stans i nydyrking av myr, tiltak 4, antar vi imidlertid at verdien av sideeffekter av nydyrkingen samlet sett er null, men viser også en alternativ beregning hvor det tas for gitt at det skal nydyrkes et bestemt antall dekar grovfôrareal hvert år f.eks. for å sikre fellesgoder i form av matsikkerhet.
- *Effekter for offentlige finanser:* Som nevnt ovenfor vil endret norsk jordbruksproduksjon påvirke jordbruksstøtten over statsbudsjettet og sannsynligvis kan også andre tiltak påvirke poster på statsbudsjettet, som f.eks. momsinntekter fra omsetning av matvarer. Det er naturlig å anta at endringer i det offentliges nettobudsjetter må kompenseres, noe som medfører økte eller reduserte samfunnskostnader fordi også skatteinnkreving krever ressurser (jf. DFØ, .2014, s. 9). Siden vi ser bort fra endringer i tilskudd til jordbruksproduksjon og førøvrig i meget begrenset grad drøfter virkemidlene, har vi lite grunnlag for å anslå effekter for offentlige finanser.

1.2.5 Beregning av utslippseffekter

Avsnittet redegjør for hvordan vi i praksis beregner utslipp i dette prosjektet. Det generelle rammeverket for utarbeiding av utslippsregnskap ble kort omtalt i avsnitt 1.1.

Ved NIBIO er det utviklet en kalkulator for beregning av klimagasser fra og arealbehov i jordbruket (Grønlund, 2015). Det er denne kalkulatoren som benyttes her. Kalkulatoren skal bygge på de samme hovedprinsippene som benyttes av SSB og Miljødirektoratet i det offisielle klimagassregnskapet. Utslippene blir produkter av «antall husdyr, forbruk av mineralgjødsel, restavlinger, avrenning av nitrogen og areal av dyrket myr, samt faste koeffisienter for lagringsmetoder og spredetidspunkt for husdyrgjødsel, utskillelse av gjødsel fra husdyr og utslipp fra ulike kilder» (ibid s. 7). En av grunnene til at opprinnelig rapport 3/2/2017 er revidert, er en oppdatering av kalkulatoren.

Utslipp før tiltak, dvs. referansebanen, beregnes bl.a. med utgangspunkt i etterspørselsindikatorer som befolkningsstørrelse og forbruksmønster, samt antagelser om selvforsyningsgrad. «Antall husdyr beregnes som funksjon av befolkningsstørrelse, forbruk av ulike matvarer og ytelse i melkeproduksjon. Areal av ulike vekster beregnes som funksjon av det totale forbruket av ulike matvarer, fôrbehov til ulike husdyrprodukter og avlingsstørrelse. Forbruket av mineralsk nitrogen gjødsel beregnes etter samme prinsipp som ved gjødslingsplanlegging, som differansen mellom totalt gjødselbehov og plantetilgjengelig nitrogen i husdyrgjødsel, hvor det totale gjødselbehovet beregnes som funksjon av areal og gjødselbehov for ulike vekster. Areal av dyrket myr beregnes som en funksjon av beregnet nedgang i areal som følge av myrsynking og årlig nydyrking av myr» (ibid.). Grønlund (2015) gir også en mer detaljert beskrivelse av beregningsmetodene i forbindelse med analysen av utslippseffekter av enkelttiltak. Effektene av klimatiltak i jordbruket fremkommer som avvik fra referansebanen. Referansebanen i denne reviderte rapporten er endret også som følge av nye vurderinger av husdyrtall.

En utfordring er at ikke alle tiltak fullt ut kan vurderes enkeltvis. Tiltakene kan være gjensidig avhengige av hverandre og beregnet effekt og kostnad avhengig av det kontrafaktiske grunnlaget, dvs. av utviklingen uten tiltakene. I enkelte tilfeller bør man sette tiltakene i en bestemt rekkefølge. F.eks. kan redusert kjøttproduksjon påvirke mengden husdyrgjødsel som igjen påvirker utslippseffekt og kostnader ved å etablere biogassanlegg. Også redusert matsvinn kan ha samme effekt. Ideelt sett burde man derfor satt sammen tiltak i ulike kombinasjoner og testet tiltaksbrøken for hele pakker.

I denne analysen foretar vi i all hovedsak partielle analyser.

1.2.6 Referansebane med utslippstall

Referansebanen viser antatt tilstand over tid uten tiltakene. Referansebanen gjennomgås i de følgende avsnitt og blir utdypet der det er nødvendig, under hvert av tiltakene fra kapittel 2 og utover. Utfyllende tabeller finnes i vedlegget bakerst i rapporten.

Husdyrtall og kjøttproduksjon

Referansebanen er utledet fra prognoser for norsk husdyrhold basert på trender i forbruk og bl.a. endring i tabell 1.2

Tabell 1.2 Referansebane, befolkning og husdyrbestand i antall mordyr

År	Folketall, SSB alt MMMM ¹	Avlspurker	Sauer over 1 år	Mjølkefe, årskyr	Kjøttfe, årskyr
2013	5 051 275	95 964	1 331 683	225 163	71 834
2020	5 511 000	94 647	1 410 022	178 189	87 394
2030	6 037 000	101 191	1 510 404	164 272	109 894
2040	6 400 000	106 553	1 590 811	159 323	123 644
2050	6 681 000	110 935	1 654 544	161 545	133 644

Kilde: NIBIOs husdyrbestandstall. SSB befolkningsprognose basert på middelverdier av drivkrefter bak befolkningsveksten.

Aldersfordelingen av storfebestanden baseres på Animalias slaktestatistikk og det forutsettes at gjennomsnittlig aldersfordeling ved slaktning i perioden fra 2012 til 2015 også kan anvendes i prognosen.

Forbruk av matvarer

Referansebanen inneholder videre visse endringer i forbruk pr person over tid. Disse endringene skyldes trendbaserte utviklingstrekk i forbruk. Tabell 1.3 viser referansebanens forbruk i kg per person relativt til basisår 2013 med ett forbehold. Tabellen viser at forbruk av kjøtt fra norsk ammeku øker med 52 prosent, mens forbruk av melk synker med 20 prosent per person fram til 2050. Melk produsert for eksport av merkevareost er imidlertid inkludert i forbrukstallet i 2013. Halvparten av nedgangen fra 2013 til 2020 skyldes derfor utfasing av merkevareeksport av ost. Forbrukstallene i referansebanen er avstemt mot tallene for norsk produksjon, import og eksport. Importandelen er konstant for alle produkter utenom ammeku og storfekjøtt.

Tabell 1.3 Forbruk av matvarer. Referansebanen uttrykt som relativ endring i forbruk regnet i kg vare eller liter (melk) per person og år, sammenlignet med basisåret 2013.

Relativt forbruk i referansebane	2013	2020	2030	2040	2050
Egg	1,00	0,95	0,94	0,93	0,93
Fisk	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Fjørfekjøtt	1,00	0,90	0,93	0,96	0,98
Frukt og bær	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Grønnsaker	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Kjøtt ammekyr	1,00	1,13	1,32	1,42	1,55
Kjøtt storfe komb. melk	1,00	0,80	0,75	0,72	0,70
Kornprodukter	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Lammekjøtt	1,00	0,97	0,95	0,94	0,94
Melk	1,00	0,80	0,75	0,72	0,70
Poteter	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Sukker	1,00	1,00	1,00	1,00	1,00
Svinekjøtt	1,00	0,95	0,94	0,94	0,94

¹ MMMM angir alternativ i SSBs befolkningsframskrivninger og betyr at fremskrivningen her er basert på middelverdier av de underliggende forutsetningene.

SSBs prognoser for befolkningsvekst gir betydelig vekst i samlet etterspørsel etter storfekjøtt uten tiltaket. Siden melkeytelsen pr melkeku antas fortsatt å stige, vil den spesialiserte ammekuproduksjonen og import av storfekjøtt i referansebanen dekke en økende andel av forbruket.

I forbruksberegninger for kjøtt spiller forskjellen mellom kjøtt regnet til engrosvekt og spiselig vekt en vesentlig rolle. Når de relative forbrukstallene i tabellen ovenfor omregnes til forbruk i vektenheter, benyttes derfor bestemte koeffisienter for andel spiselig kjøtt av vekten på hel slakt, svinn under produksjon og vektreduksjon under bearbeiding i husholdningene. Disse koeffisientene er alle antatt å være konstante gjennom tiltaksperioden. Det betyr at svinn- og vektreduksjonskoeffisienter ikke har konsekvens for beregnet forbruk.

Utslipp i referansebanen

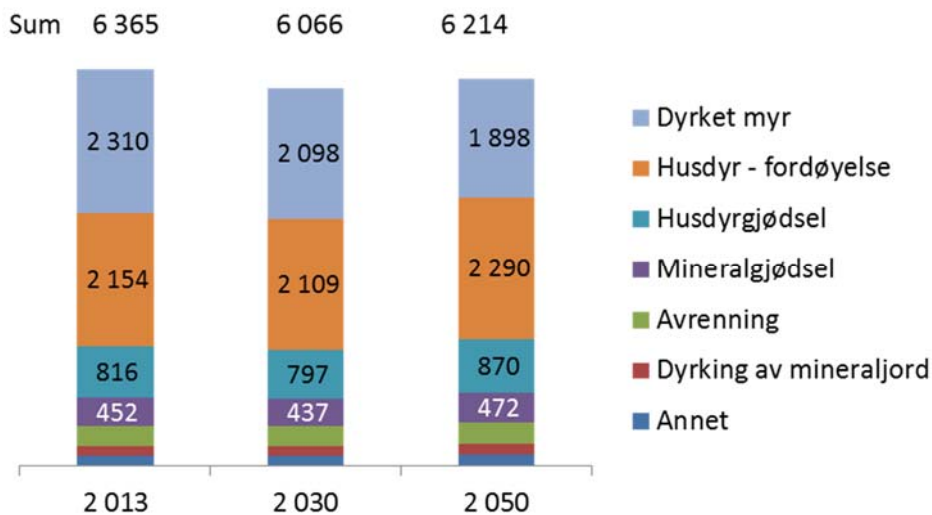
Utslippene beregnes ved hjelp av nevnte utslippskalkulator (se avsnitt 1.2.5). Referansebanen for utslipp fra jordbruket er i prosjektet definert av Miljødirektoratets utslippsregnskap og framskrivninger (Miljødirektoratet, 2015), som bl.a. bygger på Grønlund (2015). Referansebanen må imidlertid også omfatte dagens jordbruksproduksjon og forbruksmønstre hvor analysene i denne rapporten må redegjøre for tallgrunnlaget.

Utslippene i referansebane er vist i tabell 1.4. Det er noe avvik mellom tallene i vår referansebane og de utslippstallene som er vist i kildene for avsnitt 1.1. Hovedgrunnen er at våre tall inkluderer utslipp fra dyrket mark, primært dyrket myr, som utgjør hele 2,4 millioner tonn i 2013. En av grunnene til at disse er tatt med her, er at omfanget av myr dyrking påvirkes av grovfôrbasert produksjon. I tillegg illustrerer tallet også bakgrunnen for at forbud mot nydyrking av myr er et av tiltakene som inngår som tiltak 4 i studien.

Tabell 1.4 Jordbrukets utslipp, CO2 ekvivalenter, 1000 tonn, i referansebane

	2013	2020	2030	2040	2050
Husdyr - fordøyelse	2 154	2 020	2 109	2 188	2 290
Husdyrgjødsel	816	762	797	828	870
Mineralgjødsel	452	413	437	448	472
Biologisk N fiksering	0	0	0	0	0
Restavlinger	63	60	64	67	70
Nedfall av ammoniakk	83	78	82	85	90
Avrenning	327	300	320	331	348
Avløpsslam	9	9	10	11	11
Halmbrenning	1	1	1	1	1
Dyrket myr	2 310	2 218	2 098	1 992	1 898
Dyrking av mineraljord	150	138	148	154	163
Sum	6 365	5 999	6 066	6 105	6 214

Figur 1.4 rangerer de seks største utslippskildene i 2013 og viser endringen i samlede utslipp og sammensetning fra 2013 til 2050. Figuren illustrerer en nedgang i utslipp fra dyrket myr på nesten 0,7 millioner tonn over perioden. Utslipp fra husdyrfordøyelse vil øke med ca. ti prosent, med økende spesialisert kjøttproduksjon til erstatning for kombinert melk- og kjøttproduksjon.



Figur 1.4 Referansebanen: Utslipp 2013, 2030 og 2050; seks største kilder og annet. 1000 tonn CO2 ekvivalenter. Inkluderer karbonutslipp fra dyrka mark

Befolkningsutviklingen vil ha betydning for tiltaksanalysene. Her baserer vi oss på SSBs befolkningsframskrivninger. I følge SSBs «Befolkningsframskrivninger 2016-2100» (<https://www.ssb.no/befolkning/statistikker/folkfram/aar/2016-06-21>) øker befolkningen med 34 prosent fra 2012 til 2050. Vi antar i hovedsak at matvarekonsum følger befolkningsveksten, dvs. små endringer i produktsammensetning og forhold mellom import og norskproduksjon. Til tross for dette går samlede utslipp ned, primært som følge av nedgang i utslipp fra dyrka myr som følge av myrsyning. Utslippene fra husdyrfordøyelse øker svakere enn befolkningen. Årsaken er primært høyere melkeytelse pr årsku.

1.3 Fire utvalgte tiltak

De fire tiltakene i analysen er omtalt bl.a. i LMD (2016). I følgende avsnitt presenteres tiltakene med referanser til tidligere utredninger.

1.3.1 Tiltak 1. Bruke naturgjødsel til biogassproduksjon

Tiltaket består i a) å overføre en bestemt andel av tilgjengelig naturgjødsel fra husdyrproduksjonen fra lagring på gård og spredning på dyrka mark, til biogassreaktorer, og b) anvende den ekstra biogassen til å erstatte bestemte deler av energibruken i samfunnet. Analysen innebærer en beregning og vurdering av hvor mye husdyrgjødsel som vi mener det er realistisk å anvende for biogassproduksjon, effekt for gjødsellagring, investerings- og driftskostnader og anvendelse av ekstra biogass. Vi regner ikke virkemiddelbruken, selve implementeringen, som en del av tiltaket.

Tiltaket er omtalt i LMD (2016). Tabell 1.1 ovenfor viser at tidligere kostnadsanslag pr tonn utslippskutt varierer fra 1700 til over 3 000 kroner pr tonn. Potensialet for utslippskutt varierer mellom vel 100 000 og 500 000, hvor siste estimat innebærer kombinasjon med flere substrater. Våre analyser viser bedre økonomi i tiltaket.

Skaleringen av tiltaket vil antagelig påvirke effektiviteten. I vårt arbeid er skaleringen av tiltaket i all hovedsak bestemt av tidligere analyser.

Netto samfunnsøkonomisk kostnad omfatter kostnader og nytteeffekter utover utslippsreduksjon i form av biogasser, og er avhengig av verdien av biogassen som kan variere både med mengde, sted og anvendelse. Ideelt sett skulle det vært én markedspris som uttrykte samfunnets betalingsvilje for

biogass. Det er ingen grunn til at biogass skal verdsettes annerledes om den kommer fra husdyrgjødsel enn fra annen biomasse. Biogass er imidlertid avhengig av infrastruktur for distribusjon både av råvarer og anvendelse, og distribusjonskostnaden pr enhet av biogassen kan også variere med mengde. Dermed kan den relevante verdien variere avhengig av hvilken råvare som benyttes.

1.3.2 Tiltak 2: Erstatning av forbruk av rødt kjøtt med vegetabilier og fisk

Tiltaket er definert som å redusere norsk ammekuproduksjon, og erstatte denne med økt andel vegetabiliske matvarer og fisk i norsk matvareforbruk. Samlet forbruk regnet i kilokalorier og proteiner pr innbygger holdes konstant.

LMD (2016) har en bred drøfting av storfesektorens betydning for klimaregnskapet og betydning av føring, ytelsesnivå og sammensetning av storfeproduksjon. Drøftingen er i stor grad knyttet til kombinert melke- og kjøttproduksjon og økende melkeytelse og viser at økt melkeytelse kan være et tiltak for reduserte utslipp, men at resultatet er usikkert.

Tiltaket i vår analyse retter seg imidlertid mot spesialisert produksjon av storfekjøtt, dvs. ammekuproduksjon som i følge samme kilde har relativt høye utslipp: «Generelt er utslipp av klimagasser i kjøttproduksjon med ammekyr høyt sammenlignet med kjøtt fra kombinert melkeproduksjon. Det skyldes at utslipp fra sistnevnte fordeles på begge produksjoner (melk og kjøtt). I tillegg er bruken av ammekyr oftest en ekstensiv driftsform som i mindre grad baserer seg på kraftfôr, og i større grad på grovfôr. For å øke effektiviteten er en mulighet også her å bruke mer kraftfôr.» LMD konkluderer at «Det er altså optimaliseringsutfordringer både mellom melke- og kjøttproduksjon, mellom kraftfôr- og grovfôrarealer, og mellom utslipp av metan og nitrogenforbindelser. Løsningen i jordbruket ligger oftest i å søke optimal balanse mellom ulike faktorer og produkter.» (LMD, 2016 s. 82-83).

Vår problemstilling berører bare enkelte aspekter av drøftingen i LMD (2016). Vi ser ikke på tiltak som retter seg mot optimaliseringsproblemene og tar dagens produksjonsmetoder for gitt, og forutsetter at man bruker dagens virkemidler som retter seg spesifikt mot den spesialiserte produksjonen av storfekjøtt, dvs. ammekuproduksjon. Som nevnt er andre tiltak overfor storfesektoren drøftet i Thuen og Fjellhammer (2016).

Kostnadseffektene dreier seg om tilpasning i husdyrproduksjon, i verdikjeden for øvrig med foredling og distribusjon, og i forbruk. Endringer i husdyrproduksjon vil ha konsekvenser for arealbruk og kan påvirke biomassen og karbonbindingen på gitte arealer. Figur 1.2 ovenfor viser hvordan vi i prinsippet beregner utslippseffektene av ammekuproduksjonen.

I Miljødirektoratets tiltaksanalyse er helseeffekter av konsekvenser for kostholdet inkludert som en nytteeffekt. Sammenhengen mellom produksjon og forbruk kan ikke tas for gitt. LMD (2016) nevner at Norge har import av storfekjøtt. Redusert norsk produksjon kan derfor føre til tilsvarende økt import og uendret norsk kosthold. Dermed vil helseeffekten og reduksjonen i forbrukerutlegget forsvinne. Sammenhengen mellom produksjon og forbruk er avhengig av generelt importvern, importkvoter, administrative tollnedsettelse og direkte støtte til ammekuproduksjon. I vårt tilfelle kan mest mulig direkte virkemiddelbruk mot utslippskilden være særlig viktig i dette tilfellet. Det følger av vår tilnærming at vi ikke inkluderer endringer i mengde importert storfekjøtt. I drøftingen begrunner vi hvorfor vi legger til grunn en sammenheng mellom norsk produksjon og import.

Vi beregner kostnad for selve tiltaket, dvs. den tilpasningen som gir opphav til utslippsreduksjonen, dvs. endringer i produksjonen. Hvorvidt virkemidlet i praksis retter seg mot produksjon eller forbruk, er ikke viktig for vår beregning. Analysen omfatter i liten grad selve virkemiddelbruken. Det betyr at det er vanskelig å vurdere effekter for forbrukerne og eventuelle effektivitetstap i forholdet mellom tilbud og etterspørsel.

1.3.3 Tiltak 3: Redusert matsvinn

Tiltaket er definert som a) å redusere mengde matsvinn som oppstår i husholdningene, i handels- og på matindustrileddet med 50 % der matsvinnet reduseres likt for ulike matvarer som kastes og b) å redusere etterspørselen etter matvarer med samme mengde og samme fordeling mellom importerte varer og varer fra norsk produksjon etter dagens matvarekonsum.

Tiltaket og tiltakskostnader omfatter heller ikke her virkemiddelbruk, men vi redegjør for tilgjengelig kunnskap om hvilke virkemidler som kan være aktuelle. Netto tiltakskostnad vil dermed først og fremst omfatte endringer i konsumentoverskudd, produksjons-, distribusjons- og importkostnader samt endring i fysisk håndtering av avfallsstrømmer.

Tiltaket omfattet i Grønlund (2015), kun husholdningsleddet. Omtrent 1/3 av matsvinnet oppstår i verdikjedeledd oppstrøms for forbrukerleddet (Stengsgård & Hanssen 2016). I denne analysen er derfor tiltaket redusert matsvinn utvidet til å dekke hele verdikjeden etter primærproduksjonen.

1.3.4 Tiltak 4: Stans i nydyrking av myr

Tiltaket består i å stanse all nydyrking av myr i Norge. Vi forutsetter at nydyrket myr kun er aktuelt for grovfôrproduksjon og ikke til korn. Hovedeffekten er derved redusert tilgang på grovfôr som endrer grunnlaget for norsk husdyrproduksjon eller, alternativt, fører til nydyrking av andre arealer som f.eks. skogarealer.

Drøftingen av tiltakskostnad tar utgangspunkt i privatøkonomisk tap for grunneier ved stans i myrdyrking og drøfter deretter alternative forutsetninger for beregning av samfunnsøkonomisk kostnad. Tiltaket og tiltakskostnader omfatter heller ikke her virkemiddelbruken, f.eks. kostnaden ved å implementere og følge opp et forbud kontra andre tiltak. Virkemidlet kan være f.eks. et forbud eller endringer i tilskudsregimer osv.

2 Husdyrgjødsel til biogassproduksjon (Tiltak 1)

Det første tiltaket i utredningen består av å øke utnyttelsen av husdyrgjødsel til biogassproduksjon fra dagens nivå (1%) til 50 % i 2050. Økt produksjon av biogass fra husdyrgjødsel er beregnet til en potensiell utslippsreduksjon tilsvarende 151 000 tonn CO₂ ekvivalenter per år i snitt for tiltaksperioden (2017-2050). Tiltaket har en samfunnsøkonomisk kostnad på ca. kr 368 NOK/tonn-CO₂-ekvivalenter. Usikkerheten i anslagene gjelder først og fremst bruken av biogassen og biogjødsel, samt hvilke type anlegg som utløser potensialet.

2.1 Kort beskrivelse av tiltaket

Husdyrgjødsel er en kilde til utslipp av klimagasser og samtidig et potensielt råstoff til biogassproduksjon og annen prosessering. Utslippene omfatter metan, lystgass og ammoniakk fra lagring og spredning av husdyrgjødsel. Produksjon av biogass av husdyrgjødsel vil bidra til reduserte utslipp av klimagasser fra lagring og gjennom produksjon av biodrivstoff/varme som kan erstatte fossile energibærere.

2.1.1 Referansebanen

Referansebanen for tiltak 1, Produksjon av biogass fra husdyrgjødsel, omfatter dagens situasjon der husdyrgjødsel som i dag ikke går til biogassproduksjon, spres direkte på jordet uten behandling. Referansebanen forutsetter at det ikke investeres i nye biogassanlegg, slik at dagens kapasitet og behandling holdes konstant frem til 2050.

2.1.2 Tiltaket

Tiltaket går ut på at andelen husdyrgjødsel som går til biogassproduksjon øker gradvis, fra dagens utnyttelse (1 %) til 50 % utnyttelse i 2050. Det forutsettes en gradvis økning i utnyttelsesgraden, der 5 prosent går til biogassproduksjon i 2020, 20 prosent i 2030, 35 prosent i 2040 og 50 prosent i 2050. Potensialet er beregnet som andel av total biogasspotensial i husdyrgjødsel.

Det antas at husdyrgjødsel behandles i to ulike anleggstyper: 1) Større sambehandlingsanlegg der husdyrgjødsel samrättes med andre substrater, som for eksempel matavfall fra husholdninger og næring, og biogassen oppgraderes til drivstoffkvalitet og utnyttes til transportformål. 2) Mindre gårdsanlegg der husdyrgjødsel behandles separat (uten samrätning) og biogassen utnyttes lokalt på gårdene til oppvarming. Forutsetningen om utnyttelse til oppvarming på gårder brukes som en teknisk forutsetning for beregningen. I praksis kan enkelte anlegg bli lagt i nærheten av annen bygningsmasse, slik at gassen kan utnyttes for andre formål avhengig av forholdene i det enkelte lokalområdet. Våre anslag forutsetter at en slik optimalisering av lokalisering og utnyttelse av biogass fra små anlegg ikke gir dårligere økonomi enn gårdsanlegg for lokal oppvarming. Biogjødsel, dvs. bioresten fra biogassproduksjonen, spres på jordene for begge anleggstypene.

Det antas at det investeres i nye biogassanlegg gradvis, slik at nødvendig kapasitet blir dekket opp i de angitte årene og investeringsutlegget fordeles jevnt over årene. Ved slutten av analyseperioden inntektsføres ikke nedskrevet verdi av anleggene.

2.2 Potensial for biogassproduksjon

Det fins ingen offisiell oversikt over biogassanlegg i Norge i dag, men basert på kunnskap fra en rekke biogassprosjekter (BioValueChain, DisBiogass, Biogass Østfold), -rapporter (KLIF 2013, Rambøll 2016), samt god hjelp av Sjefsforsker Jon Hovland ved Tel-Tek, er det gjort et estimat av dagens utnyttelse av husdyrgjødsel til biogassproduksjon. Per dags dato utgjør husdyrgjødsel kun en liten

andel av norsk biogassproduksjon, og mesteparten av biogassen kommer fra deponigass og avløpsrensaneanlegg (Miljødirektoratet 2013).

I prosjektet er det identifisert syv biogassanlegg i Norge som behandler gjødsel: ett stort anlegg som sambehandler gjødsel med andre substrater (GreVe-biogassanlegg i Vestfold), to gårdsanlegg som behandler gjødsel sammen med matavfall (Tomb i Østfold og Holum gård i Nittedal), samt fire gårdsanlegg som behandler gjødsel separat (Hugaas, Porsgrunn, Klepp og Tingvoll). Kapasiteten på disse anleggene dekker til sammen omtrent 1 prosent av potensialet for biogassproduksjon av husdyrgjødsel.

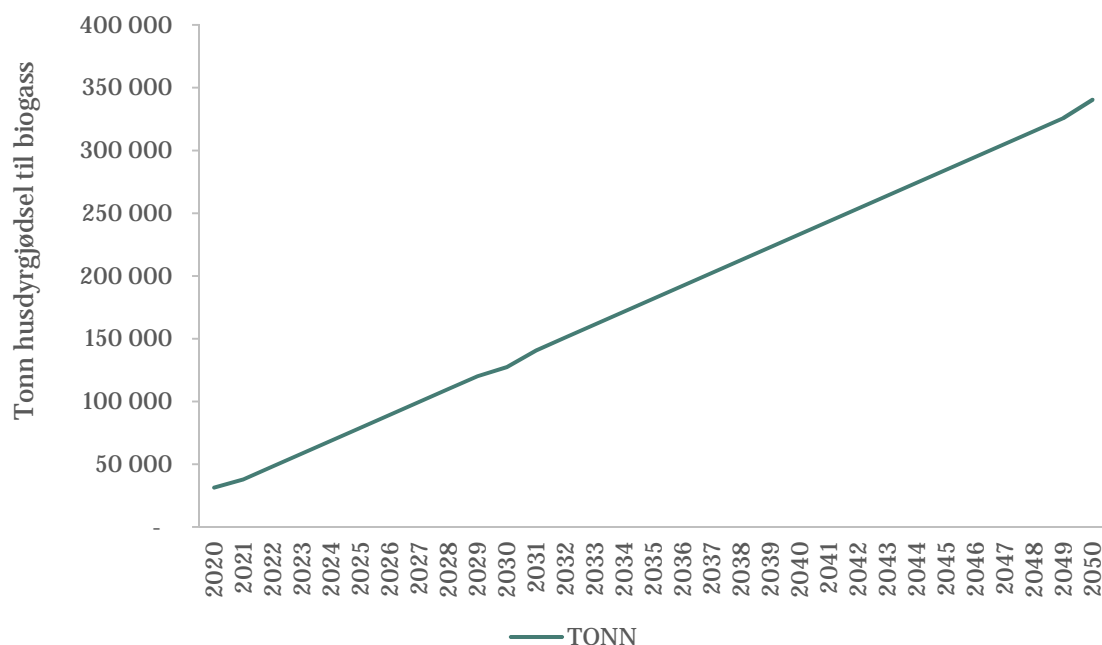
Dersom en prioriterer biogassanlegg for grunnkretsene med størst potensial for biogass, vil det være tilstrekkelig å samle inn husdyrgjødsel fra 742 av landets ca. 5 168 grunnkretser med husdyr (14 prosent) for å oppnå 50 % utnyttelse av potensialet for biogassproduksjon (se tabell 2.1) i kombinasjon med gradvis utbygging av store sambehandlingsanlegg.

Tabell 2.1 Minimum antall grunnkretser, mengde husdyrgjødsel og biogasspotensial for ulike utnyttelsesgrader av husdyrgjødsel. Store sambehandlingsanlegg og gårdsanlegg kombinert.

	Andel av husdyrgjødsel	Sum			Gjennomsnitt per grunnkrets		
		Antall grunnkretser	Tonn TS husdyrgjødsel	Tonn CH ₄ -potensial	Antall bruk	Tonn husdyrgjødsel	Tonn CH ₄ -potensial
Etablerte anlegg	1,1 %	51	6 833	1 201	2,6	134	24
Nye anlegg	0-5 %	65	31 340	5 458	6,0	482	84
	0-20 %	182	127 392	21 787	9,4	700	120
	0-35 %	398	228 259	38 101	8,9	574	96
	0-50 %	742	334 701	54 428	8,1	451	73
Totalt	0-50 %	742	334 701	54 428	8,1	451	73

Andelen av totalt biogasspotensial kan avvike noe fra andel av total mengde tørrstoff i husdyrgjødsel, ettersom ulike typer husdyrgjødsel har ulikt potensial for biogassproduksjon per mengde tørrstoff i gjødsla.

Figur 2.1 viser utviklingen i utnyttelsesgraden for substratet fra 2017 til 2050.



Figur 2.1 Utnyttelse av husdyrgjødsel til biogassproduksjon. 2020-2050

2.3 Effekter på utslipp av klimagasser

Innsamling av husdyrgjødsel til biogassproduksjon fører til to hovedeffekter knyttet til klimagasser; Reduserte utslipp knyttet til lagring av husdyrgjødsel på gården, samt reduserte utslipp forbundet med bruk av biogassen (erstatning av fossile energibærere).

Effekten på utslipp skyldes at lagringstiden for gjødselen reduseres og utslippene av metan, lystgass og ammoniakk fra gjødsellager antas redusert proporsjonalt med redusert tid på lager. Bioresten etter produksjon av biogass forutsettes brukt som gjødsel i jordbruket. Det produseres ca. 950 tusen tonn tørrstoff av husdyrgjødsel i Norge. Av dette produseres ca. 215 tusen tonn på beite, mens ca. 735 tusen tonn blir tilført gjødsellager og representerer et teoretisk potensial på 110 tusen tonn biogass i form av metan.

Potensialet for biogass beregnes på grunnlag av mengden husdyrgjødsel (tørrstoff) som tilføres gjødsellager og en spesifikk faktor (B_0) som angir maksimal mengde metan (målt i m^3) per kg tørrstoff. Ved dagens teknologi for biogassproduksjon i Norge regner en med å oppnå 70 prosent av det maksimale potensialet.

Substitusjonseffekten av biogass er avhengig hvordan biogassen blir brukt. Dersom biogassen erstatter dieselolje som drivstoff, kan substitusjonseffekten verdsettes som ekstra utslippskutt fra redusert dieselforbruk, dvs. 3,0 kg CO_2 pr kg biogass, basert på forutsetningen om at ett kg metan erstatter 0,93 kg dieselolje og ett kg dieselolje gir et utslipp på 3,2 kg CO_2 . Dersom biogassen erstatter varme (oljefyr), kan substitusjonseffekten settes til 2,5 kg CO_2 pr kg biogass. Det antas at 68 % av potensialet utløses gjennom drivstoffproduksjon, mens 32 % utløses gjennom varmeproduksjon (se «kostnadsanalyse»).

Reduksjon av klimagassutslipp antas å være 90 prosent av utslippene av CH_4 , N_2O og NH_3 fra husdyrrom og gjødsellager. Dette forutsetter at lagringstiden for husdyrgjødsel reduseres tilsvarende

som følge av biogassproduksjonen. Mengden nitrogen som blir spredd som biorest antas å være like stor som den som ville bli spredd i ubehandlet gjødsel. En har ikke grunnlag for å anta at NH₃ tapet fra spredning av biorest er forskjellig fra ubehandlet gjødsel dersom beste praksis følges. Produksjon av biogass antas derfor ikke å føre til redusert NH₃-tap fra spredning av husdyrgjødsel. En har heller ikke tilstrekkelig dokumentasjon på at biorest har større andel plantetilgjengelig nitrogen og fører til redusert bruk av mineralgjødsel.

Effekter i form av biogassproduksjon og utslippsreduksjon for ulike dyreslag er vist i tabell 2.2. Som tabellen viser er det stor variasjon mellom dyreslag både i potensial for biogassproduksjon og utslippsreduksjon fra gjødsellager. Svin- og fjørfegjødsel har størst potensial for biogassproduksjon per mengde gjødseltørstoff. Potensialet for utslippsreduksjon fra gjødsellager er størst for melkekyr og svin. Den totale effekter i form av biogassproduksjon og utslippsreduksjon er størst for svinegjødsel.

Tabell 2.2 Potensial for biogass og utslippsreduksjon av klimagasser som følge av biogassproduksjon av husdyrgjødsel, per tonn tørstoff i husdyrgjødsel fra ulike husdyrslag

	Potensial for biogass			Utslippsreduksjon, kg CO ₂ -ekv.				Total eff., tonn CO ₂ - ekv.
	m ³ CH ₄ / kg TS	kg CH ₄ *	Subst. eff. CO ₂	CH ₄	N ₂ O	NH ₃	Sum	
Melkeku	0,23	107	320	448	57	17	552	842
Annet storfe	0,17	79	236	275	95	18	388	624
Sau	0,17	79	236	30	123	7	161	397
Svin	0,30	139	417	666	67	52	785	1 202
Fjørfe	0,32	148	445	60	22	38	119	564

* Netto potensial, 70 % av maksimalt

Beregnete effekter av biogassproduksjon av husdyrgjødsel ved ulik måloppnåelse er vist i tabell 2.3. Utgangspunktet for beregningene er mengde husdyrgjødsel i 2015. Den totale effekten av biogassproduksjon av 50 prosent av husdyrgjødsel i 2050 er beregnet til 284 tusen tonn CO₂-ekvivalenter, som tilsvarer over 5,5 prosent av dagens utslipp av klimagasser fra landbruket, når CO₂-utslipp fra jord ikke er medregnet.

Tabell 2.3 Effekter av biogassproduksjon av husdyrgjødsel ved ulik måloppfyllelse.

Andel av husdyrgj.	Tonn husdyr- gjødsel	Biogasspotensial, tonn		Utslippsreduksjoner, tonn CO ₂ -ekv.				Total eff. tonn CO ₂ - ekv.
		Netto mengde CH ₄	Subst. eff. CO ₂ -ekv	CH ₄	N ₂ O	NH ₃	Sum	
0-5	31 851	3 931	11 793	10 133	2 032	1 022	13 187	63 291
0-20	135 730	16 701	50 104	39 506	8 838	4 236	52 580	102 684
0-35	250 530	30 144	90 432	75 127	17 507	7 639	100 273	190 705
0-50	369 041	43 144	129 432	115 326	28 012	10 935	154 273	283 705

Gjennomsnittlig årlig utslippsreduksjon for analyseperioden er beregnet til 160 096 tonn CO₂-ekv. Dette er et aritmetisk gjennomsnitt, ettersom utslippsreduksjoner ikke diskonteres.

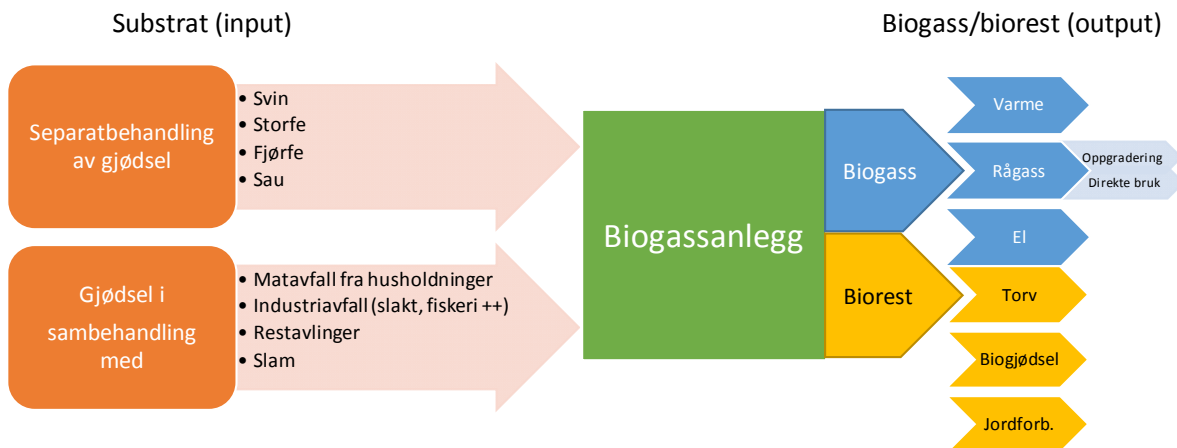
2.4 Kostnadsanalyse

2.4.1 Avgrensninger og forutsetninger

Tiltaket deles i to ulike typer tiltak, småskala gårdsanlegg som leverer gass til oppvarming lokalt, og storskala sambehandlingsanlegg.

Det er stor variasjon mellom eksisterende norske biogassanlegg, både med tanke på kapasitet, substrat (input), energiproduksjon og utnyttelse av biorest (output), og utforming. Lokale forhold er ofte utslagsgivende for kostnadsprofilen og miljøpåvirkningene til et anlegg, der ressurstilgang, avstander og mulighet for avsetning av produsert energi og biorest er viktige komponenter.

Dette gjelder også når vi kun ser på anlegg som tar imot husdyrgjødsel. Miljøeffektene og økonomien er blant annet avhengig av biogasspotensialet, som igjen avhenger av type gjødsel (type dyr), tørrstoffinnholdet i gjødsla (fôr, oppsamlingsmekanisme mm.), og hvorvidt husdyrgjødsel behandles separat, eller samrättes med ulike substrater. I tillegg er miljø og økonomi avhengig av hvordan biogassen og bioresten utnyttes (se figur 2.2).



Figur 2.2 Prinsippkisse for biogassproduksjon av husdyrgjødsel, ikke utfyllende.

Ettersom det kun er identifisert 7 anlegg som produserer biogass fra husdyrgjødsel, der anleggene varierer i stor grad, er det vanskelig å si noe om hva som er et «typisk» norsk biogassanlegg for behandling av husdyrgjødsel.

Det er også vanskelig å si noe om hvordan biogassproduksjon fra husdyrgjødsel vil- eller bør utformes i fremtiden, og avhenger i stor grad av politiske virkemidler og teknologisk utvikling.

Det fins dermed lite erfaringsdata knyttet til investeringskostnader, driftskostnader og –inntekter for behandling av de to substratene, og på bakgrunn av dette har det vært nødvendig å foreta noen antakelser og forenklinger i analysen:

Det er forutsatt at potensialet (50 %) utløses gjennom investeringer i to ulike typer biogassanlegg:

1. Store sambehandlingsanlegg med kapasitet til 6 000 tonn tørrstoff husdyrgjødsel, der gjødsla samrättes med et annet substrat, og biogassen oppgraderes til drivstoffkvalitet (utløser 68 % av potensialet).

2. Gårdsanlegg med kapasitet til 210 tonn tørrstoff husdyrgjødsel, der gjødsla behandles separat på gården, og biogassen utnyttes som varme på gården (utløser 32 % av potensialet).

Det forutsettes at kapasiteten bygges ut trinnvis gradvis og at sambehandlingsanleggenes levetid er 25 år, mens gårdsanleggene har levetid på 20 år. Dette betyr at fra 2040 til 2050 må anleggene som ble bygd mellom 2020 og 2030 erstattes. Det er for enkelhetsskyld antatt at det må bygges nye anlegg, med samme investeringskostnad. Investeringene og antall anlegg fordelt på de to anleggstypene fremgår i Tabell 2-4.. Tabellen viser at det investeres i vel et stort anlegg årlig fram til 2040, og deretter om lag dobbelt antall pga av reinvesteringer. Antall småanlegg årlig stiger av samme grunn fra 16,4 til 32,8 pr år.

Tabell 2.4 Antall anlegg og nyinvesteringer i biogassanlegg fordelt på år og type anlegg.

Biogassanlegg	2020	2030	2040	2045	2050
Antall sambehandlingsanlegg	1	14	26	32	38
Antall gårdsanlegg	16	180	344	426	508
Antall nye sambehandlingsanlegg per år	1,25	1,2	1,2	2,48	1,86
Antall nye gårdsanlegg per år	16,40	16,4	32,8	32,8	32,8

2.4.2 Datagrunnlag, metodikk og beregning

Kostnadsanalysen dekker samfunnsøkonomiske merkostnader knyttet til biogassproduksjon av husdyrgjødsel sammenliknet med referansebanen (spre gjødsla direkte på jorden).

Gjennom prosjektet BioValueChain har Østfoldforskning fått tilgang på økonomidata knyttet til investering og drift av biogassanlegg som har fått innvilget investeringsstøtte fra ENOVA. Med base i disse dataene, kombinert med litteraturdata og innhentede data fra landbruks- og transportsektoren, er det utarbeidet en økonomimodell for biogassproduksjon i Norge (Modahl et al. 2015). Kostnadsanalysen for investering og drift av de store sambehandlingsanleggene samt investeringskostnadene for nye gjødselkummer på gårdene er beregnet med base i denne modellen.

Det har ikke vært mulig å splitte kostnadene for sambehandlingsanleggene ned på det enkelte substrat, hvilket betyr at kostnadsanalysen inkluderer noe drifts- og investeringskostnader knyttet til biogassproduksjon av flere substrater utover gjødsla, dette kan fortrinnsvis være våtorganisk avfall fra husholdninger og industri, eller restavlinger og andre egnede vekster. Samrøtning av husdyrgjødsel med andre substrater kan bidra til økt biogassutbytte og effektivisering av prosessen (reduert behov for tilførsel av vann) (Modahl et al. 2015), men dette er ikke hensyntatt i analysen.

Datagrunnlaget for gårdsanleggene er basert på data for Telemarksreaktoren, en konseptløsning utviklet av prof. Rune Bakke ved Høgskolen i Sør-Øst Norge. Datagrunnlaget for analysen er fremstilt av Sjefsforsker Jon Hovland ved Tel-Tek.

Beregningene har ikke tatt hensyn til mulighet for felles biogassanlegg for flere gårder slik det ble gjort i rapporten fra KLIF (2013). Dette er fordi det per dags dato ikke fins slike anlegg, og følgelig heller ikke erfaringsdata for økonomi knyttet til disse. Krav til hygienisering gjør også at man ikke uten videre kan tilpasse kostnadsdata for gårdsanlegg til fellesanlegg. Siden beregningene baserer seg på grunnkretser og ikke enkeltgårder, kan en mer detaljert beregning kreve en gjennomgang av eventuelle merkostnader ved mottak av gjødsel fra flere gårder.

Som for miljøanalysen, beregnes merkostnadene forbundet med biogassproduksjon av husdyrgjødsel ut fra differansekostnadene mellom referansebanen uten tiltak, og forventet utvikling med tiltaket.

Alle kostnader er beregnet uten avgifter og subsidier (som f.eks. investeringsstøtte, tilskudd for bruk av gjødsel til biogass osv.)

De samfunnsøkonomiske merkostnadene forbundet med tiltak 1 er forklart i tabell 2.5.

Tabell 2.5 Samfunnsøkonomiske kostnader forbundet med økt produksjon av biogass.

Anlegg	Kostnads-komponent	Hva	Metode for kvantifisering
Sambehandlingssanlegg	Investeringskostnader sambehandlingssanlegg	Kostnader knyttet til å bygge anleggene, inklusiv graving og veiarbeid.	Beregnes med base i økonomimodellen utviklet gjennom prosjektet BioValueChain (Modahl et al 2015). Kostnadene er beregnet uten støtte eller subsidier, og tar utgangspunkt i at det bygges 38 anlegg i løpet av perioden frem til 2050 (som vist i Tabell 2.4). Kostnadene inkluderer graving og veiarbeid. Det har ikke vært mulig å skille kostnadene mellom de ulike substratene (husdyrgjødsel og substratet det sambehandles med). I stedet er det brukt en fordelingsnøkkel for å skille ut kostnadene knyttet til forbehandlingssanlegg. Forbehandlingssanlegget utgjør ofte en betydelig kostnad, og er ikke relevant for biogassproduksjon av husdyrgjødsel. Det antas at forbehandlingssanlegget utgjør 30 % av totale investeringskostnader. Det antas en levetid på anleggene tilsvarende 25 år, hvilket betyr at fra 2045 til 2050 må de første byggetrinnene fra 2020-2025 erstattes gjennom reinvestering. For enkelhetsskyld er det antatt at man må bygge nye anlegg.
	Driftskostnader sambehandlingssanlegg	Differansekostnadene knyttet til drift og vedlikehold av anleggene, inklusiv transport av gjødsel fra gårdene til biogassanlegget, og transport av biorest fra anlegg til gårdene.	Beregnes med base i økonomimodellen utviklet gjennom prosjektet BioValueChain (Modahl et al 2015). Kostnadene er beregnet uten støtte eller subsidier og inkluderer kostnader knyttet til transport av gjødsel og biorest til/fra biogassanlegget. Ettersom analysen forutsetter full sysselsetting, er økt verdiskapning gjennom flere arbeidsplasser ikke inkludert.
	Investeringskostnader for distribusjon av biogass .	Kostnader knyttet til utbygging av fyllestasjoner for biogass, flak og distribusjonsnett.	Beregnes med base i tall fra Miljødirektoratet (2013) og Skagerak Naturgass (SNG). Datagrunnlaget er hentet fra en masteroppgave ved Universitetet i Oslo (Randby 2016). Kostnadene inkluderer differansekostnadene knyttet til investeringer i gass-nett og fyllestasjoner, (tabell 9 i masteroppgaven). Det er antatt en levetid på infrastrukturen tilsvarende 25 år, hvilket betyr at fra år 2045 til 2050 må de første investeringene rehabiliteres eller byttes ut (2020-2025). For enkelhetsskyld er det antatt at man må bygge ny infrastruktur.
	Driftskostnader for distribusjon av biogass .	Differansekostnadene knyttet til drift og vedlikehold av infrastruktur (fyllestasjoner for flak, og distribusjonsnett), busser og renovasjonsbiler.	Beregnes med base i tall fra Miljødirektoratet (2013) og Skagerak Naturgass (SNG). Datagrunnlaget er hentet fra en masteroppgave ved Universitetet i Oslo (Randby 2016). Kostnadene inkluderer drifts- og vedlikeholdskostnader for fyllestasjonene (tabell 9 i masteroppgaven).
	Investeringskostnader for bruk av biogass .	Differansekostnader knyttet til innkjøp av biogassbusser (alternativ er dieselbusser).	Beregnes med base i tall fra Transnova og Lyse Neo A (2011) der differansekostnaden for innkjøp av en biogassbuss er estimert til 400 000 NOK sammenliknet med innkjøp av en dieselbuss. Dette er et noe høyere setimat enn det Miljødirektoratet bruke i Underlagsmateriale til tverrsektoriell biogass-strategi (250 000 NOK (2012-kroner). Det antas at Bussene kjører 38 000 km i snitt per år (SSB 2015. Tabell: 07302: Kjørelengder, etter kjøretøytype. Gjennomsnitt per kjøretøy), og at bussen bruker 5 Nm ³ /km. Det er antatt en levetid på bussene tilsvarende 10 år, hvilket betyr at fra år 2030 til 2050 må de første investeringene rehabiliteres eller byttes ut (2020-2040). For enkelhetsskyld er det antatt at man må kjøpe nye busser.

	Drifts- og vedlikeholdskostnader for bruk av biogass .	Differansekostnadene knyttet til drift og vedlikehold av busser.	Beregnes med base i tall fra rapporten «Klima- og miljøvennlige busser» av Sør-Trøndelag fylkeskommune i samarbeid med AtB (2014), der det er oppgitt en differansevedlikeholdskostnad tilsvarende 1,32 NOK/km for biogassbusser sammenliknet med konvensjonelle dieselbusser. Det antas at Bussene kjører 38 000 km i snitt per år (SSB 2015. Tabell: 07302: Kjørelengder, etter kjøretøytype. Gjennomsnitt per kjøretøy).
	Bruk av biogass erstatter diesel	Nytten forbundet med at biogassen kan erstatte diesel (gjelder sambehandlingsanlegg).	Beregnes ut fra en forbrukerpris på diesel tilsvarende 13 NOK/liter (SSB – tabell 9654-1) minus mva (20%) og skatter og avgifter 5 NOK . Dette multipliseres med mengde biogass produsert til transportformål.
	Reduserte partikkelutslipp og utslipp av NOx	Nytten forbundet med at bruk av biogass til transportformål i større byer fører til reduserte utslipp av partikler og NOx sammenliknet med bruk av diesel (reduserte helseskader).	Beregnes med base i Den norske verdsettingsstudien (Magnussen et al., 2010), der kostnaden knyttet til utslipp av PM10 og NOx er beregnet til henholdsvis 2 084 og 131 kr/kg utslipp (2016-kroner). Verdsettingen av PM10 er brukt for alle partikkelutslipp. Kostnadene gjelder for større byer. I mindre byer vil kostnaden være lavere, og i storbyer som Oslo, Trondhjem og Bergen vil kostnaden være høyere. Det er valgt å bruke kostnaden for større byer, da det antas at mesteparten av biogassen vil tas i bruk i større byer, og at forskjellen på kostnadseffekten mellom storbyer og landsbygda vil jevnes ut. Det antas at bruk av biogass reduserer utslipp av partikler med 80 % og at NOx-utslippene reduseres med 50 % (Miljødirektoratet, 2013). Merk at denne kostnadskomponenten gjelder kun for biogass som produseres ved sambehandlingsanleggene, der biogassen utnyttes som drivstoff. Nyere forskning viser at denne kostnadskomponenten er avhengig av flere forutsetninger, og er drøftet nærmere i diskusjonskapittelet 2.5.2.
	Investeringskostnader for utbygging av lagune for lagring av gjødsel og pumpeutstyr.	Kostnader forbundet med bygging eller oppgradering av lagune for lagring av gjødsel på gården	Beregnes med base i økonomimodellen utviklet gjennom prosjektet BioValueChain (Modahl et al 2015), samt oppdaterte data inneholdt sommeren 2016 (Bjerkestrand 2016). Kostnadene inkluderer utbygging, graving og veiarbeid for nye gjødsellager på gårdene. Det antas at det kun bygges nye lager fremfor at eksisterende lagerkapasitet blir utvidet, hvilket gjør at kostnadene knyttet til lagring sannsynligvis er noe overestimert. Det er antatt et gjennomsnittsvolum for de nybygde lagrene på 3 000 kubikkmeter, hvilket gir en investeringskostnad tilsvarende 480 000 NOK/lager.
Gårdsanlegg	Investeringskostnader gårdsanlegg	Kostnader knyttet til å bygge anleggene, inklusiv graving og veiarbeid.	Beregnes med base i data fra Telemarksreaktoren (gitt av sjefsforsker Jon Hovland ved Tel-Tek og professor Rune Bakke ved Høgskolen i Sør-Øst Norge). Kostnadene er beregnet uten støtte eller subsidier, og tar utgangspunkt i at det bygges 508 gårdsanlegg i løpet av perioden frem til 2050 (som vist i Tabell 2.4). Kostnadene inkluderer grunnarbeid, rør, pumper, strøm- og vanntilførsel og anlegg for utnyttelse av gassen til varme. Det antas en levetid på anleggene tilsvarende 20 år, hvilket betyr at fra 2040 til 2050 må de første byggetrinnene fra 2020-2023 rehabiliteres eller bygges på nytt. For enkelhetsskyld er det antatt at man må bygge nye anlegg.
	Driftskostnader gårdsanlegg	Differansekostnadene knyttet til drift og vedlikehold av anleggene (sammenliknet med referansebanen).	Beregnes med base i data fra Telemarksreaktoren (gitt av sjefsforsker Jon Hovland ved Tel-Tek og professor Rune Bakke ved Høgskolen i Sør-Øst Norge). Kostnadene er beregnet uten støtte eller subsidier. Driftskostnadene inkluderer bruk av strøm (1 kr/kWh) og arbeid knyttet til drift og vedlikehold.
	Bruk av biogass erstatter varme.	Nytten forbundet med at biogassen kan erstatte alternative kilder til oppvarming (gjelder gårdsanlegg).	Beregnes ut fra en alternativkostnad for oppvarming (satt til 0,4 NOK/kWh) som multipliseres med mengde biogass produsert i gårdsanleggene (minus varmetap, varme brukt i prosess, samt energi produsert i sommermånedene (2 stk) da det antas at bonden ikke trenger oppvarming da).

Begge anleggstypene	Redusert avling	Kostnader forbundet med at bruk av biorest kan gi reduserte avlinger sammenliknet med bruk av mineralgjødning.	Kostnadene forbundet med redusert avling og sparte kostnader ved at biorest erstatter mineralgjødning har vært vanskelig å kvantifisere da effektene knyttet til bruk av biorest er usikre. På den ene siden kan det være vanskeligere å spre bioresten jevnt, sammenliknet med mineralgjødning - hvilket kan føre til reduserte avlinger. Samtidig kan biogassproduksjon av husdyrgjødning gi bedre utnyttelse av fosfor, og dermed redusere behovet for mineralgjødning. Det er for enkelhetsskyld antatt at disse to kostnadskomponentene utlikner hverandre. Dette er diskutert nærmere i avsnitt 2.6.1.
	Biorest erstatter mineralgjødning	Nytten forbundet med at bioresten kan gi bedre utnyttelse av fosforet i gjødsel og dermed erstatte mineralgjødning.	Denne kostnaden er ikke kvantifisert på grunn av store usikkerheter. Se kommentar for Redusert avling.
	Restverdi biogassanlegg og investeringer i infrastruktur/biogasbuss	Gjenverende verdi for biogassanleggene, lager på gårdene, bussene og infrastrukturen bygd fra og med 2020 (20 og 25 års levetid).	Beregnes for anleggene, lager på gårdene, infrastrukturen og bussene/renovasjonsbilene anskaffet/bygget etter 2021/2026, ved å fordele investeringskostnaden på antall leveår (20 og 25 år) og deretter multiplisere denne verdien med antall gjenværende leveår. Ettersom anleggene og øvrige investeringer vil bidra til utslippskutt utover analyseperioden, er det valgt å inkludere restverdien som en inntekt ved slutten av perioden.

Årlig samfunnsøkonomisk kostnad er beregnet ved å regne ut netto nåverdi av kontantstrømmen knyttet til kostnadselementene som inngår i analysen. Alle kostnader er anslått i faste kroneverdier, basert på priser i 2016. Kostnadene er så beregnet som årlig gjennomsnittskostnad over perioden fram til 2050 ved hjelp av annuitetsberegning. Både ved nåverdi- og annuitetsberegning er kalkulasjonsrenten satt til 4 % i tråd med Finansdepartementets rundskriv R-109/2014.

Ved beregning av kostnad pr tonn CO₂-utslippsreduksjon, er det beregnet en gjennomsnittskost pr år som videre er dividert med årlig gjennomsnittlig utslippsreduksjon for analyseperioden.

2.5 Resultat

2.5.1 Netto årlige samfunnsøkonomiske kostnader

Netto årlige samfunnsøkonomiske kostnader for tiltak 1, Produksjon av biogass fra husdyrgjødsel, er vist i tabell 2-6.

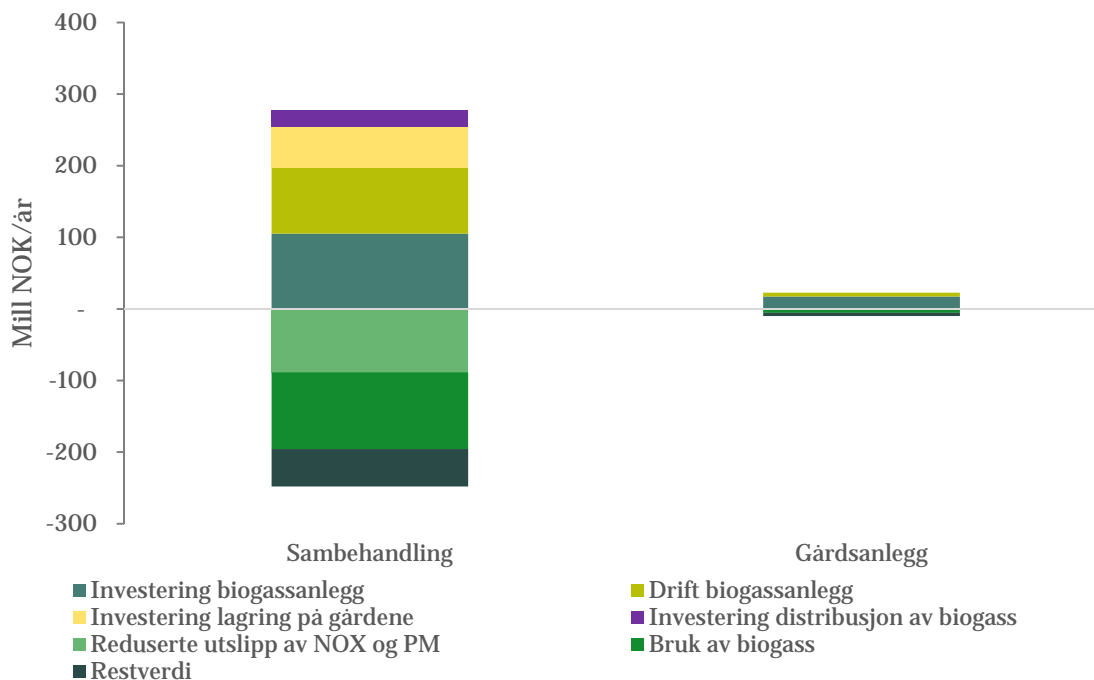
Tabell 2.6 Netto årlige samfunnsøkonomiske kostnader, tiltak 1 – Produksjon av biogass fra husdyrgjødsel.

Differansekostnader	Mill NOK/år
Investeringer sambehandlingsanlegg	105
Investeringer gårdsanlegg	17
Drifts- og vedlikeholds kostnader sambehandlingsanlegg	92
Drifts- og vedlikeholds kostnader gårdsanlegg	5
Investeringskostnader lagring på gårdene (sambehandlingsanlegg)	57
Investeringskostnader distribusjon av oppgradert biogass	24
Driftskostnader distribusjon av oppgradert biogass	7
Investeringskostnader busser	6
Driftskostnader busser	0
Reduserte utslipp av NOX og PM	-89
Bruk av biogass (erstatte diesel)	-107
Bruk av biogass (erstatte varme)	-5
Restverdi anlegg	-57
Netto samfunnsøkonomisk kostnad (Mill NOK/år)	56

Basert på forutsetningene og antakelsene beskrevet i dette kapittelet, er biogassproduksjon av husdyrgjødsel beregnet til å medføre en samfunnsøkonomisk kostnad på 56 millioner kroner per år.

De største kostnadskomponentene er knyttet til drift og investering for sambehandlingsanleggene, samt investeringer for lagring av gjødsel på gårdene, og de største inntektene er knyttet til bruk av biogass som erstatte diesel og reduserte utslipp av NOX og PM.

Figur 2.3 illustrerer de samme samfunnsøkonomiske kostnadene som er vist i tabell 2.6, sortert etter anleggstype.



Figur 2.3 Netto årlige samfunnsøkonomiske kostnader tiltak 1, fordelt på anleggstype.

2.5.2 Tiltakskostnad

Basert på beregningene og forutsetningene i denne rapporten vil tiltak 1, Produksjon av biogass fra husdyrgjødsel føre til en gjennomsnittlig årlig utslippsreduksjon i norsk landbruk tilsvarende 151 103 tonn CO₂-ekvivalenter, og en årlig samfunnsøkonomisk kostnad tilsvarende 56 millioner NOK/år.

Basert på dette er tiltakskostnaden (kroner per tonn CO₂-ekvivalent utslippsreduksjon), beregnet til 368 NOK/tonn CO₂-ekvivalent.

Klimanytten og kostnadene knyttet til sambehandlingsanleggene og gårdsanleggene utgjør henholdsvis 105 106 og 45 997 tonn CO₂-ekvivalenter, og 43 og 11 Mill NOK/år. Dette tilsvarer tiltakskostnad lik 412 NOK/tonn CO₂-ekvivalent for sambehandlingsanleggene og 280 NOK/tonn CO₂-ekvivalent for gårdsanleggene. Differansen skyldes hovedsakelig at det forutsettes nyinvesteringer i lager på gårdene for sambehandlingsanleggene.

2.6 Miljøgevinster utover utslipp av klimagasser

2.6.1 Bedre utnyttelse av fosfor

Produksjon av husdyrgjødsel kan gi en ekstra miljøgevinst i form av bedre utnyttelse av fosfor (P) og redusert bruk av mineralsk fosforgjødsel. Husdyrgjødsel har nemlig høyt fosforinnhold sammenliknet med nitrogen og kalium. Dette fører til at områder med stor husdyrtetthet ofte har overskudd av fosfor, mens områder med planteproduksjon må dekke hele fosforbehovet gjennom bruk av mineralgjødsel. Produksjon av biogass av husdyrgjødsel gir mulighet for en omfordeling av fosfor, fra husdyrområder til korndyrkingsområdene. Forutsetningen er at bioresten separeres i en flytende og en fast fase, der nitrogen og kalium er anrikt i den flytende fasen og fosfor er anrikt i den faste. Den flytende fasen bør brukes som gjødsel i områdene nær biogassanlegget, mens den faste fasen kan

tørkes eller omdannes til biokull, og deretter transporteres ut av husdyrområdene og brukes som gjødsel i områder med behov for fosfor.

Tabell 2.7 viser total mengde fosfor i husdyrgjødsel i dag, og fosformengdene i bioresten ved ulike scenarier for biogassproduksjon. Det totale potensialet for omfordeling av er beregnet til ca. 4,7 tusen tonn fosfor, som tilsvarer 55 % av totalt forbruk av mineralgjødsel i 2013.

Tabell 2.7 Mengde fosfor i biorest i forhold til total mengde i husdyrgjødsel og husdyrgjødsel.

År	Tonn P i biorest	Andel av gjødsel 2013	
		Husdyrgjødsel	Mineralgjødsel
2020	458	5 %	5 %
2030	1 820	19 %	21 %
2040	3 263	34 %	38 %
2050	4 745	49 %	55 %

Den potensielle nytten forbundet med bedre utnyttelse av fosfor er ikke kvantifisert i denne rapporten, ettersom kostnadsanalysene forutsetter biogassanlegg uten avanning av bioresten (uten separering av fast og flytende fase).

Det er usikkert hvordan resultatet for analysen hadde blitt påvirket av bedre utnyttelse av fosfor. Sannsynligvis hadde investerings- og driftskostnadene for biogassanleggene vært noe høyere, mens bøndene hadde fått reduserte kostnader knyttet til bruk av mineralgjødsel. I tillegg ville klimanytten økt betraktelig, ettersom gjødsla er beregnet til å kunne erstatte over halvparten av forbruket av mineralgjødsla på 2013-nivå.

2.7 Usikkerhetsmomenter

Det er flere usikre faktorer knyttet til klimagasseffektene av biogassproduksjon fra husdyrgjødsel. Her gjennomgås usikkerheten ved selve klimaanalysen først, deretter kostnadsanalysen.

2.7.1 Usikkerhet ved utslippsanalyse

I beregningene er det forutsatt at 70 % av det teoretiske biogasspotensialet kan utnyttes. Årsaken til dette er at man i praksis ikke kan regne med å ta ut hele potensialet under forråtnelsen, og at noe metan kan tapes i ulike ledd i prosessen. Den faktiske reduksjonen kan selvsagt avvike noe fra 30 prosent, noe som vil påvirke både miljø- og kostnadsbildet.

Det er også forutsatt at klimagassutslippene fra gjødsellagrene reduseres med 90 prosent som følge av kortere lagringstid på gården. Dette innebærer at gjødsla må samles inn ca. en gang per måned. Dersom innsamlingen skjer sjeldnere, eller at det skjer et ekstra utslipp i forbindelse med omrøring og fylling av gjødsel på tankbil, vil utslippsreduksjonen bli mindre. På den andre siden legger kostnadsanalysen til grunn at det bygges nye gjødsellagre på gårdene som skal levere husdyrgjødsel til sambehandlingsanleggene. Dersom disse nye lagrene bygges tette, med duk eller liknende, vil utslippsreduksjonen fra gjødsellagrene være større.

Vi har ikke kunne kvantifisere noen forskjell i ammoniakktapet fra spredning av biorest og heller ikke mengden plantetilgjengelig nitrogen i bioresten sammenlignet med ubehandlet gjødsel. Det er ikke usannsynlig at biorest kan gi noe lavere ammoniakktapet ved spredning på grunn av høyere vanninnhold, og noe mer plantetilgjengelig nitrogen som følge av ekstra mineralisering under forråtnelsen. Dette har ikke vært mulig å kvantifisere verken i kostnads- eller miljøanalysen.

Denne analysen har kun sett på et par miljøindikatorer, nemlig utslipp av klimagasser, PM og NOX. Andre relevante miljøindikatorer som forsurening eller bruk av fosfor er ikke kvantifisert, noe som bør vurderes ved implementering av virkemidler i landbruket.

2.7.2 Usikkerhet ved kostnadsanalyse

Gjødsel er volumkrevende og ineffektivt å transportere, og transport er derfor en viktig kostnadsdriver og følgelig en avgjørende faktor. I denne analysen er det antatt at 68 % av det analyserte biogasspotensialet fra husdyrgjødsel kan utnyttes til biogassproduksjon i store sambehandlingsanlegg i 2050, og kostnadsbildet forutsetter at disse anleggene kan lokaliseres slik at transportkostnadene av gjødsel fra gårdene til biogassanlegget ikke gjør store sambehandlingsanlegg ulønnsomme sammenlignet med desentraliserte biogassanlegg.

For å vurdere logistikkens betydning mer i detalj, bør ressursgrunnet for biogassproduksjon i Norge kartlegges og analyseres gjennom geografiske informasjonssystem-analyser (GIS-analyser) sammen med avsetningspotensialet (for både energi og biorest). Dette kan også gi et vurderingsgrunnlag for hvordan biogasspotensialet bør realiseres med tanke på type anlegg, substrater og energiproduksjon. En slik studie ble gjennomført i Vestfold i forbindelse med planleggingen av GreVe-anlegget (Lyng et al. 2011).

Kostnadsanalysen er beregnet med base i dagens kostnadsbilde. Biogasssteknologien er fremdeles en relativt umoden teknologi, spesielt med tanke på behandling av husdyrgjødsel i Norge, og dermed er også det økonomiske erfaringsgrunnet ganske tynt. Dette betyr at kostnadsberegningene er relativt usikre. Med tanke på den relativt bratte utviklings- og lærekurven for biogass de siste årene, er det heller ikke usannsynlig at økt satsning på biogassproduksjon kan bidra til reduserte kostnader gjennom teknologiutvikling frem mot 2050.

I denne analysen ble kun to anleggstyper analysert (på grunn av begrensede data). Sannsynligvis vil ulike lokale forhold som tilgang på ressurser, avstander og avsetningsmuligheter føre til at biogasspotensialet utløses gjennom mange ulike anleggstyper, både med tanke på størrelse, teknologi, substratmik og energi- og biorestproduksjon. Én løsning vil kunne være økonomisk- og miljømessig lønnsom i ett bestemt område, mens en annen løsning kan være bedre i et annet område. Denne kompleksiteten knyttet til biogassproduksjon vil også kreve virkemiddelbruk som reflekterer dette, slik at man unngår å favorisere en bestemt type anlegg, størrelse eller produksjonsmik.

Kostnadsberegningen omfatter ikke gjennomføringskostnader, dvs. virkemiddelbruk, som f.eks. kostnader knyttet til håndheving av regelverk, eventuell finansiering av tilskuddsordninger osv (jf avsnitt 1.2.3).

3 Erstatte storfekjøtt med fisk og vegetabilsk mat (Tiltak 2)

Tiltaket retter seg mot utslipp fra husdyrfordøyelse blant storfe, med endringer i kosthold som en viktig tilleggseffekt. Tiltaket reduserer produksjonen av storfekjøtt og mengden rødt kjøtt i norsk forbruk og erstatter dette med vegetabler og fisk i matforbruket. Tiltaket er beregnet til å gi en kost – effekt rate på minus nær ni tusen kroner pr tonn CO₂ ekvivalenter hvorav om lag 90 % av gevinsten skriver seg fra verdsette helseeffekter. I snitt for perioden reduseres utslippene med 474 000 tonn. Usikkerheten i anslaget dreier seg om mange forutsetninger, spesielt at mulig dødvektstap i tilpasningen mellom forbruk og produksjon, og virkemiddelkostnader. Videre er det usikkerhet knyttet til verdien av endret kosthold og beregnede endringer i konsumentutleggene.

3.1 Referansebane

Referansebanen for forbruk, husdyrbestandene, befolkningsveksten og klimautslippene er referert i kapittel 1.2. 6 og i vedlegg. For å opprettholde nær samme proteininntak som i referansebanen, må reduksjonen i kjøttforbruk kompenseres med økt forbruk av fisk, mens reduksjon i energiinntak fra kjøtt må kompenseres med økt forbruk av kornprodukter, frukt, grønnsaker og poteter. Forbruket i referansebanen fremgår av tabell 3.1.

Tabell 3.1 Referansebane, kg forbruk pr person på engrosnivå inkl. import*

Ref-bane, kg pr person	2013*	2020	2030	2040	2050
Egg	12,7	12,1	11,9	11,8	11,8
Fisk	49,4	49,4	49,4	49,4	49,4
Fjørfe kjøtt	20,6	18,4	19,1	19,7	20,1
Frukt og bær	91,6	91,6	91,6	91,6	91,6
Grønnsaker	77,9	77,9	77,9	77,9	77,9
Kjøtt ammekyr, norsk	4,1	4,7	5,4	5,8	6,3
Kjøtt, mjølkefe, norsk	12,3	9,9	9,2	8,9	8,6
Storfekjøtt import	2,4	2,2	2,2	2,2	2,2
Vilt, rein, kanin	1,9	1,9	1,9	1,9	1,9
Kjøtt totalt	71,1	65,4	65,6	66,4	67,2
Kornprodukter	81,5	81,5	81,5	81,5	81,5
Lammekjøtt	4,7	4,5	4,4	4,4	4,4
Melk og melkeprod innmål meieri	271,7**	239,7	223,5	214,5	208,3
Poteter	53,4	53,4	53,4	53,4	53,4
Sukker	27,9	27,9	27,9	27,9	27,9
Svinekjøtt	25,1	23,8	23,4	23,5	23,7
Sum rødt kjøtt	48,6	45,1	44,6	44,8	45,2

*Referanse : Helsedirektoratet, Utviklingen i norsk kosthold 2016.

**Melkevolum i 2013 er eksklusiv melk benyttet til produksjon av ost for eksport som utgjør om lag ti prosent av dagens produksjon.

3.2 Tiltaket

Tiltaket består i en reduksjon av produksjon av kjøtt fra ammeku. Den reduserte kjøttmengden erstattes med endringer i forbruk av flere matvarer.

Tiltaket er beskrevet som tiltak 2 i kapittel 1.3. Tiltaket er todelt:

- a) Redusert norsk produksjon av ammeku.
- b) Reduksjonen i forbruk av rødt kjøtt tilsvarende redusert ammekuproduksjon; reduksjonen i kjøttforbruk erstattes med økt forbruk av fisk og vegetabler

Størst og mest kostnadseffektiv utslippseffekt av nedgang i produksjonen av rødt kjøtt får vi ved å redusere spesialisert storfekjøttproduksjon, dvs. ammekuproduksjon. Vi legger derfor til grunn at det er denne produksjonen som reduseres. Ammekuproduksjonen reduseres gradvis til 40 % i 2050 med utgangspunkt i produksjonen i 2013. Del b) består i å bytte ut kjøtt fra kjøttferase med fisk og plantekost. Vi forutsetter at energiinnholdet i dietten opprettholdes, mens proteinmengden reduseres til omtrent helsedirektoratets anbefaling. Hovedpoenget er altså en nedgang i ammekuproduksjon og økning i forbruk av fisk og plantekost innenfor gitte rammer når det gjelder kostens energi- og proteininnhold.

Beregningen av forbrukssammensetningen blir ikke drøftet i detalj i rapporten. Det er ikke foretatt en optimering av forbruket, eller en estimering ut fra anslag for etterspørselastisiteter og prisendringer som følge av endret tilgang på norskprodusert rødt kjøtt. Endringen er skjønsmessig bestemt og holdt innenfor de nevnte krav til energi- og proteininnhold.

Fordeelingen på import og norskprodusert vare er uendret for alle andre matvarer enn storfekjøtt. Vi regner med en entydig sammenheng mellom norsk produksjon og forbruk for kjøtt, meieriprodukter og egg, mens enhver forbruksendring for eksempel for frukt og grønt kan gi ganske uforutsigbare effekter for importandeler. Vi kommer tilbake til sammenhengen mellom norsk produksjon og forbruk i avsnitt 3.6)

Effekten på anskaffelseskostnader og helse avhenger av forbrukets sammensetning. Endringene i forbruket av de ulike matvarene er vist i tabell 3.2. Det er forutsatt en reduksjon av kjøttforbruket pr person i 2050 til et nivå som i 2005. Tiltaket forutsetter uendret forbruk av sukker og en økning i forbruket av kornprodukter og potet med 2 prosent, frukt og grønnsaker med 2 prosent og forbruket av fisk med 2 prosent.

Tabell 3.2 Tiltaksbane kjøtt til fisk og vegetabler, relativt til forbruk i 2013, regnet i kg pr person og år

Tiltak	2013	2020	2030	2040	2050
Fisk	1,00	1,005	1,012	1,017	1,024
Frukt og bær	1,00	1,005	1,012	1,017	1,024
Grønnsaker	1,00	1,005	1,012	1,017	1,024
Kjøtt ammekyr	1,00	0,91	0,74	0,57	0,40
Kornprodukter	1,00	1,005	1,012	1,017	1,024
Poteter	1,00	1,005	1,012	1,017	1,024
Svinekjøtt	1,00	0,95	0,94	0,94	0,94

I dette tiltaket som omfatter overgang til mer vegetabilsk mat og fisk, er forbruket pr person av svinekjøtt uendret i forhold til referansebanen (tabell 3.3).

Tabell 3.3 Oversikt over konsumet av matvarene som inngår med endringer i tiltaksbanen, Antall kg pr person etter gjennomføring av tiltaket (øverst) og differanse mellom referansebane og tiltak (nederst).

Tiltaksbane kg per person	2013	2020	2030	2040	2050
Fisk	49,4	49,6	50,0	50,2	50,6
Frukt og bær	91,6	92,1	92,7	93,2	93,8
Grønnsaker	77,9	78,3	78,8	79,2	79,8
Kjøtt ammekyr	4,1	3,7	3,0	2,3	1,6
Kornprodukter	81,5	81,9	82,5	82,9	83,5
Poteter	53,4	53,7	54,0	54,3	54,7
Svinekjøtt	25,1	23,8	23,4	23,5	23,7
Sum rødt kjøtt i tiltaksbane	48,6	44,1	42,2	41,3	40,5

Tiltak minus ref.bane, kg pr pers	2020	2030	2040	2050
Fisk	0,2	0,6	0,8	1,2
Frukt og bær	0,5	1,1	1,6	2,2
Grønnsaker	0,4	0,9	1,3	1,9
Kjøtt ammekyr (=endring rødt kjøtt)	-1,0	-2,4	-3,5	-4,7
Kornprodukter	0,4	1,0	1,4	2
Poteter	0,3	0,6	0,9	1,3

I dette tiltaket er dietten balansert i forhold til energi- og proteinforsyning og avviker i sum lite fra referanseåret. I beregningen inngår de matvarene som er listet i referansebanen. Forbruk regnet i energi er ikke påvirket av tiltaket (tabell 3.4).

Tabell 3.4 Energi- (øverst) og proteininnhold (nederst) i dietten som følge av tiltaket på engrosnivå

Mj per person og år	2013	2020	2030	2040	2050
Fisk	141	142	143	144	145
Frukt og bær	220	221	222	224	225
Grønnsaker	111	111	112	113	114
Kjøtt ammekyr	30	27	22	17	12
Kornprodukter	820	823	827	833	840
Poteter	180	181	182	183	184
Svinekjøtt	208	197	187	183	182
Sum	1710	1702	1694	1696	1701

Kg protein per pers. og år	2013	2020	2030	2040	2050
Fisk	3,8	3,8	3,8	3,8	3,9
Frukt og bær	0,4	0,4	0,4	0,4	0,5
Grønnsaker	1,1	1,1	1,1	1,1	1,1
Kjøtt ammekyr	0,8	0,7	0,6	0,4	0,3
Kornprodukter	8,2	8,2	8,3	8,3	8,4
Poteter	0,9	0,9	0,9	0,9	0,9
Svinekjøtt	4,1	3,8	3,6	3,6	3,5
Sum	19,2	19	18,8	18,6	18,6

Proteininntaket viser en mindre reduksjon, som er i tråd med gjeldende kostråd. I dagens kosthold ligger nivået på ca. 32 kg protein p.p. og år og normen i kostrådene er ca. 27 kg.

3.3 Utslippseffekt

Utslipp av klimagasser er beregnet med Klimagasskalkulator utviklet av NIBIO (jf. avsnitt 1.2.5). Det er kjørt beregninger for referansebanen og alle tiltak. Beregningene er kjørt på hele jordbruket inkludert utslippene fra dyrking av jord. Husdyrslagene med lite volum er utelatt fra beregningene. I kalkulatoren beregnes utslipp av tonn CO₂ ekvivalenter fra jord og det meste kommer fra allerede oppdyrket myr. I tabellene oppgis utslipp med og uten utslipp fra jord. Endringen i utslipp fra jord er små (tabell 3.5).

Tabell 3.5 Beregna utslipp 1000 tonn CO₂ ekvivalenter i referansebane og ved tiltakene

Beregna endring av utslipp		2020	2030	2040	2050
Overgang til fisk og vegetab.	Med tap fra dyrket mark	-136	-387	-597	-817
	Uten tap fra dyrket mark	-133	-376	-579	-793

Kuttene er på ca 13 prosent av samlede utslipp inklusive utslipp fra dyrket myr i 2050 eller 20 prosent av utslipp som regnes under jordbrukssektoren.

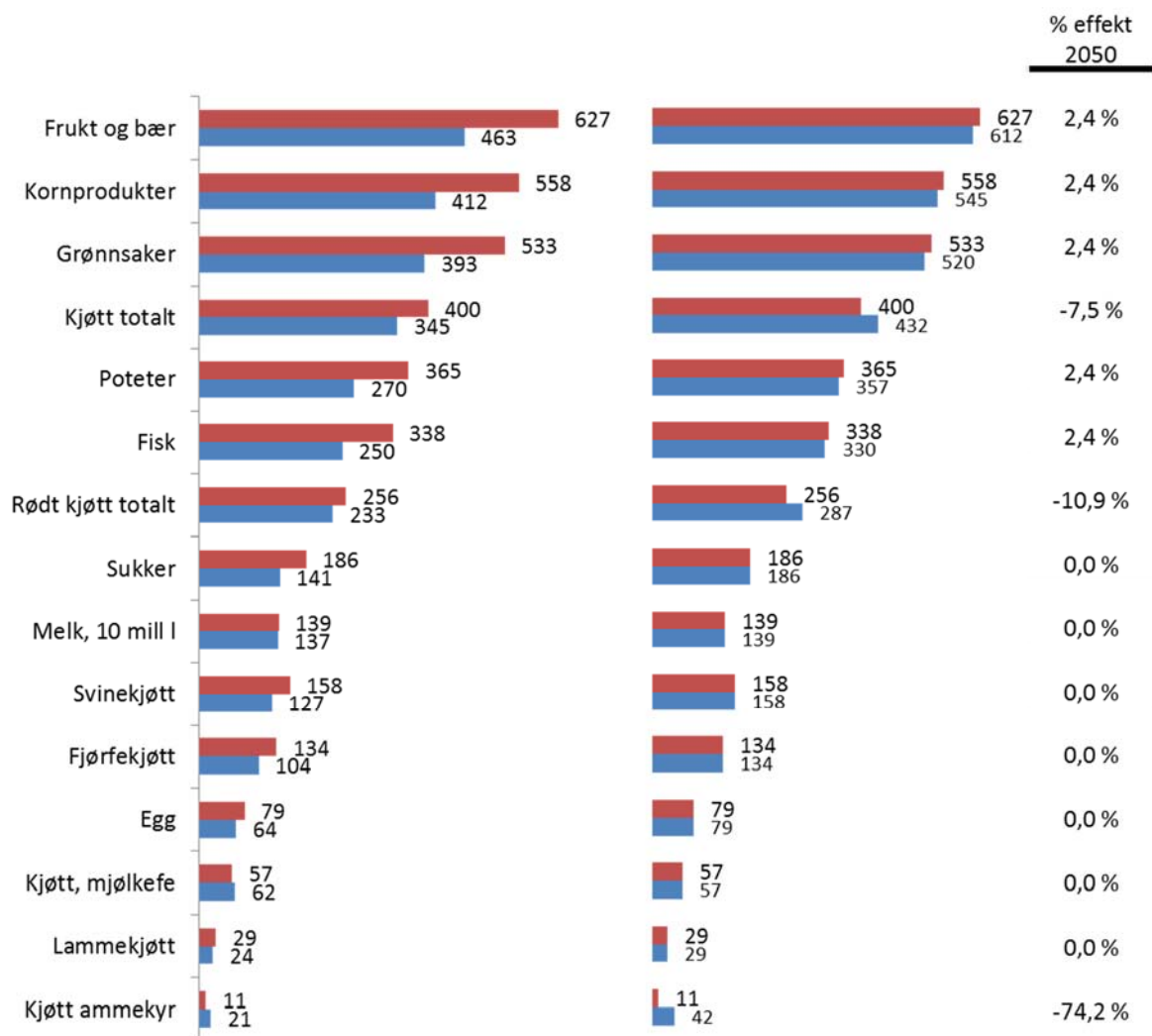
3.4 Tiltakskostnad

Tiltakskostnaden består av tre hovedelementer:

- Endring i anskaffelseskostnader for matvarer. Vi legger til grunn at endring i anskaffelseskostnadene for forbrukene, netto for merverdiavgift, i sin helhet kan regnes å utgjøre samfunnsøkonomiske forsyningskostnader.
- Samfunnsøkonomisk verdi av helseeffekter vurdert ut med basis i Helsedirektoratet (2016).
- Eventuelle effektivitetstap som følge av vridning i tilpasningen mellom tilbud og etterspørsel etter matvarer. Dette tapet, såkalt dødvektstap, avhenger, som nevnt i kapittel 1, av virkemiddelbruk, blir drøftet, men inkluderes ikke i beregnet kostnads – effekt brøk.

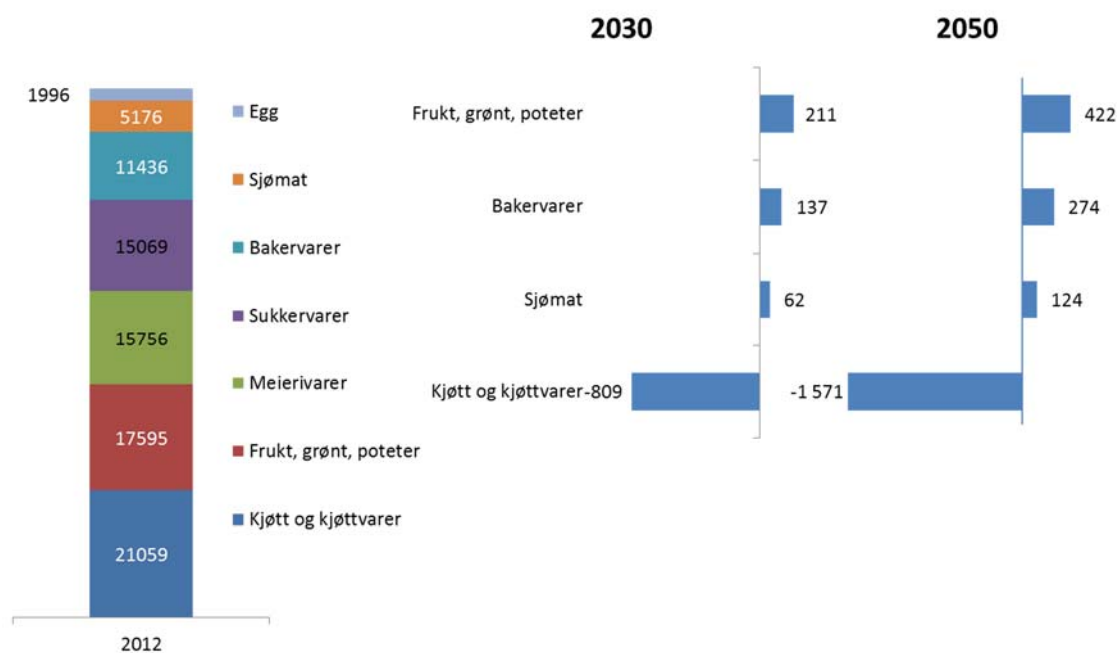
Endring i anskaffelseskostnader for matforbruket

Endringene i anskaffelseskostnader er en funksjon av mengdeendringer og priser. Figur 3.1 viser mengdeendringer i totalforbruket av hovedvaregrupper i 2050 sammenlignet med 2013 og etter tiltak sammenlignet med referansebane i 2050. Den siste kolonnen viser prosentvis endring i forbruk med tiltaket i 2050 sammenlignet med referansebanen. Endringene fra 2013 til 2050 domineres av den generelle trenden i forbruket som skyldes en befolkningsvekst på 34 prosent. Til tross for at tiltaket reduserer forbruket av rødt kjøtt totalt med 10,9 prosent, vil samlet konsum av rødt kjøtt etter tiltaket være 23 000 tonn høyere i 2050 enn i 2013. Ammekuproduksjonen er imidlertid halvert sammenlignet med 2013.



Figur 3.1 Forbruk av matvarer 2050 etter gjennomføring av tiltak sammenlignet med 2013 (til venstre) og med referansebanen i 2050, 1000 tonn; samt prosentvis effekt av tiltak i 2050. Enkeltvaregrupper og aggregater for kjøttvarer.

Beregnet anskaffelseskostnad for matvarekonsumet i faste priser er vist i figur 3.2. Utgangspunktet er samlet butikkomsetning ekskl. MVA for ulike grupper av matprodukter i henhold til SSBs statistikk for butikkhandel. Vi legger altså til grunn at den prosentvise endringen i forbruk av en gitt matvare kan multipliseres med samlet butikkomsetning i utgangspunktet for å finne uttrykk for endringen i anskaffelseskostnaden. Vi har ikke justert for mulig forskjell mellom 2012 og 2013 omsetning, og butikkhandelen omfatter heller ikke all omsetning av matvarer. Det betyr at samlet matvareomsetning til forbruk og effekten av tiltaket på forbrukernes anskaffelseskostnader, trolig er noe undervurdert. Figuren viser at samlet omsetning av de relevante matvarene i 2012 utgjorde 88 milliarder kroner, med kjøtt som største gruppe (21 milliarder), frukt, grønt og poteter (18 milliarder) som nest største.



Figur 3.2 Forbrukernes anskaffelseskostnader for matvarer beregnet som butikkhandel i 2012, ekskl. mva, og effekt av tiltak i 2030 og 2050 sammenlignet med referansebanen. Millioner kroner, 2012 priser.

Det er kjøttforbruket som bidrar til den dominerende delen av endring i forbrukerutlegget sammenlignet med referansebanen, med 800 millioner kroner i 2030 økende til ca 1,5 milliarder i 2050. Økningen i utlegg for sjømat, bakervarer og frukt og grønt, er hver for seg relativt beskjedne. Tiltaket innebærer en reduksjon i samlede anskaffelseskostnader på ca 400 millioner 2012-kroner i 2030 og 700 millioner i 2050.

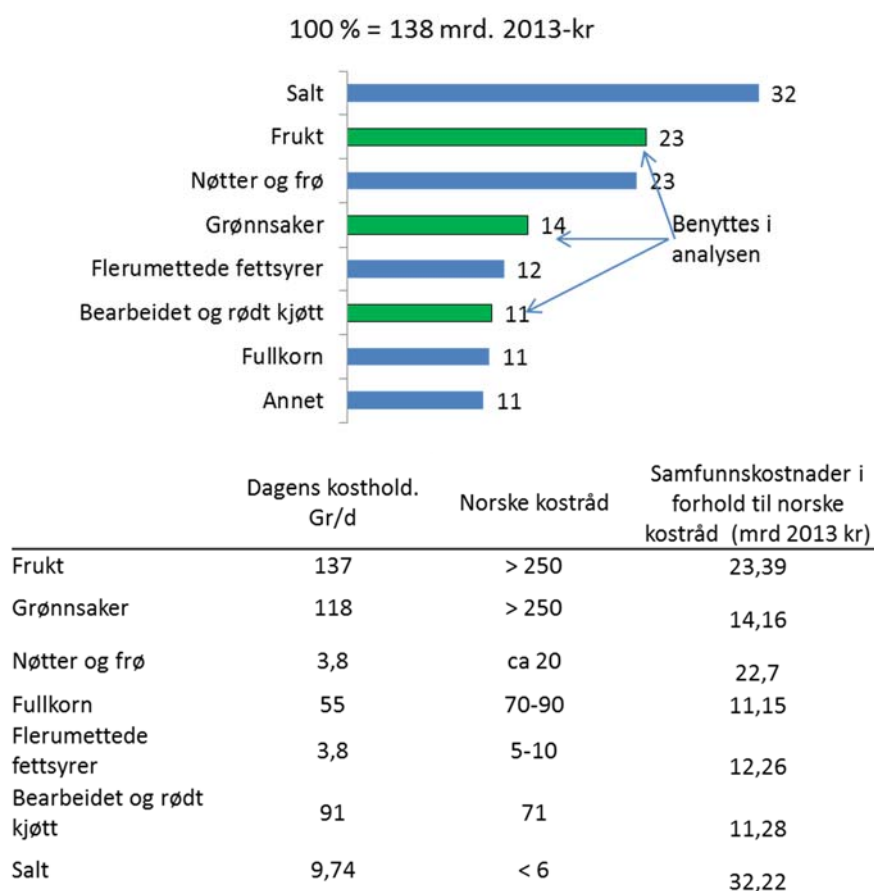
Metoden for beregning av endring i samfunnsøkonomisk anskaffelseskostnad innebærer usikkerhet. Tallene må brukes som en grov indikasjon. En feilkilde er at vi, som nevnt, trolig undervurderer totalt konsum, siden verken restaurant, storhusholdning eller annen omsetning utenom butikk er inkludert. En annen feilkilde er at vi antar at prisene eksklusive mva i utgangspunktet er relevante uttrykk for reelle samfunnsøkonomiske kostnader ved å anskaffe varene. Her er det mange fallgruver, som f.eks. følgende:

- *Omfattende subsidier og avgifter på matproduksjon og import av mat:* Matimport møter tollavgifter, norsk primærproduksjon, spesielt grovforbasert produksjon, mottar direkte tilskudd og matindustrien må betale avgifter. I hovedsak motsvares disse støtteordningene av ekstra ressursbruk i produksjonen, dvs. at reduksjon i produksjon frigjør mer ressurser enn det som reflekteres gjennom nedgangen i forbrukerutleggene. Redusert direkte støtte til ammekuproduksjon, dvs. den tilskuddsfinansierte ressursbruken som forsvinner når produksjonen reduseres, regnes her ikke som tilleggsgevinst fordi vi antar at andre effekter oppveier innsparingen. En begrunnelse for en slik betraktning kan være at subsidiene i dette tilfellet ikke bare motsvarer ekstra ressursbruk i produksjonen, men også ekstra samfunns-goder som mer robust sysselsetting i jordbruksbygder, kulturlandskap, matsikkerhet osv. Vi kan ikke drøfte verdien av elementene nærmere, men bare understreke at vi her tillegger samfunns-godene av ammekuproduksjon en betydelig verdi.
- *Antar konstante enhetspriser lik marginale enhetskostnader i produksjonen:* Vi ser bort fra ren profitt i kalkylene hos aktørene i verdikjeden for mat. Dette er noe inkonsistent med beregningen

under tiltak 3, men har liten betydning. Det kan ha større betydning at vi antar at pris reflekterer marginale produksjonskostnader selv om volumet f.eks. av ammekuproduksjon endres vesentlig. Betydelig redusert ammekuproduksjon kan antas å fjerne de minst effektive produsentene først, slik at innsparingen synker jo større reduksjon vi gjennomfører. Det betyr at vi i noen grad overvurderer kostnadsbesparingen i produksjonsleddet.

Helseeffekter

Samfunnsøkonomisk verdi av helseeffekter er andre verdielement. Helsedirektoratet 2016b viser beregnede gevinster av at norsk kosthold tilpasser seg i tråd med kostrådene. Hovedresultatene er gjengitt i figur 3.4. Totalt viser Helsedirektoratet at tilpasning i kostholdet kan generere verdier for 137 milliarder årlig, med redusert saltinnhold, økt forbruk av frukt, nøtter og grønnsaker, som de største enkeltpostene.



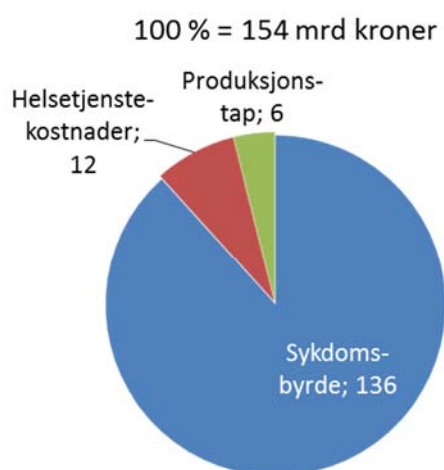
Figur 3.3 Helsedirektoratets beregnede årlige samfunnsøkonomiske verdier av helsegevinster ved endring i kosthold i tråd med kostrådene. Milliarder 2013-kroner øverst, nederst vises dagens kostrådene og beregnet samlet verdi. Kilde: Helsedirektoratet 2016b

Note: Kosthold er beregnet som såkalte GBD-tall (Global Burden of Disease). Det betyr at de kan ikke sammenlignes direkte med norske kostholdstall slik disse rapporteres i årlige kostholdsrapporter.

Beregningene viser avvikene mellom dagens kosthold og kostrådene. Avviksberegningen er komplisert. Som nevnt i noten til fiburen ovenfor, bruker Helsedirektoratet i sine beregninger såkalt GBD tall som bygger på internasjonale sammenligninger av egenskaper ved folkehelse. Tallene offentliggjøres og oppdateres regelmessige i internasjonalt medisinsk fagtidsskrift (*GBD 2015 Risk Factors Collaborators*, 2016). Det viktige er forholdet mellom dagens forbruk i GBD-tall og kostrådene.

Etter samtaler med flere personer tilknyttet Helsedirektoratet og Folkehelseinstituttet, er vi forsikret om at både GBD-tall for dagens forbruk og kostrådene er beregnet på samme baseis, dvs. med den type omregning til internasjonalt sammenlignbare tall som GBD står for og som netto spisbar vare. Ingen av de to institusjonene har imidlertid i sammenheng med vår undersøkelse kunnet fremlegge en klar dokumentasjon for konsistensen i beregningen av de to størrelsene.

Beregningene til Helsedirektoratet viser at det er den opplevde sykdomsbyrden, som kanskje kan uttrykkes som opplevd tap av livskvalitet, utgjør den dominerende delen av verditapet som følge av avvik fra kostrådene (figur 5.5). For en samfunnsøkonomisk vurdering er dette like relevant som samfunnets ekstra kostnader til helsetjenester eller tapt arbeidskraft. Poenget er at alle faktorer skal måle samfunnets betalingsvilje for redusert forekomst av kostholdsrelaterte sykdommer.



Figur 3.4 Anslåtte samlede samfunnsøkonomisk gevinster ved tilpasning tråd med norske kostråd fordelt på type gevinst. Kilde Helsedirektoratet 2016b

Note: Summen i figur 3.5 er høyere enn i figur 3.4. Det skyldes selve sammenregningen av effekter fra ulike kilder hvor det kan være noe overlappende effekter i enkelte beregninger.

Redusert effektivitet i ressursbruken - dødvektstapet

Det tredje verdielementet på kostnads-/ nyttesiden før verdsetting av utslippskuttet, er det mulige dødvektstapet. Dødvektstapet er et teoretisk begrep og kan bare beregnes under noen forenkende forutsetninger. Meningen er å måle negative effekter av å forstyrre markedstilpasningen slik at forbrukernes ekstra nytte av en vare blir forskjellig fra produsentenes ekstra kostnader av å levere varen. Dersom markedet i utgangspunkt gir en effektiv utnyttelse av ressursene, og forbrukerne betaler priser som er lik marginale produksjonskostnader, kan det aldri oppstå noen gevinst for samfunnet av å endre produksjon eller forbruk av selve markedsgodet i seg selv. Poenget med å endre produksjon eller forbruk må da være å sørge for at både nytteverdier og produksjonskostnader gjenspeiler samfunnets fulle kostnader, inklusive helseeffekter og klimautslipp.

Dødvektstapet vil avhenge av virkemiddelbruken for å gjennomføre tiltaket. Dersom virkemidlene fører til en tilpasning hvor samfunnets ekstra nytte på marginen av ekstra matvarer tilsvarer samfunnets ekstra kostnader, får vi en korrigert tilpasning som har høyere verdi enn før tiltaket. Verdianslagene ovenfor, reflekterer en slik situasjon.

Problemet med å anta en slik løsning er at begge hovedverdiene som er anslått ovenfor, dvs. reduserte innkjøpskostnader for mat og opplevd livskvalitet ved endret kosthold, er verdier konsumentene selv normalt skal kunne verdsette. Regnestykket avhenger dermed av forståelsen av konsumentenes tilpasning, dvs. om konsumenten verdsetter både innkjøpskostnader og helseeffekter riktig, eller om

de savner forutsetninger for å ta valg i tråd med egne, reelle preferanser for husholdningsøkonomi og helse.

Dersom forbrukernes verdsettinger gjenspeiler både riktige innkjøpskostnader og helseeffekter, er det grunn til å anta at disse verdiene er hensyntatt ved forbrukernes beslutninger om matforbruk. Tiltak for å endre kosthold blir da tiltak for å få forbrukerne til å gjøre noe som er i strid med deres preferanser, og uten at det kan påvises at de mangler kunnskap om produktenes nytteverdi. I en slik situasjon vil redusert tilbud av f.eks. rødt kjøtt som reduserer forbruket av denne varen, gi et velferds- eller dødvektstap som helst skal oppveies av utslippseffekten. Den relevante kost – effektbrøken blir da dødvektstapet dividert med utslippseffekten. Hverken redusert konsumentutlegg eller den delen av helseeffektene som er privat verdsetting av livskvalitet, gir i så fall holdepunkt for å vurdere tiltakskostnaden, og man overdriver antagelig neppe kostnaden ved tiltaket om disse settes lik null. Sagt på en annen måte må i så fall den verdien Helsedirektoratet (2016b) setter på helseeffekten av endret kosthold, er primært en verdi gitt at opplevd forbruk ikke endres. Dette er grunnen til at enkelte har fått den gode ideen at det gjelder å utvikle matvarer som oppleves som tradisjonelle, men som reelt sett har ganske annet innhold og ernæringsmessige egenskaper.

Forutsetningen for å kunne inntektsføre helseeffekter og effekter på forbrukerutlegg som gevinster ved tiltaket, er at tiltaket kan gjennomføres uten å komme i strid med forbrukernes preferanser. Det kan først og fremst tenkes gjennomført gjennom forbrukerinformasjon, holdningsskapende arbeid osv. En annen mulighet er den nevnte formen for produktutvikling. Dersom man kostnadsfritt kan utvikle produkter som gir forbrukerne opplevelsen av spise storfekjøtt med produkter som verken forårsaker metanutslipp eller har negative helseeffekter, og som koster vesentlig mindre enn storfekjøttet, vil gevinsten være oppnådd.

Samlet sett bør den anslåtte gevinsten anses som et absolutt maksimum for relevant samfunnsøkonomisk verdi før verdsetting av klimakuttene ved tiltaket. En ting er at dødvektstapet ikke er hensyntatt, men det kan også være krevende å gjennomføre tilstrekkelig forbrukerpåvirkning eller produktutvikling for å endre konsumet på den måten vi her har forutsatt. Virkemiddelbruken for å gjennomføre tiltaket er, som kjent, utelatt. Vi kommer nærmere tilbake til bruken av tallanslagene og en oppsummering av forbeholdene nedenfor. Her vil vi også omtale koblingen mellom produksjon og konsum.

3.5 Beregnet kostnad - effekt

Ovenfor har vi kalkulert reduserte innkjøpskostnader og positive helseeffekter av endret kosthold. Under de gunstige forutsetningene om f.eks. informasjon og bevisstgjøring fører til at tiltaket blir realisert, regner vi gevinsten av tiltaket som summen av besparingen for forbrukerne og helseeffektene for samfunnet som helhet. I tillegg kommer verdien av utslippskuttene. Tabell 3.6 viser beregningen av helsegevinst og sammenfatter verdier av reduserte anskaffelseskostnader og helsegevinst regnet som kostnad pr tonn utslippskutt.

Tabell 3.6 Maksimal samfunnsøkonomisk kostnad – effekt av tiltaket. Beregnede helsegevinster og reduserte anskaffelseskostnader pr tonn CO2 ekvivalenter utjevnet over gjennomføringsperioden.

Tiltakskostnader (positive tall er gevinster)	Helse-effekt Mill kr pr prosent endring forbruk	2020	2030	2040	2050	snitt
Frukt	520	260	620	880	1 240	-
Grønnsaker	270	130	320	460	640	-
Rødt kjøtt	510	1 080	2 860	4 190	5 620	-
Redusert helsebelastning totalt (avrundet)		1500	3800	5500	7500	3800
Redusert husholdningsutlegg		100	400	600	700	400
Sum besparing		1600	4200	6100	8200	4200
Utslippseffekt						
Reduserte utslipp, jordbruk		133000	376000	579000	793000	460000
Effekt for arealbruk		4000	11000	17000	25000	14000
Redusert utslipp totalt		136000	387000	597000	817000	474000
Kost - effekt:						
Kroner pr tonn CO2		11700	10800	10200	10000	8900

I tabellene er helsegevinsten beregnet ved først å fordele samlet total helseverdi av avvik fra kostrådene på antall prosentpoeng avvik. Verdien av ett prosentpoengs avvik multipliseres deretter med den prosentvise reduksjonen i forbruk av rødt kjøtt og bearbeidet kjøtt, og den prosentvise økningen i forbruk av frukt og grønnsaker. Den helt dominerende helseeffekten ligger på redusert forbruk av rødt kjøtt inklusive bearbeidet kjøtt. Det er også noen mindre justeringer av andre deler av kostholdet, som sjømat og bakervarer, men disse postene har mindre betydning for samlet resultat.

Helsegevinst og redusert forbrukerutlegg omregnes til nåverdi og fordeles over gjennomføringsperioden med annuitet regnet til fire prosent reelt. Samlet gir dette en gevinst pr tonn utslippskutt på rundt 10 000 kr pr tonn regnet for enkeltår, eller 8 900 kroner pr tonn beregnet for perioden som helhet. Utslippskuttet er beregnet til 474 000 tonn i gjennomsnitt for perioden som helhet.

3.6 Diskusjon

Beregningen av tiltakskostnader og utslippseffekter er usikre og det er faktorer, som virkemiddelbruk og fordelingseffekter, som ikke er hensyntatt. Generelle usikkerhetsmomenter er drøftet i innledningskapitlet i rapporten, og usikkerheten ved anslaget for redusert konsumentutlegg og for helsegevinster, er relativt utførlig omtalt ovenfor.

Størrelsen på de beregnede gevinstene er store, men de bygger på usikre prinsipielle forutsetninger. Det er ikke detaljene i regnemethodene for utslippskutt eller tiltakskostnader som utgjør de viktigste utfordringene for forståelsen av økonomien i tiltaket. De viktigste spørsmålene dreier seg om prinsippene bak beregningen. Det er to prinsipper som omtales kort her. Det ene er forståelsen av konsumenttilpasningen som er omtalt i avsnittet om dødvektstapet ovenfor. Det andre er koblingen mellom forbruk og produksjon av rødt kjøtt. Et tredje moment er spørsmålet om tiltaket er effektivt sammenlignet med andre tiltak for å kutte utslippene fra norsk storfesektor.

3.6.1 Forståelsen av forbrukertilpasningen

Dersom man antar at forbrukerne tilpasser seg best mulig ut fra inntekter, tilbud i markedet og egen kunnskap, må de endringer klimatiltakene forårsaker for forbrukerne også regnes som en byrde for forbrukerne. Det er neppe vanskelig å se at en klimapolitikk som baserer seg på at omstillinger i forbruket kan skje kostnadsfritt, er neppe heldig.

Når vi likevel her antar at endringen i konsumet gir gevinster for forbrukerne, forutsetter vi at endringen kan være i tråd med, eller i hvert fall ikke i direkte konflikt med forbrukernes preferanser. Det er en dristig forutsetning.

Samtidig er det grunn til å understreke at forbrukerpåvirkning er en viktig form for forretningsmessig tjenesteyting. Det investeres store beløp i privatøkonomisk motivert forbrukerpåvirkning antagelig fordi det har vesentlig effekt. Samfunnet har heller ikke valgt å legge andre restriksjoner på forbrukerpåvirkning enn visse krav til sannhetsgehalt.

Myndighetene tar også forbrukerpåvirkning i bruk. Nøkkelhullmerket er et eksempel. EØS avtalen gir oss også anledning til å benytte særlige offentlige merkeordninger for matvarer med norsk opprinnelse og norsk, geografisk særpreg.

Dersom tiltaket overgang fra rødt kjøtt til økt forbruk av vegetabilier og sjømat skal gi de gevinstene vi her har nevnt, krever dette en ny virkemiddeltenkning, og det må tas hensyn til hva omstilling på forbrukerleddet kan koste forbrukerne. Hvorvidt virkemiddelbruken blir svært kostbar, er usikkert. Selv om det ikke er gjennomført noen vitenskapelig evaluering av denne typen offentlig virkemiddelbruk, som f.eks. nøkkelhullmerket, er det ikke gitt at kostnadene vil endre regnestykket vesentlig.

3.6.2 Kobling mellom produksjon og forbruk av rødt kjøtt

Tiltaket har en noe diffus utforming. Å redusere forbruk av rødt kjøtt og samtidig øke forbruk av et sett andre produkter, mens forbruket av rødt kjøtt helst skal reflekteres i redusert innenlandsk produksjon av ammeku, krever i det minste et tiltak med sammensatt virkemiddelbruk. Den forbrukssammensetningen som er lagt til grunn både i referansebanen og ved tiltaksgjennomføring, krever helt spesielle utviklingsbaner for priser og produksjon i norsk jordbruk og omsetning av matvarer i Norge. Vi har f.eks. ikke her undersøkt om dagens tollvern og avtaleforhold med EU gir rom for de nødvendige endringene i tollsatsene. Beskrivelsen av tiltaket med endret produksjon og forbrukssammensetning må derfor sees som et scenario hvor f.eks. virkemidler som reduserer ammekuproduksjonen i Norge medfører at norske forbrukere spiser om lag tilsvarende mindre rødt kjøtt og erstatter dette først og fremst med frukt, grønt og fisk. Sannsynligvis kreves både virkemidler overfor produksjon, import og forbruk, for å realisere tilpasninger i tråd med vårt effekt-scenario.

Vi mener likevel at denne usikkerheten ikke gir grunn til å avvise en klar sammenheng mellom produksjon av rødt kjøtt i Norge og norsk forbruk av det samme. Som vist ovenfor er det disse to faktorene som gjør tiltaket lønnsomt; redusert ammekuproduksjon er et effektivt virkemiddel for å redusere jordbrukets utslipp av klimagasser, mens redusert forbruk av rødt kjøtt gir hoveddelen av helsegevinstene og reduksjonen i forbrukerutlegg.

Det kan nevnes flere grunner til at sammenhengen mellom forbruk og produksjon vil være tilstede:

Importvernet: Det er rom for prisøkninger på rødt kjøtt innenfor dagens importvern. Det beste tegnet på dette er at dagens import av storfekjøtt skjer ved administrative tollnedsettelse. Redusert norsk produksjon uten administrative tollnedsettelse vil nettopp gi en prisøkning i markedet som bidrar til å redusere forbruket.

Mulighet for å kombinere virkemidler overfor ammekuproduksjon med tiltak på forbrukerleddet: Selv om sammensatt virkemiddelbruk i utgangspunktet verken virker særlig målrettet eller enkel, er det i

vårt tilfelle all grunn til å vurdere virkemidler med to hovedelementer. Det ene skal være rettet mot produksjonsleddet og utslippene fra produksjonen, det andre bør rettes mot forbruket og ta sikte på å fremme et kosthold som er bedre tilpasset kostrådene. En mulighet er reduserte tilskudd til produksjon og samtidig f.eks. differensierte matmoms, styrket merkeordning for helse riktig og bærekraftig forbruk, eller styrket informasjonsformidling.

Effekter av EUs klimapolitikk: Vår analyse av rødt kjøtt ville neppe vært prinsipielt annerledes om den var gjennomført i andre land. Storfeproduksjonen utgjør en kilde til globale klimautslipp og det er grunn til å forvente at produksjonskostnadene i storfesektoren også internasjonalt, i større grad vil reflektere klimarelaterte kostnader ved produksjonen. Oppslutningen om effektive tiltak for å redusere utslipp fra drøvtyggere, er usikker. Men mer effektiv og forpliktende klimapolitikk internasjonalt, vil, om den får effekt for internasjonalt tilbud av storfekjøtt, få prisøkende effekt. I så fall øker også muligheten for at norsk produksjon får mer direkte konsekvens for norsk forbruk med dagens tollvern.

3.6.3 Konkurransedyktig tiltak?

Vi har bare sett på et, riktignok sammensatt, tiltak for å redusere utslippene fra norsk storfesektor. Det finnes selvfølgelig mange andre tiltak som har samme type effekt. To av disse er i 2016 forsøkt kostnadsberegnet i Thuen og Fjellhammer (2016). Tiltakene som er vurdert der er bedre grovførkvalitet og økt tilsetning av fett i storfeføret.

For å være et attraktivt virkemiddel, må kutt i ammekuproduksjon kombinert med overgang fra rødt kjøtt til mer fukt, grønt og sjømat i forbruket, være minst like kostnadseffektivt som disse andre tiltakene. Antagelig er det heller ingen grunn til å anse at disse tiltakene er gjensidig utelukkende. En optimal tiltaksportefølje vil si at det tiltaket som for de først kuttene i utslipp gir minst kostnad for samfunnet, gjennomføres inntil lønnsomheten av å ta i bruk et alternativt tiltak, på marginen, er minst like høy som for det første tiltaket. Det er da en stor fordel å ha flere virkemidler tilgjengelig.

I vårt tilfelle er det først og fremst koblingen mellom utslippseffekter i produksjon og helseeffekter i forbruk, som gir den store effektivitetsgevinsten. Som nevnt i forrige avsnitt er den avhengige av en viss sammenheng mellom forbruk og produksjon som er et resultat av en særegen norsk landbrukspolitikk. Men så lenge denne sammenhengen er tilstede, er det også sannsynlig at tiltak som reduserer norsk produksjon av rødt kjøtt, vil ha særlig gunstige egenskaper sammenlignet med tiltak som utelukkende retter seg mot produksjonen. At kostnadsestimatene i Thuen og Fjellhammer (2016) er spesielt ugunstige, har ingen betydning for det prinsipielle. Det er gunstig at det finnes flere alternative tiltak for samme formål, og sannsynlig at fleksibilitet i virkemiddelbruken vil være en fordel.

4 Redusert matsvinn i husholdningene (Tiltak 3)

Det tredje tiltaket i utredningen består av å halvere mengden matsvinn som oppstår i matindustrien, grossistledet, dagligvarehandelen og husholdningsledet fra 2020 til 2030. Tidshorisonten for dette tiltaket er altså kortere enn for de øvrige tiltakene. Reduksjonen måles i kg/innbygger.

Redusert matsvinn antas å gi reduserte innkjøpskostnader for mat, reduserte kostnader knyttet til avfallshåndtering, men også økt tidsbruk knyttet til generell mathold, økte investeringer og redusert driftsmargin i matbransjen. Analysegrunnlegt for tiltaket er svært usikkert.

Tiltaket er beregnet til en årlig samfunnsøkonomisk gevinst tilsvarende 735 millioner NOK, der bøndene, matindustrien, grossistledet og dagligvarehandelen bærer netto kostnader og husholdningene bærer netto nytte. De anslåtte utslippsreduksjonene tilsvarer 78 200 tonn CO₂-ekvivalenter per år, dvs. en innsparing på ca 9 000 kroner på tonn. Usikkerheten i anslagene gjelder først og fremst endringer i forbrukernytte eller forbrukernes kostnader knyttet til å redusere matsvinnet.

4.1 Kort beskrivelse av tiltaket

I de neste kapitlene beskrives forutsetningene og antakelsene for referansebanen og tiltaket.

4.1.1 Referansebanen

Referansebanen forutsetter at matsvinnet holder seg på dagens nivå, målt i kg/innbygger.

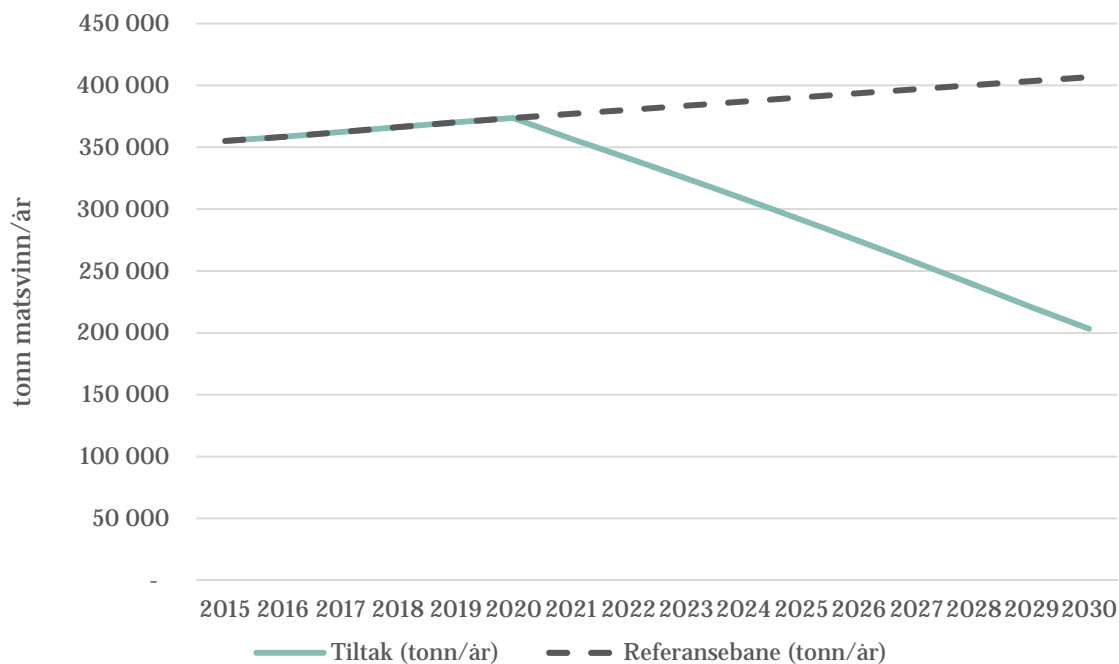
Referansebanen tar utgangspunkt i SSBs hovedalternativ for befolkningsvekst frem mot 2030 (SSB, Statistikkbanken, Befolkningsframskrivinger, Tabell: 11168, hovedalternativet «MMMM»), hvilket betyr at selv om at matsvinnet målt i kg/innbygger holdes konstant (68,7 kg/innbygger) vil total mengde matsvinn vil øke fra 374 000 tonn i 2020 til 407 000 tonn i 2030, ettersom det er forventet en befolkningsvekst frem mot 2030.

4.1.2 Tiltaket

Tiltaket skal føre til en halvering av matsvinnet i de kartlagte leddene (målt i kg/innbygger) innen 2030, sammenliknet med nivået i 2015 (siste kartlagte år). Svinnet reduseres likt for alle varegrupper og likt for de fire verdikjedeleddene.

På lik linje med referansebanen tar tiltaksanalysen utgangspunkt i SSBs hovedalternativ for befolkningsvekst frem mot 2030, hvilket betyr at selv om at matsvinnet målt i kg/innbygger blir halvert, vil total mengde matsvinn fra husholdningene kun bli redusert med 46 %, fra 374 000 tonn i 2020 til 203 355 tonn i 2030. Tiltaket trer i kraft i 2020. Fra i dag og til 2020 holdes matsvinnet (kg/innbygger) konstant.

Figur 4.1 viser utviklingen i tonn matsvinn fra de fire leddene frem til 2030 for referansebanen (ingen tiltak) og ved implementering av tiltaket.



Figur 4.1 Utvikling i tonn matsvinn fra husholdningene frem til 2030 for referansebane (ingen tiltak – stiplet linje) og ved implementering av tiltak (grønn linje).

Presiseringer:

- *Analysen ser kun på matsvinnet som er kartlagt, dvs. matsvinn som oppstår i matindustrien (unntatt fiskeriforedling, mineralvann- og bryggerinæringen, samt korn- og mølleprodusenter), grossistleddet, dagligvarehandelen og husholdningsleddet.*
- *For husholdningene ser det kun på matsvinn som kastes via det kommunale avfallssystemet, hvilket betyr at matsvinn som kastes via avløp eller via andre avfallssystemer (offentlige avfallsbeholdere o.l.) ikke er inkludert. Dette er fordi det per dags dato ikke fins tilstrekkelige data på disse avfallsstrømmene (Stensgård & Hanssen 2016). Matsvinn som komposteres av husholdningene selv er inkludert i analysen.*
- *Matsvinnet reduseres likt for de ulike matvarene som kastes, og halveres innenfor hvert ledd (lik relativ reduksjon).*
- *Etterspørselen og omsetningen reduseres for matvarer basert på samme mengde og fordeling mellom importerte og norske varer etter dagens matvarekonsum.*
- *Analyseperioden er fra i dag (2017) til 2030, men tiltaket inntreer ikke før i 2020. Det antas at matsvinnet holdes stabilt frem mot 2020, før det halveres fra 2020-2030.*

Tiltaket, med tilhørende tiltakskostnader omfatter heller ikke her selve implementeringen som kan kreve en kombinasjon av flere virkemidler. Netto tiltakskostnad vil dermed først og fremst omfatte endringer i konsumentoverskudd, produksjons-, distribusjons- og importkostnader samt endring i fysisk håndtering av avfallsstrømmer.

4.2 Bakgrunn

Norge har forpliktet seg til å oppfylle FNs bærekraftsmål, og et av disse målene (12.3) er å halvere matsvinnet innen 2030.

I NIBIO-rapporten «Klimatiltak i jordbruk og matsektoren. Kostnadsanalyse av fem tiltak» (M660|2016) ble kostnadene og klimaeffekten av å halvere matsvinnet (målt i kg/innbygger) som oppstår i husholdningsleddet innen 2050 beregnet.

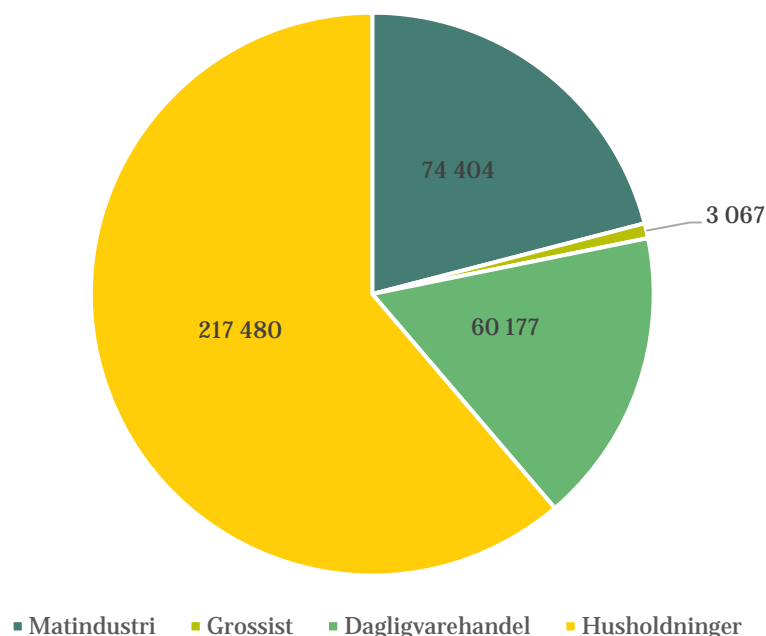
Denne analysen er en oppdatert beregning av redusert matsvinn i husholdningene, der tidshorisonten er endret fra 2050 til 2030. I tillegg er det gjennomført en samfunnsøkonomisk analyse av halvert matsvinn i de tre verdikjedeleddene dagligvarehandel, grossist og matindustri, slik at tiltaket er i tråd med FNs bærekraftsmål.

4.3 Datagrunnlag

Gjennom ForMat-prosjektet er total mengde matsvinn som oppstår i matindustri (*unntatt fiskeriforedling, mineralvann- og bryggerinæringen, samt korn- og mølleprodusenter*), grossist, dagligvarehandelen og husholdningene i Norge beregnet til 355 000 tonn i 2015 (Stensgård & Hanssen 2016). Dette tilsvarer 68,75 kg/innbygger og år.

I tillegg oppstår matsvinn fra andre ledd i verdikjeden som hotell- og serveringsbransjen, primærproduksjon, offentlige virksomheter (skoler, sykehus ol.) og kontorer, men disse leddene samt fiskeriforendlingsindustrien, bryggerinæringen og mel- og kornprodusentene er ikke kartlagt.

For de fire leddene som er kartlagt, oppsto mesteparten av matsvinnet i husholdningene, der 217 480 tonn (61 %) mat ble kastet, etterfulgt av matindustrien med ca. 74 500 tonn (21 %), dagligvarehandel med ca. 60 000 tonn (17 %) og til slutt grossistledet med ca. 3 000 tonn (1 %) (se figur 4.2) (Stensgård & Hanssen 2016). Tallet for matindustri er noe undervurdert.



Figur 4.2 Mengde (tonn) matsvinn i Norge 2015, fordelt på ledd i verdikjeden. Kilde: ForMat-prosjektet; Stensgård & Hanssen 2016.

Reduksjonspotensialet i denne tiltaksanalysen tar utgangspunkt i datagrunnlaget som er innsamlet via ForMat-prosjektet.

4.4 Effekter på utslipp av klimagasser

Beregnet utslippsreduksjon inkluderer utslippskutt i jordbrukssektoren, slik det er beskrevet i utslippsregnskapet, som følge av redusert produksjon i Norge av de matvarene som ikke lenger kastes.

Tiltaket vil føre til en årlig gjennomsnittlig utslippsreduksjon i norsk jordbruk tilsvarende 78 200 tonn CO₂-ekvivalenter.

Dette omfatter kun utslippsreduksjonen som oppnås innenfor norsk jordbruk. I tillegg vil matsvinnreduksjonen føre til reduserte utslipp forbundet med transport, bearbeiding, lagring, tilberedning og avfallshåndtering (leddene nedstrøms for landbruket), samt reduserte utslipp i andre land. Det antas lik fordeling mellom importert og norskprodusert matsvinn som det er for importert og norskprodusert konsum, hvilket betyr at kun 52 % av matsvinnet er norskprodusert og kan bidra til utslippskutt i Norge.

Til sammenlikning ble miljøpåvirkningen knyttet til matsvinnet i Norge estimert til mer enn 1 million tonn CO₂-ekvivalenter/år i ForMat-prosjektet (Stensgård og Hanssen, 2016), der analysen inkluderte importert mat og samtlige livsløpsfaser frem til butikk (utslipp knyttet til transport av varer hjem, bruk, og avfallshåndtering var ikke inkludert). Tar man med alle livsløpsfaser og utslippsreduksjoner i andre land, vil tiltaket bidra til en betydelig større utslippsreduksjon det som er beregnet her.

4.5 Kostnadsanalyse: Metode og beregning

Som for miljøanalysen, beregnes kostnadene forbundet med redusert matsvinn ut fra differanse-kostnadene mellom referansebanen uten tiltak og forventet utvikling med tiltaket.

De samfunnsøkonomiske kostnadskomponenter forbundet med å halvere matsvinnet for husholdningene er vist i tabell 4.1.

Tabell 4.1 Samfunnsøkonomiske kostnader forbundet med å halvere matsvinnet for husholdningene.

Led	Kostnads-komponent	Hva	Metode for kvantifisering
Husholdninger	Reduserte innkjøps-kostnader	Mindre matsvinn betyr mindre innkjøp, og forbrukerne vil spare penger ved å redusere egen matkasting, ettersom de vil unngå å kjøpe unødvendig mat.	Beregnes ved å multiplisere nøkkeltall (innkjøpskostnader i NOK/kg) med redusert mengde matsvinn i kilo for den enkelte varegruppe. Nøkkeltallene er de samme som er brukt for tiltaksanalysene av overgang fra rødt kjøtt til vegetabilier. Innkjøpsprisene inkluderer ikke merverdiavgift. Det reduserte forbrukerutlegget vil derfor være ytterligere 15 prosent høyere. Dette er imidlertid ingen samfunnsøkonomisk gevinst, men en overføring mellom privat og offentlig forbruk. Redusert kostnad knyttet til beskatning gjennom merverdiavgift er heller ikke inkludert, siden redusert matvareforbruk neppe totalt sett har stor innflytelse på samlet konsum og merverdiavgift.
	Reduserte kostnader knyttet til avfallshåndtering	Ved å redusere matkasting, vil total mengde husholdningsavfall også reduseres, og dermed vil forbrukernes renovasjonsgebyr og kostnaden knyttet til avfallshåndteringen gå ned. Reduserte kostnader i renovasjon og avfallshåndtering anses her som samfunnsøkonomiske innsparinger.	Beregnes ved å multiplisere gjennomsnittlig kostnad for behandling av husholdningsavfall i norske kommuner med redusert mengde matsvinn. Kostnadene for behandling av avfallet er hentet fra SSBs KOSTRA-statistikk, og er gjennomsnittlig driftskostnad per tonn avfall, tilsvarende 2 808 kr/tonn (2016-kroner). Det er valgt å ikke bruke spesifikke kostnadsdata for våtorganisk avfall (som ofte er dyrere), da matsvinnet kan samles inn som restavfall så vel som i kildesortert våtorganisk avfall. Ved å bruke satsen for restavfall, kan det hende at innsparingen ved redusert matsvinn er noe undervurdert. Det antas at gjennomsnittskostnaden er representativ for innsparingen ved redusert matsvinn. Dersom hyppigheten i avfallstømmingen må opprettholdes, kan innsparingen være mindre. Gebyrene for levering av avfall til varmegjenvinning eller biogass (gate fee) er faste gebyrer pr tonn. Hvis gebyrene reflekter underliggende samfunnsøkonomiske kostnader, vil redusert mengde matsvinn føre til tilsvarende reduserte kostnader i avfallshåndteringen. I tillegg til reduserte kostnader forbundet med avfallshåndteringen av selve matsvinnet, vil redusert matsvinn også føre til at mengden ikke-spisbare matrester reduseres. Det finnes ikke grunnlag for å anslå hvor stort reduksjonspotensiale er for de ikke-spisbare matrestene ved 50 % reduksjon av matsvinnet, og derfor er reduserte kostnader knyttet til dette heller ikke kvantifisert.
	Reduserte transaksjons-kostnader	Redusert matforbruk i form av redusert kasting vil føre til redusert tidsforbruk knyttet til innkjøp av mat. Tid brukt på å anskaffe mat utgjør en kostnad for den enkelte fordi tiden alternativt kunne vært brukt på andre formål som arbeid eller fritid. Med mindre hensikten, eller deler av hensikten med anskaffelsen av mat er handleturen i seg selv, medfører tiden brukt på anskaffelse derfor et tap for konsumenten som blir mindre jo mindre mat konsumenten kaster. Tidsbesparelsen ved matvareinnkjøp regnes i sin helhet som en samfunnsøkonomisk gevinst.	Beregnes med basis i Den norske verdsettingsstudien for tid (Ramjerdi et al. 2010), der verdien av spart reisetid for bilførere i private, korte, motoriserte reiser er brukt. Denne kostnaden tilsvarer 90 kr/time i 2016-kroner (80 kr/time i 2009-verdi). For å beregne redusert tidsforbruk for innkjøp av mat som følge av redusert matsvinn, er SSBs tidsbruksundersøkelse fra 2010 (tabell 05994) kombinert med SSBs forbruksundersøkelse fra 2012 (tabell 10235 og 10249). Tidsbruksundersøkelsen viser at en gjennomsnittsperson i Norge bruker 25 minutter per dag på innkjøp av diverse varer (inkl. tjenester), og forbruksundersøkelsen viser at mat og alkoholfrie drikkevarer utgjør 33 % av den økonomiske verdien til disse innkjøpene. Basert på denne økonomiske allokeringen, er det beregnet at en gjennomsnittsperson bruker 49,35 timer per år på innkjøp av mat (33 % av 25 min/dag). Dersom matsvinnet reduseres med 50 % målt i kg/innbygger, vil mengden innkjøpt mat bli redusert med 6 % (SSBs forbruksundersøkelse tabell: 10249). Ved å anta at tidsforbruket knyttet til innkjøp av mat reduseres tilsvarende (altså med 6 %), vil en gjennomsnittsperson bruke 2,95 timer mindre på innkjøp av mat i 2030 (6 % av 49,35 timer), hvilket tilsvarer en reduksjon i anskaffelseskostnadene på 267 NOK/person (2,95 timer * 90 NOK/time).

Økt tidsforbruk	<p>For å redusere matsvinnet må det tas høyde for at forbrukerne trenger økt tid til planlegging av innkjøp, håndtering av mat og matrester for å unngå mat svinn. Dette er et svært usikkert kostnadselement, som vil bli diskutert og analysert med tanke på sensitivitet. Merk at forbrukerne kan også oppleve andre ulemper forbundet med å redusere matsvinnet, som f.eks. økt inntak av mat med redusert kvalitet (diskuteres nærmere i kapittel 5.7.1), usikkerhet som følge av at maten lagres lengre i huset, at det kjøpes inn noe mindre mat sammenlignet med forventet forbruk osv. Det har ikke vært grunnlag for å kvantifisere disse ulempene, og det antas at ulempene kan fanges opp gjennom tidskostnaden, som i sin helhet regnes som en samfunnsøkonomisk tiltakskostnad.</p>	<p>Det fins ingen statistikk over tidsforbruket knyttet til planlegging av innkjøp eller matlaging. Det er derfor vanskelig å si noe om hvor mye tidsforbruket knyttet til disse aktivitetene må øke for å redusere matsvinnet med f.eks. 1 kg/person og år.</p> <p>Ettersom prosjektet ikke har datagrunnlag for å identifisere noen verdier for ekstra tidsforbruk, er det satt en skjønnsmessig verdi som senere varieres for å undersøke følsomheten i regnestykket.</p> <p>Det antas at tidsbruken må regnes pr husholdning, ettersom tidsbruken først og fremst vil variere med antall husholdninger fremfor antall personer. Videre antas at hver husholdning må bruke 5 minutter mer per uke knyttet til planlegging, nedfrysing, uttak fra fryser, og vurdering av eget matlager for å halvere eget matsvinn. Tidsforbruket kan være større i starten og falle med erfaring, men dette er ikke fanget opp av beregningene. Det antas at antall personer per husholdning holdes likt gjennom hele perioden (2,23), slik at det vil være omtrent 2,9 millioner husholdninger i 2030 (basert på folkeframskrivingene og SSBs tabell: 10986, «Privathusholdninger og personer i privathusholdninger, etter husholdningstype»).</p> <p>For å beregne kostandene knyttet til økt tidsforbruk brukes tidsverdien fra den norske verdsettelsesstudien på 90 kr/time. Dette betyr tidsforbruket knyttet til svinnreduksjonen vil koste den enkelte husholdning 392 NOK/år.</p> <p>Merk at dette estimatet er svært usikkert, og det er ikke sikkert at det er noen sammenheng mellom tidsforbruk og redusert matsvinn. Effekten av endringer i denne verdien bli testet gjennom sensitivitetsanalyser i rapporten.</p>
Redusert driftsmargin i matbransjen	<p>Redusert matsvinn vil føre til at færre matvarer produseres, bearbeides og omsettes i Norge. Vi har lagt til grunn at samlede kostnadsreduksjoner er innbefattet i husholdningenes reduserte innkjøpskostnader. Vi må imidlertid ta høyde for at en del av reduksjonen kan være reduserte fortjenestemarginer både i industri og handel. Dermed kan redusert matsvinn føre til tapte fortjenester i dagligvarehandelen, hos grossistene, og i matindustrien. Effekten for primærleddet omtales særskilt. Endring i samlet driftsmargin kan sees som et grovt uttrykk for endret produsentoverskudd ved redusert produksjon av matvarer.</p>	<p>Redusert driftsmargin er beregnet for matindustrien, grossistleddet og dagligvarehandelen ved å multiplisere antatt driftsmargin på 3 % (Mat og Industri 2015) for det enkelte leddet med verdien på matsvinnet. Redusert driftsmargin for matindustrien er kun beregnet for norskproduserte varer (ca. 53 %).</p> <p>Det er ikke tatt hensyn til redusert driftsmargin i jordbruket. For det første er det vanskelig å regne med et samfunnsøkonomisk overskudd av selve vareproduksjonen vurdert til norske råvarepriser, siden prisen bl.a. er påvirket av importvern. Det viktigste tapet som følge av redusert omsetning og norsk produksjon av jordbruksprodukter kan i stedet være redusert tilbud av fellesgoder som f.eks. kulturlandskap, bidrag til bygdemiljøer osv. Både tilbudet av fellesgoder og direkte tilskudd til jordbruket vil falle med redusert norsk produksjon. Vi har ikke laget noe eget anslag for verdien av disse fellesgodene, og legger til grunn at endring i tilbud av fellesgoder og endret direkte støtte til jordbruket oppveier hverandre (jf. kapittel 2).</p>

De samfunnsøkonomiske kostnadskomponenter forbundet med å halvere matsvinnet for dagligvarehandelen, grossistleddet og matindustrien er vist i tabell 4.2.

Tabell 4.2 Samfunnsøkonomiske kostnader forbundet med å halvere matsvinnet for dagligvarehandelen, grossistleddet og matindustrien

Leid	Kostnads-komponent	Hva	Metode for kvantifisering
Dagligvare	Reduserte kostnader knyttet til avfallshåndtering	Se samme kostnadspost for Husholdninger	Beregnes likt som for husholdningene, der kostnad per tonn avfall (2 808 NOK) multipliseres med mengde redusert matsvinn. Ikke alt matsvinn som oppstår i dagligvarehandelen blir kastet (eks. returbrød), disse volumene er trukket fra mengde redusert matsvinn.
	Investerings-kostnader (utvikle og implementere nye svinnkoder, etiketteskrivere, materiell).	Som for forbrukerleddet, vil redusert matsvinn i matbransjen (dagligvarehandel, grossist og matindustri) kreve en eller annen form for innsats, enten som investeringer i utstyr/ny teknologi, eller gjennom økt tidsforbruk knyttet til nye rutiner mm.	Beregnes ved å anta at alle dagligvarebutikker i Norge (3 806 stk) må investere i eget kjøleskap for nedprisede varer (15 000 NOK), etikettemaskin (4 000) og diverse materiale til redistribusjon som kasse og plakater (1 000). Antar at dette må investeres hvert femte år, 2020 og 2030 (antakelsene er basert på samtaler med representanter fra dagligvarehandelen).
	Økte driftskostnader	Kostnader knyttet til tilrettelegging av salg av varer med kort holdbarhet, utsortering og lagring til redistribusjon, følge opp strengere bestillingsrutiner mm.	Beregnes ved å multiplisere årlige lønnskostnader (17,78 milliarder NOK/år (Konsumprisindeksjustert, Norsk Dagligvarehandel og Mat 2013)) med 5%, der det antas at halvering av matsvinnet vil føre til at lønnskostnadene vil øke med 5 %. Dette er en svært usikker forutsetning og er antatt å være flat over hele perioden (5 % fra 2020 – 2030). Det er mulig at lønnskostnadene vil være lavere i starten, og deretter øke utover perioden.
	Reduserte varekostnader	Matvarer er en viktig kostnadsdriver i dagligvarehandelen, og redusert matsvinn i dagligvarehandelen vil bidra til reduserte varekostnader.	Beregnes ved å multiplisere varekostnad for matsvinn i dagligvarehandelen (45 NOK/kg beregnet ut fra matsvinnets varegruppesammensetning. Driftsmargin er trukket fra) med 70 % av årlig svinnreduksjon i dagligvarehandelen (det antas at 10 % av svinnnet reduseres gjennom redistribusjon og 20 % reduseres gjennom nedprising).
	Redistribusjon	Redistribusjon krever innsatsfaktorer som drift av matsentral mm.	Beregnes med base i kostnader fra Raadal et al 2016, som bygger på driftsdata fra et nordisk prosjekt på redistribusjon av mat, og et estimat over kostnader knyttet til regionale redistribusjonsentre. Det er beregnet kostnad på 1333 NOK/tonn knyttet til redistribusjon (drift av matsentraler mm). Det antas at 10 % av matsvinnet i butikk kan reduseres gjennom redistribusjon.
	Økt forbruk av kraftfor	Redusert svinn av brød og bakervarer vil redusere tilgangen på brød og bakervarer til dyrefor, og dermed øke forbruket av kraftfor hos bonden.	Beregnes ved å anta at 100 % av brødet og bakervarene som svinnes i butikk og industrien går til dyrefor (stemmer i hvert fall for enkelte av produsentene). Det er oppgitt at bonden betaler selvkostpris (ca. 1000 kr /tonn) ved henting av brød/bakervarer (dvs. ingen reduserte kostnader knyttet til håndtering av returbrød). Basert på kraftforpris på 4500 NOK/tonn, sparer bonden i dag 3500 NOK/tonn på å bruke returbrød og -bakervarer. Dette er multiplisert med tonn redusert matsvinn i form av brød og bakervarer i butikk. Ifølge en brødprodusent er det ikke 1:1 forhold mellom kraftfôr og brød/bakervarer mtp. næringsinnhold. Dette er ikke hensyntatt da denne faktoren er ukjent.

	Inntekter fra nedprising	Nye tall indikerer at nedprising kan bidra til minst 20 % redusert matsvinn (sammenliknet med 2015-nivå), uten å gå på bekostning av omsetning av andre varer. Det antas at opptil 20 % reduksjon av matsvinnet, vil nedprising kun bidra til at butikkene får solgt varer de ellers ville kastet. Inntektene fra nedpriset varer anses derfor som en samfunnsøkonomisk inntjening.	Likt som for kostnadskomponenten redusert driftsmargin, er det her antatt at dagligvarehandelen har en driftsmargin på 3 %. Ved salg av varer til halv pris, som ellers hadde blitt kastet, antas det at dagligvarehandelen sparer halvparten av driftsmarginen. Det er antatt at 20 % av matsvinnet kan reduseres gjennom nedprising uten at det går ut over salg av andre varer eller butikkens omsetning.
Grossist	Reduserte kostnader knyttet til avfallshåndtering	Se samme kostnadspost for Husholdninger	Se samme kostnadspost for Dagligvare
	Redistribusjon	Se samme kostnadspost for Dagligvare	Likt som for Dagligvare, bortsett fra at det antas at hele 30 % av matsvinnet i grossistledet kan reduseres gjennom redistribusjon. Dette bygger på erfaringer fra ForMat-prosjektet.
	Investeringskostnader	Se samme kostnadspost for Dagligvare	Se samme kostnadspost for Dagligvare
	Økte driftskostnader	Se samme kostnadspost for Dagligvare	Beregnes ved å multiplisere årlige lønnskostnader (8,4 milliarder NOK) med 5 % (Konsumprisindeksjustert, Norsk Dagligvarehandel og Mat 2013), der det antas at halvvering av matsvinnet vil føre til at lønnskostnadene vil øke med 5 %. Dette er en svært usikker forutsetning og er antatt å være flat over hele perioden (5 % fra 2020 – 2030). Det er mulig at lønnskostnadene vil være lavere i starten, og deretter øke utover perioden.
	Reduserte varekostnader	Se samme kostnadspost for Dagligvare	Beregnes likt som for dagligvare, men for grossistledet er varekostnaden for matsvinn 35 NOK/kg
Industri	Reduserte kostnader knyttet til avfallshåndtering	Se samme kostnadspost for Husholdninger	Se samme kostnadspost for Dagligvare
	Økt forbruk av kraftfor	Se samme kostnadspost for Dagligvare	Se samme kostnadspost for Dagligvare
	Økte driftskostnader	Se samme kostnadspost for Dagligvare	Beregnes ved å multiplisere årlige lønnskostnader (27,7 milliarder NOK) med 5 % (Mat og Industri 2016), der det antas at halvvering av matsvinnet vil føre til at lønnskostnadene vil øke med 5 %. Dette er en svært usikker forutsetning og er antatt å være flat over hele perioden (5 % fra 2020 – 2030). Det er mulig at lønnskostnadene vil være lavere i starten, og deretter øke utover perioden.
	Reduserte varekostnader	Se samme kostnadspost for Dagligvare	Beregnes likt som for dagligvare, men for matindustrien er varekostnaden for matsvinn 58 NOK/kg.
	Redistribusjon	Se samme kostnadspost for Dagligvare	Se samme kostnadspost for Dagligvare
	FoU	Redusert matsvinn i matindustrien vil sannsynligvis kreve forskning knyttet til emballeringsteknologi, datomerking, oppbevaring av mat mm.	Antar at årlige FoU-kostnader (734,6 MILL NOK) vil øke med 10 %.
	Nye innovasjoner	Redusert matsvinn kan oppnås gjennom nye forretningsideer (eks. too good to go, rotmoser, snål frukt og grønt mm) og innovasjon der mat tjener penger på å redusere matsvinnet.	Dette er ikke kvantifisert da det er vanskelig å si noe om fremtidige innovasjoner, men det er viktig å huske at matsvinnet kan reduseres gjennom lønnsomme tiltak.

Investeringskostnader (ny teknologi/ pakkemaskiner o.l.).	Se samme kostnadspost for Dagligvare	Antar at bruttoinvesteringene (5 900 MILL NOK) vil øke med 10 % i 2020. Dette er en svært usikker forutsetning og er antatt å være en engangskostnad i 2020.
---	--------------------------------------	--

Kostnader knyttet til virkemiddelbruken, dvs. til implementering og gjennomføring av tiltaket, er som nevnt ikke inkludert i den samfunnsøkonomiske analysen. En grunn er at kostnadene er avhengig av politiske beslutninger om virkemiddelbruk, og de er særlig usikre. Virkemidlene kan variere fra, matkastelov til frivillige avtaler, fra vederlagsavgift og nasjonale informasjonskampanjer til skolepakker og økt matmoms. Disse virkemidlene drøftes senere i dette kapittelet, for å gi et grovt bilde av kostnadene og mulig gjennomføring av tiltaket.

Virkemiddelbruk som endrer forbruk, vil normalt også endre forbrukernes netto nytte av forbruket, dvs. konsumentoverskuddet. Det antas at konsumentoverskuddet som er forskjellen mellom konsumentenes samlede betalingsvilje for et gitt forbruk og anskaffelseskostnader for matvarene², ikke påvirkes av at forbrukerne kjøper inn mindre mat som uansett ville bli kastet, utover de elementene som er nevnt under punktet om økt tidsforbruk. Den potensielle nettonytten (konsumentoverskuddet) forbundet med varene som kastes, forblir urealisert.

Under tiltak 2 argumenteres det for at reduserte privatøkonomiske forbrukerutlegg gjenspeiler reduserte samfunnsøkonomiske produksjonskostnader, samme resonnement brukes i dette tiltaket. Resonnementet forutsetter full sysselsetting, hvilket betyr at all frigjort arbeidskraft går inn i annen sysselsetting med samme verdi som i utgangspunktet, slik at det ikke oppstår tap forbundet med ledige ressurser som følge av redusert etterspørsel av mat. Omstillingskostnaden i arbeidsmarkedet (tiden det tar fra arbeidskraft blir frigjort til arbeidsmarkedet absorberer dette) er ikke inkludert i analysen.

Årlig samfunnsøkonomisk kostnad er beregnet ved å regne ut netto nåverdi av kontantstrømmen for de analyserte kostnadselementene. Alle kostnader er anslått i faste kroneverdier basert på priser i 2016. Kostnadene er så beregnet som årlig gjennomsnittskostnad over perioden fram til 2030 ved hjelp av annuitetsberegning. Både ved nåverdi- og annuitetsberegning er kalkulasjonsrenten satt til 4 % i tråd med Finansdepartementets rundskriv R-109/2014.

Ved beregning av kostnad pr tonn CO₂-utslippsreduksjon, er beregnet gjennomsnittskost pr år dividert med årlig gjennomsnitts utslippsreduksjon for analyseperioden.

² «Forbrukere - Velkommen til bords» Forbrukerperspektiv på markedsregulering for norske jordbruksvarer Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning, 2015

4.6 Resultat

Beregningsresultatet presenteres i to steg. Først viser vi netto årlig kostnad, deretter den beregnede kost – effekt brøken for tiltaket.

4.6.1 Netto årlige samfunnsøkonomiske kostnader

Netto årlige samfunnsøkonomiske kostnader for halvering av matsvinnet i de fire leddene innen 2030 er vist i tabell 4.3.

Tabell 4.3 Netto årlig samfunnsøkonomiske kostnader for halvert matsvinn per verdikjedeledd fordelt på kostnadskomponent

Ledd	Kostnader	Mill NOK/år	Usikkerhet
Husholdning	Reduserte innkjøpskostnader	-1 735,41	Sikker
	Reduserte kostnader knyttet til avfallshåndtering	-122,42	Sikker
	Reduserte transaksjonskostnader	-343,60	Usikker
	Økt tidsforbruk	693,25	Svært usikker
	Redusert driftsmargin i matbransjen	132,17	Relativt sikker
Dagligvare	Reduserte kostnader knyttet til avfallshåndtering	-20,93	Relativt sikker
	Investeringskostnader	11,42	Usikker
	Økte driftskostnader	617,08	Svært usikker
	Reduserte varekostnader	-389,21	Sikker
	Redistribusjon	1,66	Usikker
	Økt forbruk av kraftfor	17,39	Sikker
	Inntekter fra nedprising	-3,30	Relativt sikker
Grossist	Reduserte kostnader knyttet til avfallshåndtering	-1,93	Relativt sikker
	Redistribusjon	0,27	Usikker
	Økte driftskostnader	290,39	Svært usikker
	Reduserte varekostnader	-16,62	Sikker
Matindustri	Reduserte kostnader knyttet til avfallshåndtering	-42,78	Relativt sikker
	Økt forbruk av kraftfor	2,30	Sikker
	Økte driftskostnader	961,63	Svært usikker
	Reduserte varekostnader	-887,88	Relativt sikker
	Redistribusjon	2,03	Usikker
	FoU	51,00	Svært usikker
	Nye innovasjoner	-	Ikke kvantifisert
Investeringskostnader	48,56	Svært usikker	
Mill NOK/år	Netto årlig samfunnsøkonomisk kostnad	- 734,93	-

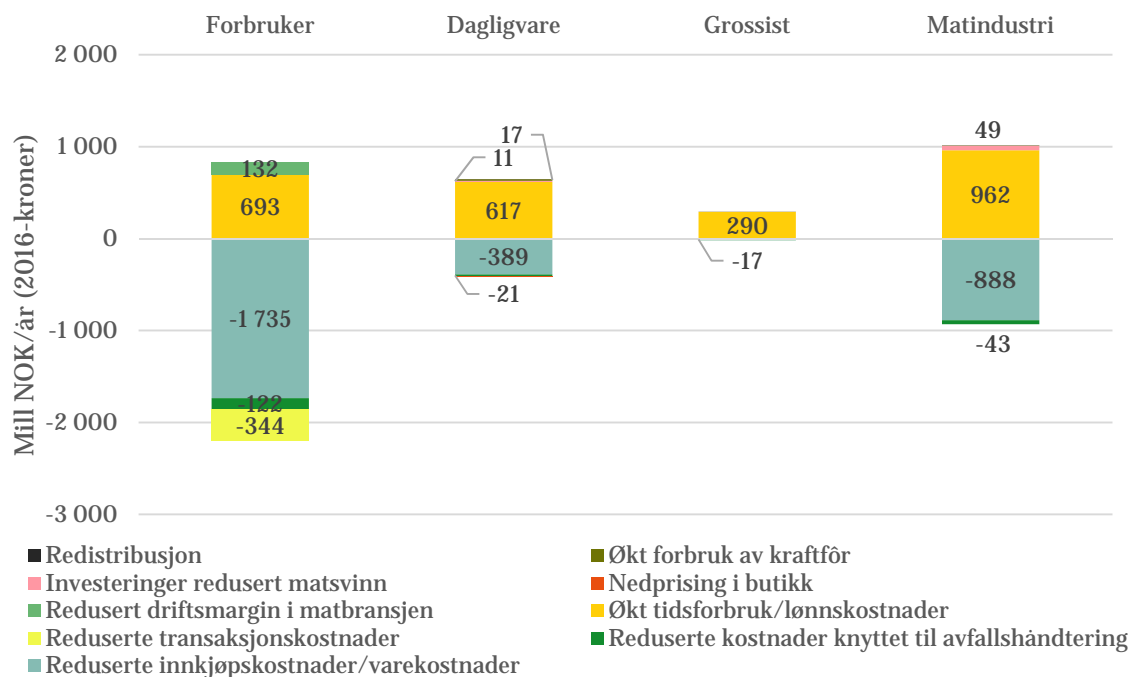
Tabellen viser at netto samfunnsøkonomisk kostnad for tiltak 3 er negativt, hvilket betyr at tiltaket er samfunnsøkonomisk lønnsomt allerede før verdien av reduserte klimautslipp og gjennomføringskostnader er inkludert (se nedenfor). Tabellen viser også at det er mange svært usikre kostnadskomponenter. Dette gjelder hovedsakelig kostnadene knyttet til økt tidsforbruk/driftskostnader for redusert matsvinn, og er også noen av de største kostnadskomponentene.

Basert på forutsetningene og antakelsene beskrevet i dette kapittelet, er redusert matsvinn beregnet til å medføre en samfunnsøkonomisk inntjening på 735 millioner kroner per år.

Det er konsumentene som nyter fordelene av tiltaket gjennom reduserte innkjøpskostnader, reduserte kostnader knyttet til avfallshåndtering og reduserte transaksjonskostnader. Den største merkostnaden oppstår i våre anslag på industriledet, men også husholdningene og handelen har betydelige ekstra kostnader.

Tiltaket har også fordelingsvirkninger, der dagligvarehandelen, grossistene og matindustrien bærer netto ekstra kostnader, mens husholdningene kan tjene på tiltaket. I tråd med redegjørelsen i avsnitt 1.2.1. holder vi fordelingseffekter utenfor.

Figur 4.3 illustrerer de samme samfunnsøkonomiske kostnadene som vist i tabell 4.3.



Figur 4.3 Netto årlig samfunnsøkonomiske kostnader for halvert matsvinn per verdikjedeledd fordelt på kostnadskomponent.

4.6.2 Tiltakskostnad og kost – effekt brøk

Basert på beregningene og forutsetningene i kapittel 4.3 og kapittel 4.4, vil tiltak fire, redusert matsvinn innen 2030 føre til en gjennomsnittlig årlig utslippsreduksjon i norsk landbruk tilsvarende 78 200 tonn CO₂-ekvivalenter, og en årlig samfunnsøkonomisk inntjening tilsvarende omtrent 735 millioner NOK/år ved full implementering.

Basert på dette er tiltakskostnaden (kroner per tonn CO₂-ekvivalent utslippsreduksjon) for tiltak 3 beregnet til -9 401 NOK/tonn CO₂-ekvivalent.

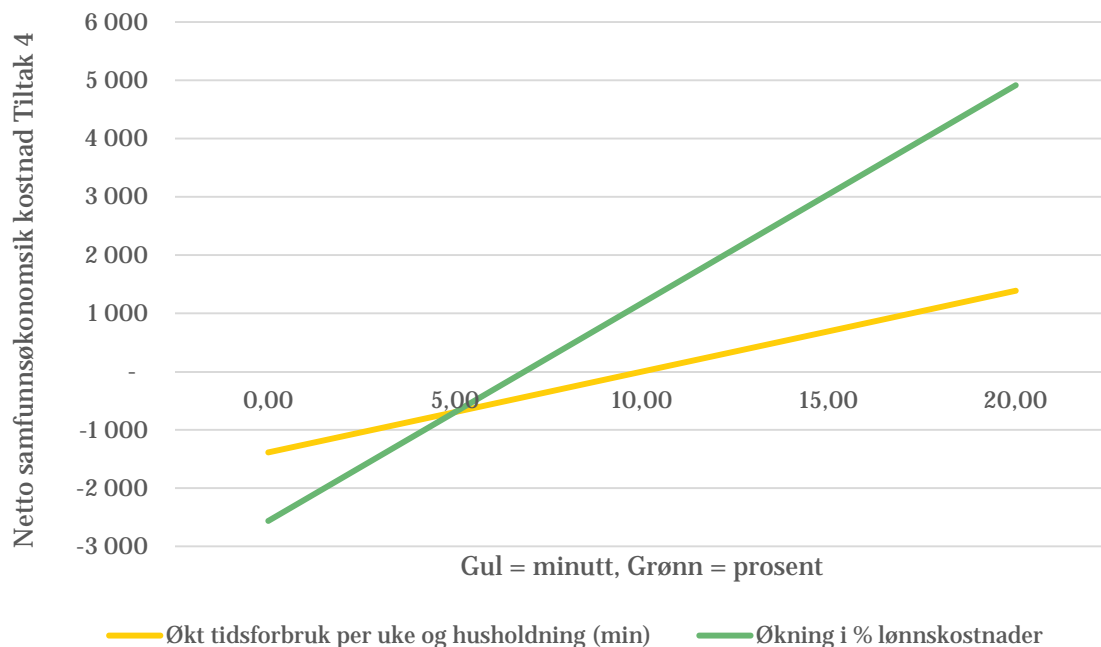
Tiltaket har altså en negativ kostnad per tonn utslippsreduksjon, hvilket betyr at samfunnet samlet sett vil spare både penger og bidra til å redusere klimagassutslippene fra norsk landbruk gjennom tiltaket (merk at tiltaket i tillegg vil bidra til utslippskutt i andre sektorer og land).

4.7 Tilleggsanalyse: Sensitivitetsanalyse av tidsforbruk og lønnskostnader

Analysen av kostnader pr enhet utslippskutt ved redusert matsvinn, inneholder flere usikkerhetsmomenter. I dette avsnittet ser vi på konsekvensene av å variere økt tidsforbruk knyttet til redusert matsvinn i de fire leddene.

De to største kostnadskomponentene i analysen er økte kostnader knyttet til økt tidsforbruk i husholdningene og økte lønnskostnader i matbransjen (industri, grossist og dagligvarehandel). Disse to kostnadskomponentene er også de mest usikre, da både størrelsesordenen og hvorvidt de er reelle eller ikke er uvisst.

Figur 4.4 viser netto samfunnsøkonomisk kostnad knyttet til tiltak 3, avhengig av hvor mange minutt en gjennomsnittshusholdning vil bruke knyttet til aktiviteter for å halvere eget matsvinn (gul linje) og hvor stor prosentvis lønnsøkning redusert matsvinn vil kreve i matbransjen (grønn linje).



Figur 4.4 Netto samfunnsøkonomisk kostnad for tiltak 3, avhengig av tidsforbruk knyttet til å redusere matsvinn (gul) og prosentvis økning i % lønnskostnader (grønn).

Figuren viser at dersom tidsforbruket i husholdningene knyttet til å halvere matsvinnet overskrider 10 minutter per uke og husholdning (der den gule linjen krysser X-aksen), vil tiltak 3, redusert matsvinn, føre til økte kostnader for samfunnet. I analysen er det antatt at tidskostnaden er 5 minutter per husholdning, hvilket betyr at denne verdien kan doubles før svinnsreduksjonen utgjør en netto kostnad for samfunnet. Dette er også før eksterne kostnader som klimagassutslipp, arealbruk, vannforbruk, forsuring, bruk av fosfor, eutrofiering mm er kvantifisert.

Den grønne linjen viser at dersom de årlige lønnskostnadene i matbransjen (industri, grossist og dagligvare) øker med mer enn 7 % grunnet arbeid knyttet til å redusere matsvinnet (der den grønne linjen krysser X-aksen), vil tiltak 3, redusert matsvinn, føre til økte kostnader for samfunnet. I analysen er det antatt at lønnskostnadene vil øke med 5 %, hvilket betyr at selv en liten endring men noen få prosentpoeng vil påvirke resultatet betydelig.

Resultatet for analysen er sensitiv for endringer i både tidsforbruk i husholdningene og lønnskostnader i matbransjen (industri, grossist og dagligvare), hvilket betyr at dersom antakelsen om tidsforbruket i den enkelte husholdning eller økte lønnskostnader er feil, vil dette slå kraftig ut på kostnadsberegningene.

4.8 Diskusjon

Avslutningsvis drøfter vi tre problemstillinger: øvrige effekter på konsumentnytt og barrierer mot redusert matsvinn som skyldes forbrukerpreferanse samt usikkerheter knyttet til beregnet utslippsreduksjon og kostnadene for matbransjen.

4.8.1 Redusert konsumentnytte

Analysen viser at redusert matsvinn gir en stor gevinst for samfunnet, og spesielt forbrukerne vil dra nytte av redusert matsvinn. Resultatet indikerer med andre ord at folk kaster mat til tross for at dette gir et privatøkonomisk tap, vi oppfører oss altså irrasjonelt. Et relevant spørsmål i denne sammenhengen kan være: Hvis redusert matsvinn er så lønnsomt for forbrukerne, hvorfor kaster vi da mat? Dette kan skyldes at det fins barrierer mot redusert matsvinn som ikke har blitt verdsatt i denne studien.

I analysen er det antatt at økt tidsforbruk knyttet til redusert matsvinn er én konkret kostnads-komponent som påvirker konsumentene negativt. Andre mulige barrierer som opplevd usikkerhet ved lavere matvareinnkjøp og redusert svinn, er nevnt, og en kan tenke seg at redusert matsvinn også kan påvirke konsumentene negativt ved at tiltaket fører til økt konsum av matvarer med redusert kvalitet, som for eksempel vissene grønnsaker eller tørt brød.

I analysen er dette ikke forsøkt verdsatt, delvis på grunn av utfordringene knyttet til å beregne kostnadene, og delvis fordi mesteparten av matsvinnet kunne vært unngått gjennom bedre planlegging eller et mer edruelig forhold til datomerking (Stensgård og Hanssen, 2016 og 2015).

Det antas med andre ord at ved å bruke mer tid på planlegging og generell mathold (kostnads-komponenten økt tidsforbruk), slipper forbrukeren å spise mat med redusert kvalitet. Forbrukerundersøkelsene som ble gjennomført i regi av ForMat-prosjektet støtter opp under denne antakelsen, og viser at mangel på planlegging er en av hovedårsakene til at mat kastes. Det er likevel tvilsomt at denne antakelsen er gyldig for 100 % av matsvinnet. Selv om mye av matsvinnet kan unngås gjennom bedre planlegging, eller økt tidsforbruk, vil man sannsynligvis etter hvert komme til et punkt der det ikke lenger er mulig å redusere matkasting gjennom planlegging, og redusert matsvinn må gå på bekostning av kvaliteten på maten man spiser. Hvorvidt dette punktet kommer før 50 % reduksjon, som antatt i denne analysen, eller etter er ikke sikkert.

Det er store også usikkerheter knyttet til flere av kostnads-komponentene i den samfunnsøkonomiske analysen, og usikkerheten er sannsynligvis størst for de mest omfattende kostnadselementene (reduserte transaksjonskostnader og økt tidsforbruk). Det er for eksempel usikkert hvorvidt tiltaket i det hele tatt vil føre til økt tidsforbruk – da tiltaket handler mye om holdninger og atferd, og i mindre grad tunge byrder for konsumentene. Mange mennesker opplever også rekreasjon/glede knyttet til matlaging, som ikke er kvantifisert i denne analysen. Økt kunnskap og økt tidsforbruk knyttet til mathold trenger derfor ikke nødvendigvis være en kostnad for konsumentene, men kan tvert imot være en fritidsaktivitet som bidrar positivt.

4.8.2 Usikkerheter knyttet til utslipp

En av de største begrensningene for analysen er at den kun forholder seg til utslippsreduksjoner innenfor norsk landbruk. Tiltaket vil bidra til reduserte utslipp knyttet til matproduksjon,

matbearbeiding og transport i andre land, i tillegg til utslippsreduksjoner også i andre sektorer i Norge som transportsektoren, fiskerisektoren mm.

Klimagassutslipp er et globalt miljøproblem, hvilket betyr at man alltid bør vurdere totaleffekten av et tiltak for reduserte utslipp av klimagasser – fremfor effekten innenfor en spesifikk sektor eller geografisk område. Dersom man ikke ser på global effekt, kan man i verste fall risikere sub-optimalisering, og resultatene for denne analysen bør ses i sammenheng med dette.

En annen viktig begrensning er at analysen kun ser på én miljøindikator, nemlig utslipp av klimagasser. Det er mange andre viktige miljøeffekter knyttet til matproduksjon og –bearbeiding, som for eksempel vannforbruk, arealbruk, tilgang på fosfor, biologisk mangfold, bruk av pesticider mm. Disse effektene bør også vurderes. Samtidig må en slik analyse også ta hensyn til muligheter for eksempel for å opprettholde arealbruksmønster også ved endringer i samlet norsk produksjon.

4.8.3 Kostnader i matbransjen

Matsvinnet som oppstår i matbransjen representerer et økonomisk tap for bransjen selv, og det er grunn til å tro at redusert matsvinn i matbransjen vil være både samfunnsøkonomisk lønnsomt, og også lønnsomt for matbransjen selv. De grove anslagene vi har vist ovenfor, tyder imidlertid på at matsvinntiltakene kan medføre privatøkonomiske tap for både handels- og industriledd.

Dette gjelder sannsynligvis for mesteparten av matsvinnet, men det er usikkert om det gjelder for alle ledd og alle varegrupper. I tillegg til at vi har presentert grove anslag, har vi ikke tatt hensyn til stor variasjon mellom varegrupper, og også endringer i kostnader både ved avfallshåndtering og –reduksjon over tid. Det er nærliggende å tro at enhetskostnaden per tonn redusert matsvinn er økende, slik at det er lønnsomt å kutte matsvinnet opp til et visst punkt, da det etterhvert blir kostnadskrevenende. Hvor dette «tippepunktet» befinner seg er ikke kjent, og det er neppe likt for alle bedrifter eller bransjer. Samtaler med utvalgte næringsmiddelindustribedrifter og dagligvarekjeder viser at det enkelte bedrifter og kjeder mener redusert matsvinn ikke vil bidra til økte kostnader – derimot tvert om, mens andre bedrifter og kjeder mener at en «betydelig» svinnsreduksjon vil bidra til økte kostnader.

Med bakgrunn i de store usikkerhetene og tvetydige signalene fra bransjen, er den samfunnsøkonomiske analysen gjennomført på et konservativt grunnlag. Det er antatt at halvering av matsvinn i matbransjen vil bidra til økte samfunnsøkonomiske kostnader, noe som er usikkert.

Før man har sett nærmere på virkemiddelbruk og virkemiddeleffekter, er det vanskelig å vurdere hvorvidt analyseresultatet er robust. Det er imidlertid neppe tvil om at besparingspotensialet ved redusert matsvinn er stort, selv uten verdsetting av utslippskuttene. Netto sparte kostnader kan i fremtiden være mer enn vårt anslag på 735 millioner kroner pr år. Det betyr at det er god grunn til å utforske virkemidler som kan realisere potensialet, både med tanke på effektiv ressursbruk i matsektoren, positive effekter for forbrukerne og utslippsreduksjoner.

5 Stans i nydyrking av myr (Tiltak 4)

Nydyrking av myr bidrar til klimagassutslipp over lang tid. Et eventuelt forbud mot å nydyrke myr vil frata grunneiere en rett de i dag kan regne med og som utnyttes i betydelig grad. Vår analyse tilsier at den samfunnsøkonomiske verdien av nydyrket myrareal kan settes lik null, og derved at tiltak med gjennomsnittlig utslippseffekt på 230 000 tonn CO₂ ekvivalenter ikke har nevenverdig tiltakskostnad. Alternativt, dersom dagens jordbrukspolitikk skal tolkes som en forpliktelse til å ta i bruk nye arealer for grovfôrproduksjon, kan tiltakskostnaden settes lik kostnaden ved å nydyrke skog til erstatning for myrareal. I så fall er beregnet kostnad for tiltaksperioden ca. 200 kroner pr tonn CO₂ ekvivalenter, mens den potensielle utslippsreduksjonen i snitt utgjør ca 170 000 tonn. 80 prosent av utslippsreduksjonen er redusert utslipp av CO₂-C som i det norske utslippsregnskapet ikke regnes til jordbruksmen til LULUCF-sektoren (arealbruk, arealbruksendringer og skogbruk).

5.1 Bakgrunn og tiltak

Dyrking av myr fører til raskere nedbryting av organisk materiale og utslipp av CO₂ og lystgass. I Norge utgjør myr ca. 6 prosent av jordbruksarealet. Arealet av dyrket myr vil reduseres over tid som følge av at torvlaget blir tynnere og det dyrka jordlaget vil ta preg av underliggende løsmasser. Fortsatt nydyrking av myr fører til økte framtidige utslipp av klimagasser og utslippet vil fortsette så lenge dreneringen er i funksjon og til myrjordlaget er omdannet. Nedbrytningen av organisk materiale øker ved jordarbeiding og stagnerer om det er kjølig eller mye vann som ved myrdannelse (LMD 2016). Stans i nydyrking av myr vil føre til en utslippsreduksjon som tilsvarer de ekstra utslippene fra myrarealet som ville følge av drenering og jordbearbeiding. Nettoeffekten er avhengig av konsekvensene av stans, f.eks. om annet areal blir nydyrket til erstatning for myrarealet. Stans i nydyrking av myr kan f.eks. iverksettes gjennom endring i Forskrift om nydyrking (<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/1997-05-02-423>). Vi vil ikke her omtale virkemiddelbruken nærmere.

I vår referansebane er det antatt at det vil nydyrkes ca. 4000 dekar myr i årene framover dersom ingen restriksjoner blir innført. Kostnadene for tiltaket er vurdert med utgangspunkt i dagens arealsituasjon og denne referansebanen.

5.2 Utslippseffekt

Utslippseffekten av stans i nydyrking av myr avhenger av dybder av myrslag, omdanning av nydyrket myr til mineraljord gjennom myrsynking og samlet arealomfang. Nedenfor redegjør vi først for oppbyggingen av regnestykket og deretter for de enkelte elementene i beregningen.

5.2.1 Regnemåte

Beregningen av utslippseffekten bruker følgende regnemåte:

- A. Årlig utslipp fra nydyrket myr i referansebane beregnes som utslipp pr daa nydyrket myrareal (3,5 tonn CO₂ ekv) multiplisert med antall daa nydyrket myrareal i referansebanen minus antall daa nydyrket myrareal som er omdannet til mineraljord etter nydyrkingen. Årlig antas det at 2,3 prosent av grunt myrareal omdannes til mineraljord. 2,3 prosent tilsvarer årlig innsynking (1,63 cm) dividert med gjennomsnittlig innsynkingspotensial på grunn myr (70 cm).
- B. Fra A trekkes eventuell redusert karbonbinding i erstatningsareal. Dersom det skal legges til grunn et bestemt nydyrkingskrav, legger vi til grunn at stanset nydyrking av myr vil erstattes av nydyrking av skog. For hvert daa nydyrket myr som erstattes av nydyrket skog, trekkes det derfor fra 0,85 tonn CO₂ ekv. i redusert karbonbinding i skog hvert etterfølgende år. Et eventuelt behov for eller

krav om bestemt mengde nydyrking drøftes med utgangspunkt i jordbrukspolitiske målformuleringer og behovet for ekstra grovfôrareal.

Netto utslippseffekt er A minus B.

5.2.2 Utslipp pr dekar nydyrket myr

Utslipp av lystgass fra dyrket mark på drenert myr kan beregnes ut fra IPCCs standard utslippsfaktor som er 1,3 kg N₂O-N (2,04 kg N₂O) per dekar og år. Fortsatt et globalt oppvarmingspotensial (GWP) for lystgass på 298, tilsvarer dette 0,609 tonn CO₂-ekvivalenter. Vi beregner ikke tall for utslipp av metan, siden metanutslippene fra myr ikke øker som følge av nydyrking.

IPCC har foreslått en gjennomsnittlig utslippsfaktor på 0,79 tonn CO₂-C (2,897 Tonn CO₂) per dekar og år for dyrket mark på myr i boreal og temperert sone (IPCC, 2014).

Effekten i form av utslippsreduksjon per dekar kan settes til 0,609 tonn CO₂-ekvivalenter når det bare omfatter lystgass. Når også CO₂ inkluderes, kan det årlige utslippet fra dyrket myr settes til 3,5 tonn CO₂-ekvivalenter per dekar årlig inntil arealet er omdannet til vanlig mineraljord.

5.2.3 Referansebane og utslippsreduksjon

Utslipp fra nydyrket myrareal i referansebanen, og dermed det totale potensialet for utslippsreduksjon fram til 2050, er vist i tabell 6.1. Tallene forutsetter at den årlige nydyrkingen, uten tiltaket ville vært 4000 dekar. Mengden nydyrket myr er et usikkert tall og forfatterne har ikke foretatt en selvstendig vurdering av tallet, men benyttet referansebanen som er valgt av Miljødirektoratet på basis av tidligere utredninger.

Barcéna & al. (2016) [NIBIO Rapport 43/2016] anslø nydyrket myrareal for perioden 2007 til 2015 til ca. 6 000 daa i snitt pr år, eller 38 prosent av total nydyrking. Total nydyrking ble anslått til 16 000 daa årlig og bygget på kommunedatabasen KOSTRAs tall for søknader om nydyrking. Tallet tilsvarer anslagene til Budsjettnemnda for jordbruket. Andelen på 38 prosent er lik beregnet andel myrareal av total dyrkingsjordreserve i henhold til NIBIOs markslagsregistre (Barcéna & al. (2016) tabell 7 og NIBIO Notat til LMD, 29. mai 2017 s. 2) .

Barcéna & al. fremhever usikkerheten ved fremtidig nydyrking og beregner effekt av stans for fremtidig nydyrking for tre scenarier med henholdsvis 2 000, 4 000 og 6 000 daa nydyrket myr årlig som alternative referansebaner.

Et nylig NIBIO Notat til Landbruks- og matdepartementet av 29. mai 2017 holder fast ved KOSTRA/ Budsjettnemndstallene som anslag for total nydyrking, men har en annen fordeling på fastmark og myr. I stedet for andeler av dyrkingsjordreserven benytter man i notatet markslagsregistrenes nydyrkingstall for 2007 til 2016 til å anslå andelen myrareal av nydyrket mark. Denne andelen er basert på et vesentlig større arealtall enn KOSTRA-tallene, og utgjør 16 prosent av alt nydyrket areal, dvs. mindre enn halvparten av andelen på 38 prosent som ble brukt tidligere. Regnet av 16 000 daa totalt nydyrket pr år blir da beregnet omfang av nydyrket myr anslagsvis 2 600 daa årlig. Referansebanen Miljødirektoratet nå legger til grunn for effekt- og kostnadsberegning på 4 000 daa nydyrket myrareal tilsvarer 25 prosent av total, årlig nydyrking de siste 9 årene. Tallet kan også sees på bakgrunn av at det på landsbasis ble godkjent nydyrking av ca. 18 500 dekar myr og mineraljord i 2014 (Barcéna & al 2016 s. 40). Det har vært en økning i godkjent nydyrking de siste 4 årene. Hvis vi skulle holde oss kun til areal med positiv privatøkonomisk nåverdi, ville antagelig tallet vært vesentlig lavere.

Nydyrkingen av myr i referansebanen utgjør årlig 0,32 promille av det totale arealet av dyrkbart areal på 12,5 millioner dekar og én promille av totalt dyrkbar myr på 4,3 millioner dekar (Grønlund & al. 2013 tabell 6.1). Fra 2016 til 2050 er tiltaket antatt å omfatte 1,05 prosent av dyrkbart areal eller 3,1 prosent av all dyrkbar myr.

Videre er våre beregninger basert på at nydyrket areal fordeler seg jevnt over ulike dybder av myrslag og at fordelingen mellom dypt og grunt myrslag er 50 prosent for hver kategori. Myrsynking medfører at arealer med grunne myrslag omdannes til vanlig mineraljord først, og at denne endringen i status for nydyrka myr fortsetter jevnt over hele tiltaksperioden. Tabell 5.1 viser anslått samlet nydyrket myrareal og nydyrket myrareal som ennå ikke er omdannet til mineraljord i referansebanen, og anslått reduserte utslipp ved stans i nydyrking av myr fra 2018. Tabellen viser at det i perioden fram til 2050 oppstår samlede utslipp av 6,9 milliarder tonn CO₂ ekvivalenter fra nydyrket myr.

Tabell 5.1 Areal nydyrket myr i referansebane og utslippsreduksjon som følge av stans i nydyrking av myr.

År	Referansebane		Tiltak			Tiltak med nydyrking skog	
	Nydyrket myr totalt	Nydyrket med utslipp (ikke omdannet)	Redusert utslipp CO ₂	Reduserte utslipp N ₂ O	Reduserte utslipp sum, brutto	Eventuell redusert karbon-binding i skog	Netto utslippsred ved skogdyrking
	Dekar		Tonn, CO ₂ ekvivalenter				
2020	12 000	11 860	34 348	7 220	41 568	10 200	31 368
2030	52 000	48 359	140 053	29 439	169 492	44 200	125 292
2040	92 000	80 189	232 237	48 816	281 054	78 200	202 854
2050	132 000	107 350	310 900	65 352	376 252	112 200	264 052
Total	132 000	107 350	5 689 851	1 196 012	6 885 863	1 907 400	4 978 463

Beregningen er altså basert på at bortfalt nydyrking av myr utgjør 4000 dekar pr år.

Som nevnt forutsettes det at nydyrket areal består av 50 prosent grunn myr (torvlag 0,3-1 meter) og 50 prosent djup myr (torvlag >1 meter), som er lik beregnet fordeling av grunn og djup myr av detmyrslaget som har vært nydyrket i Norge de siste årene. Den anslåtte fordelingen er revidert etter siste offentlige anslag som finnes hos Bárcena & al. (2016, s. 33), som var på henholdsvis 34 prosent grunn og 66 prosent dyp myr, som er lik fordelingen i det totale arealet med dyrkbar myr i Norge. Vi har med andre ord en høyere andel grunn myr og dermed raskere omdanning til mineraljord, dvs. en relativt større andel av nydyrket myr omdannes til minaraljord hvert år. Som et resultat av myrsynkingen blir en del av den grunne, dyrkede myrjorda, som nevnt, etter hvert omdannet til mineraljord. Det framtidige arealet av dyrket myr vil derfor være mindre enn det akkumulerte arealet av årlig nydyrket myr. Myrsynking er et resultat av torvsvinn og sammensynking som følge av manglende oppdrift etter drenering.

Det er en nær sammenheng mellom C-utslipp og årlig myrsynking. Den årlig myrsynking (i mm) kan beregnes som: $C\text{-tap (kg/m}^2\text{)}/(\text{volumvekt før drenering (kg/liter)} * C\text{-andel i torv})$

Volumvekt av torv før drenering varierer med torvas omdanningsgrad, fra ca. 0,07 tonn / m³ for lite omdannet torv til ca. 0,15 tonn / m³ for sterkt omdannet torv. På grunn av gjennomsnittstall for volumvekt og arealfordelingen av ulike klasser for omdanningsgrad av myr i Norge, kan den gjennomsnittlige volumvekta for dyrkbar myr beregnes til ca. 0,1 tonn /m³.

C-andelen av torv kan variere, og kan antas å være i underkant av 0,5 i gjennomsnitt. I våre beregninger har vi antatt en C-andel på 0,48.

Med et årlig C-tap på 0,79 kg / m², en volumvekt på 0,1 tonn /m³ og en C-konsentrasjon på 0,48 kan den gjennomsnittlige årlige synkingen på dyrket myr beregnes til 1,63 cm.

Torvdybden på grunn myr forutsettes å være jevnt fordelt mellom 30 og 100 cm. Potensialet for synking inntil myra er omdannet til mineraljord vil da være 70 cm som betyr at utslippene fra myrlaget for grunn myrjord maksimalt varer i 43 år. Siden dybden antas å være jevnt fordelt over intervallet 30 til 100 cm, vil i snitt en andel på 1/43 (2,3%) av hvert års nydyrkede grunne myrareal gå over til mineraljord hvert av de etterfølgende 43 år.

5.3 Tiltakskostnad

En privat eier vil vurdere nydyrkingen ut fra virkninger for foretakets lønnsomhet og verdien av gården. Klimagassutslipp som følge av at dyrkingen stanses eller redusertskattebelastning som følge av mindre tilskudd over statsbudsjettet, er eksterne effekter som en privat eier ikke kan forventes å ta hensyn til. I det følgende skisserer vi først forskjellen på privat- eller bedriftsøkonomisk kalkyle for grunneieren og samfunnsøkonomisk kalkyle. Deretter ser vi nærmere på både bedrifts og samfunnsøkonomisk verdsetting. Sammenhengen mellom bedrifts- og samfunnsøkonomiske kalkyler for konsekvensene av stans i nydyrking av myrarealer kan i prinsippet skisseres som i tabell 5.2.

Tabell 5.2 Prinsipiell beregning av privat- og samfunnsøkonomisk konsekvenser.

	Eier og brukers tap ved å miste muligheten for nydyrking av egne myrarealer (en opsjonsverdi)
=	Privatøkonomisk konsekvens
+/-	Fordeler og ulemper for samfunnet som eieren ikke har tatt hensyn til
=	Samfunnsøkonomisk konsekvens

5.3.1 Privatøkonomisk verdi

Felter som rammes av en stans i nydyrking vil være ulike med hensyn til størrelse, arrondering, dyringskostnader, driftskostnader og produksjonspotensial. Når en skal se på kostnads- og inntektsposter, bør en derfor ta utgangspunkt i et gitt felt og regne på tapet ved ikke å kunne dyrke dette. Ideelt burde kostnadene summeres på basis av kostnad for hvert enkelt felt fordi feltene er ulike.

Alle som har myrjord egnet for oppdyrking vil lide et tap hvis det blir stans i nydyrkingen. En mulighet – opsjon – blir da borte, og nåverdien av eiendommen blir redusert i en grad som er avhengig av egenskapene ved gården og myrarealet. Opsjonsverdi er verdien av retten til å kunne ta ut en fordel ved dyrking av myrjord i framtida. Opsjonsverdien vil ha en sammenheng med foretaksøkonomisk avkastning av nydyrking i dag, men også for andre som har potensielt dyrkbar myr som ikke er lønnsom i dag, vil opsjonsverdien være minst lik null. Når vi bruker begrepet rett, er dette en betinget rett, dvs. at arealeieren trenger tillatelse til nydyrking. Under dagens rammebetingelser er det sannsynligvis slik at tillatelse i de fleste tilfeller kan påregnes.

For å illustrere foretaksøkonomisk verdi av nydyrket myr bruker vi verdier ut fra dagens prisforhold. Rene opsjonsverdier kommer da i tillegg. Sammen gir disse oss et markedsbasert uttrykk for privatøkonomisk verdi. Vi bruker Landbruksdirektoratets statistikk over leiepriser for jord som for å indikere hva nydyrkeren kan oppnå i netto driftsinntekt pr dekar.

Landbruksdirektoratet har oppgitt leiepriser for grasdyrking og korndyrking på god jord fordelt på landsdeler for 2015 (tabell 5.3). «God jord» betyr i denne sammenheng jord som ikke er «*dårlig grøftet eller i dårlig hevd, brattlendt jord, jord som er dårlig arrondert, vanskelig tilgjengelig, eller som har lite hensiktsmessig inndeling*».

Tabell 5.3 Leiepriser på jord til ulike formål, kr per dekar, 2015.

God jord	Grasdyrking			Korndyrking			
	Kroner/dekar	Lavest	Høyest	Middel	Lavest	Høyest	Middel
Østlandet		50	500	296	197	500	354
Telemark/Agder		50	350	191	50	300	225
Rogaland		200	600	416	475	700	579
Vestlandet		0	400	166	.	.	.
Trøndelag		50	275	179	150	400	274
Nord-Norge		0	300	91	.	.	.

Kilde: <https://www.slf.dep.no/no/eiendom-og-skog/eiendom/jordleiepriser/statistikk/jordleigeunders%C3%B8king-2015-store-endringer--46976>

Det foregår stadig en viss nydyrkingsaktivitet i Norge, men det samles ikke inn noen statistikk for kostnadene ved dette. Norsk landbruksrådgivning i Sør-Trøndelag har systematisert sitt erfaringsmateriale for nydyrkingskostnader (tabell 5.4). De presiserer at dette gjelder for dyrking med relativt små entreprenører utenom pressområder. Innenfor pressområder vil dyrkingskostnadene trolig være vesentlig høyere.

Tabell 5.4 Kostnad til nydyrking på ulike areal typer, 2013.

Arealtype	Stein m ³ /dekar	Kostnad kr/dekar	
		u/grøfting	m/grøfting
Fastmark u/stubber	< 50	8 000	15 000
	50-100	10 000	17 000
	100-200	12 000	19 000
Fastmark m/stubber	< 50	12 000	19 000
	50-100	14 000	21 000
	100-200	16 000	23 000
Myr	0	.	13 000

Kilde: Norsk landbruksrådgivning Sør-Trøndelag.

Hvis det er behov for driftsveg, kan kostnadene til dette beregnes til 1200-1500 kr/meter, forutsatt at vegen legges på faste løsmasser.

Som bedriftsøkonomisk verdi av nydyrking har vi beregnet hvilke nydyrkingsinvesteringer leieverdiene ovenfor kan forrente. Selv uten avskrivninger er det kun myrområder i Rogaland som i iflg våre leiepriser kan tåle en realrente på 4 prosent p.a. Selv om 4 prosent reelt betyr en nominell rente på 6 til 7 prosent, dvs. vesentlig over dagens pantelånsrente, er det ikke urimelig om en gårdbruker krever en slik avkastning. At det likevel skjer nydyrking av myr i flere regioner, kan skyldes et lavere privatøkonomisk avkastningskrav. Jordeiere kan ha særlig moderate krav til kapitalavkastning, noe som kan skyldes et mer langsiktig perspektiv på investeringen enn normalt for norsk næringsliv. Tabellen nedenfor viser kalkulerte dyrkingskostnader som er forenlige med privatøkonomisk lønnsomhet ved en realrente på to prosent før skatt.

Tabell 5.5 Dyrkingskostnader som kan forrentes av leieverdi på jord til ulike formål, kr pr dekar, 2013.
Forrentningskrav = 2 prosent

Landsdel	Grasdyrking	Korndyrking
Østlandet	14 800	17 700
Telemark/Agder	9 550	11 250
Rogaland	20 800	28 950
Vestlandet	8 300	
Trøndelag	8 950	13 700
Nord-Norge	4 550	.

Ved å sammenlikne de kapitaliserte leieverdiene med dyrkingskostnadene (jf. Tabell 5.4) ser en at positiv bedriftsøkonomisk verdi av nydyrking for utleie, bare vil oppstå for felt med relativt lave dyrkingskostnader og for eiere med lave forrentningskrav på 2 prosent. Rogaland peker seg ut som et område der dyrkingskostnader for myr kan forrentes. Tabellene tyder på en nettoverdi av nydyrking i Rogaland på forskjellen mellom 20 800 og dyrkingskostnad på 13 000, dvs. anslagsvis 7 800 kroner pr dekar ved rente på to prosent. Deretter kommer Østlandet hvor verdien kan være 1 800 kroner pr dekar. Jord for kornproduksjon kan nesten alltid forsvare høyere dyrkingskostnader enn jord for grasproduksjon, fordi slik jord har høyere bruksverdi, men det er bare unntaksvis nydyrket mark vil bli benyttet til kornproduksjon (Grønlund & al. 2013 og Bárcena & al. 2016). I Nord-Norge vil det være svært få områder hvor verdien av nydyrking er positiv selv ved realrente på to prosent.

Anslagene ovenfor indikerer således en positiv, privatøkonomisk verdi av nydyrket myr i utvalgte områder som kan være nærmere 8 000 kroner pr dekar i gjennomsnitt under dagens rammebetingelser. Vi må ta høyde for at gjennomsnittskostnaden ved nydyrking også inkluderer myrarealer som ut fra rene privatøkonomiske beregninger ikke er lønnsomme å nydyrke, slik at det relevante gjennomsnittet for myrarealer med positiv nettoverdi av nydyrking kan være høyere enn 8 000 kroner. I tillegg kommer også verdien av selve opsjonen der verdien av nydyrking under dagens rammebetingelser kan være negativ.

I vår beregning har vi først og fremst benyttet leieverdier for dyrket areal som uttrykk for verdipotensialet, dvs. vi antar at gårdeiere går glipp av inntekter tilsvarende utleieverdien. Gårdbrukeren har imidlertid flere tilpasningsmuligheter dersom det blir stans i nydyrking av myr, og flere av disse kan redusere tapet. Vi legger til grunn at gårdbrukerne velger de løsningene som gir høyest foretaksøkonomisk verdi. F.eks. kan gårdbrukeren endre fôring, legge om drifta til mindre grovfôrbasert produksjon osv. Enkelte gårdbrukere kan ende opp med leiet jord i stor avstand fra bruket, og dermed økte transportkostnader. Når vi likevel antar at det foretaksøkonomiske tapet blir uttrykt ved tapt leieverdi justert for nydyrkingskostnad, mener vi at alle disse mulige utfallene er reflektert i verdsettingen av leiejord i området. Lange gjennomsnittlige transportavstander til leiejorda vil normalt redusere leieprisene i området og føre til at det bedriftsøkonomiske tapet ved stans i nydyrking av myr, blir lavere. Jord til leie får verdier som reflekterer transportkostnader.

5.3.2 Samfunnsøkonomisk verdsetting

Den samfunnsøkonomiske verdien avviker fra den privatøkonomiske verdien (jf. Tabell 5.1). For det første kan vi se bort fra tap av private opsjonsverdier. Samfunnet kan alltid bestemme seg for å endre et forbud. Det er den samfunnsøkonomiske alternativkostnaden, kostnaden for beste alternativ til å skaffe visse goder gjennom nydyrking av myr, som skal avgjøre samfunnskostnaden.

Verdien avhenger av hvilke goder vi regner med å høste av nydyrket myrareal. Vi bruker her to alternative forutsetninger. Den første er at verdien av nydyrket myr følger av kapasiteten til å produsere vanlige matvarer, dvs. markedsgoder med gitte markedspriser og tilskudd som reflekteres i leieverdien for jord. Siden prisene, tilskuddene og dermed leieverdiene av jord er påvirket av politiske reguleringer, kan vi imidlertid ikke bruke de observerte priser som mål for samfunnsverdier uten å ta stilling til politikken. Det andre alternativet er å se myr dyrking som kilde til matsikkerhet.

Alternativet til nydyrka myr som ressurs for produksjon av markedsgodet mat, kan være økt import av matvarer; som i dag utgjør vel halvparten av behovet for jordbruksbasert ernæring regnet i kaloriinnhold. Det forutsetter at det er etterspørsel etter mer matprodukter som egner seg for produksjon på grovfôrarealer. Importvernet for jordbruksprodukter med tillegg for arealbaserte og volumavhengige tilskudd, betyr at import fremstår som et rimelig alternativ til nydyrking av myr. Det er derfor neppe grunn til å regne med at tapet av areal for løpende matproduksjon gir et samfunnsøkonomisk tap uten å ta hensyn til matsikkerheten.

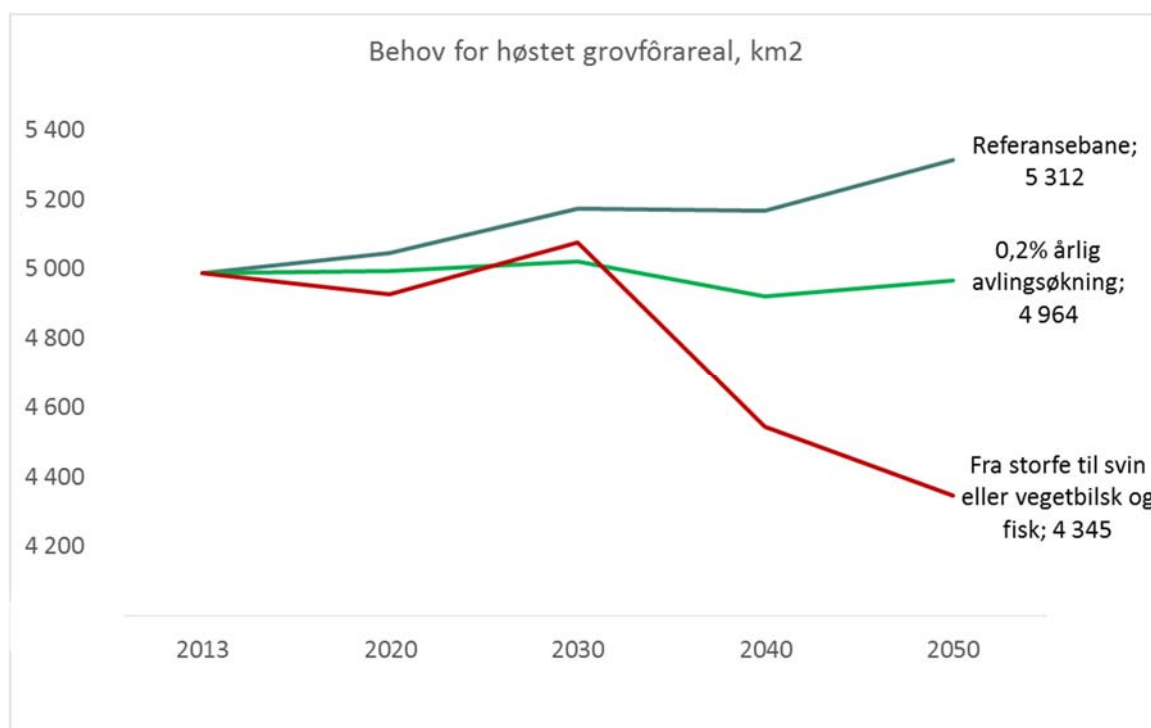
Vi har da sett bort fra at nydyrking av myrarealer bidrar til andre økosystemtjenester enn løpende matproduksjon eller matsikkerhet. Her er vurderingen av myr dyrking annerledes enn vurderingene av andre tiltak som gir redusert norsk jordbruksproduksjon, som f.eks. redusert produksjon av ammeku (avsnitt 3.4) og redusert matsvinn (tiltak 2, kapittel 3). Forskjellen skyldes at vi legger til grunn at det ikke er naturlig å se nydyrking av myr som et tiltak som styrker tilbud av fellesgoder som kulturlandskapsverdier, levende bygder, biologisk mangfold osv. En grunn er at slike argumenter ikke synes å være brukt som argument for nydyrking av myr, en annen er at myrarealer også representerer vesentlige fellesgoder som f.eks. evne til vannmagasinering ved flom og grunnlag for biologisk mangfold. NOU 2013:10 (Økosystemtjenesteutvalget) oppsummerer samfunnsverdien av myr - *våtmark – slik*: «viktig for blant annet flomdemping, karbonlagring og naturopplevelse. Endret arealbruk har påvirket norske våtmarker betydelig. Helt siden midten av 1700-tallet og fram mot år 2000 har det vært drevet med grøfting av myr for å øke arealet av dyrket mark og skogproduksjonen. Dette har styrket produksjonen av mat og tømmer i samsvar med norsk politikk, men har også redusert det biologiske mangfoldet.»

Nydyrking kan bidra til langsiktig matsikkerhet ved at selvforsyningsevnen øker. Nydyrking av myr skal da tillegges enten verdien av økt matsikkerhet eller, hvis den er lavere, kostnaden ved beste alternativ for å sikre tilsvarende økning i matsikkerheten som ved myr dyrking. Et gitt krav om opprettholdt selvforsyningsgrad i tråd f.eks. med Meld St. 9 (2011-2012) gir sammen med forventet befolkningsvekst og vekst i etterspørselen etter matvarer, mulig argument for økte grovfôrarealer. Målet fra Meldingen i 2012 er imidlertid justert etter siste jordbruksmelding (Meld St. 11 (2016-2017) og, ikke minst Innst. 251 S – 2016–2017 hvor Stortingets flertall uttaler: «Av hensyn til beredskap, ressursutnyttning, verdiskaping, sysselsetting og klima er det viktig at norsk jordbruk produserer de fôr- og matvarene som det ligger til rette for å produsere i Norge, og i et omfang som kan dekke innenlands etterspørsel og eksport.» Dette står i kontrast til en av mindretallsuttalelsene som sier at «jordbrukspolitikkens hovedformål skal være økt norsk matproduksjon med grunnlag i norske arealressurser».

Pr i dag er det vanskelig å tolke disse målformuleringene som et presist produksjonsmål som gir grunnlag for spesifikke krav til tilgjengelig areal. Produksjonsmålet virker både mindre presist etter Stortingsbehandlingen av siste jordbruksmelding enn etter forrige i 2012 og målene er flertydige. Mål om økt produksjon kan oppfylles på mange måter uten at det krever økte arealer. Arealproduktiviteten på eksisterende arealer kan økes, dyrka mark som er ute av bruk kan tas i bruk (se Arnoldussen & al. 2014), et tredje er å redusere arealbruk for fôrproduksjon og i stedet produsere og forbruke mer vegetabilier. Et fjerde alternativ er å styrke matsikkerheten ved å nydyrke skog i stedet for myr.

Behovet for ekstra grovfôrareal i Norge er således usikkert og, om det er et behov, kan det tilfredsstilles på flere måter. Figur 5.1 viser tre alternative beregninger av behovet for økt grovfôrareal i Norge. I «referansebanen» i denne figuren, er det antatt en nydyrking av grovfôrareal totalt på 312 km² som

betyr vel 8 000 daa årlig fra 2013 til 2050. Herav antar vi i denne figuren at nydyrking av myr dekker ca. halvparten, 4 000 dekar årlig. Beregningen viser imidlertid at en moderat vekst i avlingsnivåene pr dekar på 0,2 prosent årlig, nærmest vil eliminere behovet for økt grovfôrareal. Videre vil gjennomføring av tiltak for redusert utslipp fra husdyrfordøyelse, f.eks. ved redusert ammekuproduksjon, bety en reduksjon i behovet for grovfôrareal med om lag 1 000 km² i 2050. I så fall kan vi se bort fra effekter av nydyrking av myr for å nå mål om matsikkerhet i Norge. I samfunnsøkonomisk forstand er det derfor ingen klar grunn til å tillegge nydyrking av myr en samfunnsverdi som bidrag til matsikkerhet. Verdien er null dersom det skjer en moderat vekst i avlingsnivåene på eksisterende grovfôrareal eller tiltak for erstatning av kjøtt fra ammeku med mindre grovfôrbaserte kjøttprodukter eller med vegetabilier og fisk.



Figur 5.1 Behov for nydyrket grovfôrareal, referansebanen og to alternative forutsetninger 2013-2050. Km²

Vår hovedkonklusjon er derfor at dagens mål for jordbrukspolitikken, for matsikkerhet og løpende produksjon av matvarer, kan ivaretas uhindret av en stans i nydyrking av myr.

Dersom vi alternativt legger til grunn at myndighetenes politiske formuleringer om produksjons- eller arealmål nødvendiggjør nydyrking i det omfanget som ligger i referansebanen, kan en naturlig antagelse være at nydyrket myr må erstattes av nydyrket skogareal. Da er tiltakskostnaden lik merkostnaden ved å nydyrke skog framfor myr pluss tapt samfunnsøkonomisk verdi av løpende skogproduksjon. Merkostnad ved nydyrking av skog i stedet for myr kan, ut fra verdiene i tabellene ovenfor, anslås til 7 000 kroner pr dekar myrareal som berøres av stansen i nydyrking av myr. Den samfunnsøkonomiske verdiskapingen fra skog kan illustreres på to måter. En måte er å benytte godtgjørelsen for frivillig vern av skogarealer. Skjeggstad & al. (2010) gir noen holdepunkter, dog uten en systematisk undersøkelse. De anslår at det økonomiske verditapet «varierer fra om lag kr 7000 pr. daa i høyproduktive områder til ned mot kr 300 pr. daa i områder med lav produktivitet. Gjennomsnittet ligger på rundt kr 1500 pr. daa.». Anslaget bygger på bestemte renteforutsetninger og priser og som en gjennomsnittsverdi, tar anslaget ikke hensyn til at nydyrking av skog mest sannsynlig skjer der skogen er hogstmoden eller nylig hugget.

Også dette er imidlertid et foretaksøkonomisk verdianslag. Samfunnsøkonomisk kan det være mer relevant å undersøke grunnrenten fra skogarealene, dvs. verdiskapingen fra skogen utover den avkastningen arbeidskraft og kapital alternativt kunne oppnådd i andre deler av økonomien. Regjeringens perspektivmelding fra 2013 (Meld. St. 21 (2012-2013)), presenterer grunnrente-beregninger for naturressursbaserte næringer. Grunnrenten, også kalt naturressursrenten, er å forstå som avkastning av arbeidskraft og kapital anvendt til skognæringen utover vanlig kapital- og arbeidskraftsavkastning i økonomien for øvrig. Analysen i denne perspektivmeldingen tyder på at grunnrenten fra skognæringen har ligget nær null i det meste av årene etter 1970, med klart positive verdier opp mot fire til fem milliarder 2010-kroner på 1990-tallet, men negativ verdi de siste årene fram til 2010. Tilsvarende grunnrente-beregninger er ikke inkludert i siste perspektivmelding (Meld. St. 29 2016-2017), men for jordbruket refereres det på side 200 – 201 til beregninger som har gitt om lag samme resultat som i forrige perspektivmelding. Basert på grunnrenteberegningen fra 2013 synes et samfunnsøkonomisk inntektstap på kr 1500 pr dekar å være høyt. På den annen side er det rimelig at grunnrenten i hvert fall ikke er negativ så lenge det er begrensede tilskudd til skognæring og skogprodukter omsettes uten tollbeskyttelse. Vi bruker kostnadsanslag for merkostnaden ved nydyrking av skog på 7000 kroner for ekstra nydyrkingskostnad pluss 1500 for tapt avkastning av skogen. Samfunnets tap av årlig karbonbinding på nydyrket skogareal går til fradrag fra utslippsreduksjonen fra stanset myrdyrking.

5.4 Beregnet kostnad - effekt

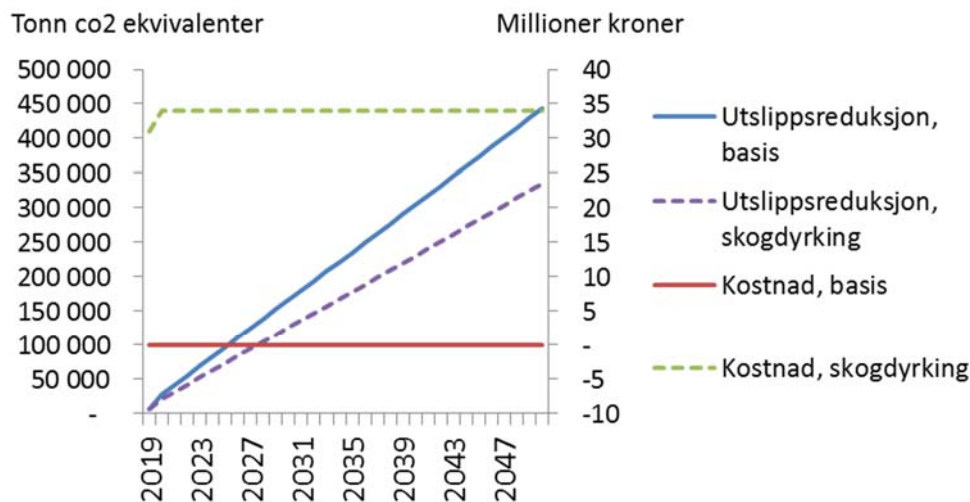
Som nevnt ovenfor antar vi i referansebanen at tiltaket hindrer nydyrking av 4 000 dekar myrareal pr år. Den mulige privatøkonomiske verdien av nydyrkingen er anslått til inntil 7 800 kroner pr dekar, mens samfunnsøkonomisk verdi settes lik null. Vi viser også en alternativ beregning hvor vi antar at hvert mål hindret nydyrking av myr medfører en merkostnad ved å nydyrke skog som erstatning for stanset myrdyrking på 8 500 kroner pr dekar.

Utslipet av CO₂ og lystgass fra nydyrket myr er til sammen satt til 3,5 tonn CO₂-ekvivalener pr dekar og år inntil myrarealet er omdannet til mineraljord. Deretter er utslippene i vårt regnestykke null. Det betyr at vi akkumulerer stadig økende årlige utslippskutt fra bevarte myrarealer i tiltaksperioden i tråd med anslagene i tabell 6.1. Det følger av denne sammenhengen at tiltaket får maksimal effekt på lang sikt, og altså, selv om vi regner med erstaningsdyrking av skog, vesentlig lavere kostnad pr enhet utslippskutt på lang sikt enn på kort sikt.

Reduserte utlipp fra myrareal som blir spart for nydyrking, brukes i sin helhet som anslag for utslippskutt i vårt basisregnskap. Alternativbetragtningen legger til grunn at det nydyrkes skog, noe som innebærer at vi må trekke fra tapt årlig karbonbinding på skogareal. Nydyrking av skog reduserer nettoutslippskuttet med en tredel. Grønlund et al. (2013) anslår at skogen binder i snitt 0,56 tonn CO₂ pr dekar årlig, og for aktuelle områder på Østlandet og Sør-Vestlandet opp mot ett tonn. Vi bruker her et anslag på 0,85 tonn som går tapt ved oppdyrking av skog (Grønlund & al. 2013 tabell 3.2).

Utslippseffekten ved dyrking av skog er med andre ord regnet til 0,85 tonn CO₂ per dekar/år slik at netto utslippseffekt ved stans i nydyrking av myr som blir erstattet ved nydyrket skog blir 2,65 tonn CO₂ per dekar/år inntil myrlaget er omdannet til mineraljord, deretter er effekten negativ, med minus 0,85 pr dekar. Siden vår analyseperiode stanser i 2050 vil slike negative nettobidrag til klimakutt, ha liten betydning.

Vår beregning av samfunnsøkonomisk kostnad pr enhet utslippskutt i alternativet med erstaningsdyrking av skog, er gjennomført ved nåverdiberegning av årlige kostnader, fordelt over årene fram til 2050 ved annuitet, begge deler ved samfunnsøkonomisk kalkulasjonsrente lik 4 prosent. Den årlige beregnede kostnaden divideres med uvektet gjennomsnitt av utslippskutt fram til 2050. Figur 5.2 med tabell under, viser beregningen.



	2020	2030	2040	2050	"Snitt" 2019-2050
Basisalternativ					
Stanset: dekar nydyrking	8 000	48 000	88 000	128 000	
Ville vært omdannet ved myrsynking	46	506	966	1 426	
Netto dekar nydyrket myr	7 954	47 494	87 034	126 574	
Utslippseffekt; tonn co2	27 840	166 200	304 600	443 000	228 300
Samfunnsøkonomisk tiltakskostnad, mill kr	-	-	-	-	-
Tiltakskostnad; kr pr tonn co2					-
Alternativ: Nydyrking av skog					
Netto dekar nydyrket myr	7 954	47 494	87 034	126 574	
Nytte uUtslippseffekt myr og skog; tonn co2	21 100	125 900	230 600	335 400	172 900
Samfunnsøkonomisk kostnad, mill kr	34	34	34	34	34
Tiltakskostnad; kr pr tonn co2					200

Figur 5.2 Beregning av samfunnsøkonomisk kostnads – effekt brøk for umiddelbar stans i nydyrking av myr. Maksimumsanslag. Utslippskutt før og etter medregning av endret karbonbinding i skog. Årlige tall.

Resonnementet og beregningene ovenfor betyr at:

- Stans i nydyrking av myr kan medføre en utslippsreduksjon på 166 000 tonn CO₂ ekvivalenter i 2030, eller 228 300 tonn i snitt fram til 2050 uten å påføre samfunnet tiltakskostnader.
- Tiltaket vil fortsette å genere utslippskutt også etter 2050.
- De foretaksøkonomiske tapene som kan oppstå for enkeltaktører, er først og fremst fordelingskostnader som kan gi grunnlag for erstatninger eller kompensasjoner, men som ikke innebærer netto ressurstap for samfunnet.
- Dersom Stortingets mål for jordbruksproduksjonen må tolkes som en betingelse om at det skal nydyrkes myrareal, vil tiltaket stans i nydyrking av myr, ha en utslippseffekt som reduseres med ca en tredel og kostnadene pr tonn CO₂-ekvivalent blir ca kr 200 kroner.

NOU 2014:15 foreslo, som nevnt, en felles prissetting av et tonn på kr. 420 pr tonn. Denne kan sammenlignes med f.eks. Klimakur 2020 (2009) som benyttet: 17, 26 og 38 € pr tonn for 2012, 2015 og 2020 henholdsvis, stigende til 100 € pr tonn på lengre sikt (2030-2050). Alle disse anslagene viser at forbud mot dyrking av myrjord ligger godt innenfor kravet til kostnadseffektivitet utslippskutt.

5.5 Drøfting

Ut fra våre beregninger og vurderinger føyer tiltaket seg inn i rekken av tiltak med ubetydelig tiltakskostnader for samfunnet. Tiltaket kan forsvares selv uten å regne med verdien av utslippskuttene, om vi tar hensyn til økosystemtjenstevnevalgets påpekning av våtmarkas evne til å levere samfunnsgoder som vannmagasinering og biodiversitet. Det er likevel feil å tolke vår analyse som et indikasjon på at samfunnet ville vært tjent med stans i nydyrking av myr for mange år siden og uten verdsetting av utslippsreduksjoner. For det første er vurderingen av behovet for nydyrket areal basert på dagens situasjon. Med dagens jordbrukspolitik, tilgjengelige arealer, muligheter for produktivitetsvekst, endrede vekstskifter og sannsynlighet for redusert ammekuproduksjon, er det sannsynlig at verdien av nydyrket myr for norsk forsyningsevne, er marginal. Det er ikke gitt at situasjonen var slik for noen år tilbake.

Det må samtidig advares mot effekten av å vente med tiltaket, f.eks. for å se om forutsetningene endrer seg. Tiltaket blir mer kostnadseffektivt og utslippseffekten øker jo lengre tid tiltaket har vart. Tiltaket blir i vår analyse tilregnet kutt på nær 230 000 tonn årlig som et snitt. Ved å gjennomføre tiltaket i dag, viser våre beregninger at utslippskuttet i 2050 kan utgjøre 443 000 tonn brutto. Om myr skal erstattes av nydyrking av skog, vil kostnaden i 2050 være 34 millioner kroner eller kr 100 pr tonn i en tid hvor verdien av utslippskutt kan være betydelig høyere enn i dag. De første tonn med utslippskutt koster rundt 1 000 kroner pr tonn CO₂ isolert sett, alt i dagens kroneverdi. Skal tiltaket ha vesentlig effekt på utslippene i 2030, er det viktig å iverksette tiltaket snarest.

Det er betydelig usikkerhet omkring tallene. Både utslipp fra myr og skog, samt kostnadsbesparelsen ved å nydyrke skog kontra myr, varierer mellom arealer. Fordelingen av myrareal på grunn og dyp myr, er endret ganske nylig. Det er også utslippseffekter som ikke er drøftet, som for eksempel utslippseffekt av selve ryddingen av skogarealet. I tillegg vil det også være utslipp fra nydyrket myareal etter omdanning til mineraljord. Dersom referansebanen innebærer at totalt jordbruksareal blir høyere enn ved gjennomføring av tiltaket, kan dette i seg selv medføre utslippsøkning. For klimaregnskapet hører verken disse utslippene fra dyrking av mineraljord, eller fra nydyrket myr, med i jordbruksektorens utslippsregnskap, men «bokføres» i stedet som arealbruksendringer. Tiltakskostnad og effekt må uansett medregne alle nasjonale kostnads- og nytteeffekter av tiltaket selv om utslippene i klimaregnskapet føres på ulike sektorer.

Dersom det kreves nydyrking av skog, kan tiltaket effektiviseres sammenlignet med våre beregninger. At stanset myrdyrking skal erstattes med nydyrking av skog, betyr ikke at skodyrkingen bør skje i samme tempo som referansebanens myrdyrking. En fasing av tiltaket hvor erstatningsjord fra skog nydyrkes sent i perioden, mens nydyrkingen av myr stanses allerede fra første periode, vil tiltaket kunne bli vesentlig mer kostnadseffektiv. Eksempelvis vil tiltakskostnadene synke med om lag 20 prosent dersom nydyrkingen av skog utsettes til årene fra 2030.

Det er også mulig å endre nydyrkingsmetoden for å redusere utslippene fra nydyrket myr. En mulighet er nydyrking ved omgraving. Dette er en metode som antas å gi mindre årlige utslipp av klimagasser enn konvensjonell nydyrking. Den mulige reduksjonen i utslipp avhenger av myrlagets tykkelse, og er ikke tilstrekkelig kartlagt til at vi kan legge denne til grunn her. Muligheten for at slike metoder skal vise seg relativt attraktive, er heller ikke noe argument mot å iverksette stans i nydyrking i dag. Stans i dag kan senere modifiseres ved å gi unntak for dyrking av grunn myr ved omgraving der dette er mulig.

Referansebanen forutsetter 4 000 dekar nydyrket myr per år og en lik fordeling mellom grunn og djup myr. Omfanget er nærmere diskutert i Bárcena & al. (2016). Det foreligger ikke statistikk over hvor mye myr som er nydyrket de siste årene. I følge KOSTRA (Kommune-Stat-Rapportering) ble det godkjent ca. 18 000 dekar til nydyrking de to siste årene. Statistikken sier imidlertid ikke noe om hvor stor andel av dyrkingsplanene som faktisk er gjennomført. Det reelle arealet kan derfor være lavere. Det

foreligger heller ikke statistikk over hvor stor del av det godkjente arealet som er myr. Dersom andel myr er den samme av nydyrket jord som i totalt dyrkbar jord, kan andelen anslås til 37 prosent av nydyrket jord. I så fall kan arealet med nydyrket myr de siste årene ha vært bortimot 6 000 dekar per år.

Det er usikkert om den framtidige nydyrkingen ville fortsatt i samme omfang som dyrkingen de siste årene. En kan ikke utelukke at forslag om restriksjoner har ført til en midlertidig økning i nydyrking. Framtidig nydyrking av myr er også, som nevnt, betinget av behovet for grasareal, siden dyrket myr hovedsakelig blir brukt til grasproduksjon i Norge. Behovet for grasareal er, som nevnt, betinget av flere faktorer, først og fremst behovet for melkeprodukter, intensiteten i melkeproduksjonen, produksjon av kjøtt av storfe og sau og avlingsnivået i grasdyrkingen. Forbruket av melk og melkeprodukter forventes å gå ned i årene framover, mens ytelsen per melkeku forventes å øke. Til tross for økt befolkning ventes antall melkekyr å bli redusert med ca. 20 prosent fram til 2050. Økt melkeytelse forutsetter også mer kraftfôr og mindre grovfôr per melkeku. Som en følge av færre melkekyr og redusert grovfôrmengde per ku, vil behovet for grasareal reduseres betydelig. Færre melkekyr vil også føre til redusert kjøttproduksjon i kombinasjon med melkeproduksjon. Behovet for grasareal vil derfor også være bestemt av i hvilken grad denne reduksjonen i kjøttproduksjonen blir kompensert med økt produksjon av storfekjøtt basert på ammekyr. Som følge av et sannsynlig redusert behov for grasareal kan en argumentere for at framtidig nydyrking av myr ville blitt lavere enn nydyrkingen de siste årene.

Det er imidlertid ikke behovet og den samfunnsøkonomiske lønnsomheten som avgjør omfanget av nydyrking. Som vist kan nydyrking under visse forutsetninger være lønnsomt for grunneiere i dag uten at det kan dokumenteres et tilsvarende behov. Det er derfor mulig at det dyrkes myr som vi ikke trenger for å øke grovfôrbasert matproduksjon i Norge fordi rammebetingelser ikke er tilpasset ut fra samfunnets behov for økt grovfôrareal.

I beregningene er det forutsatt en lik fordeling mellom grunn og djup myr, mens Bárcene & al. antok 34 prosent grunn og 66 prosent dyp myr. Fordelingen er usikker. Som følge av myrsynkingen vil myr ha en begrenset levetid etter dyrking før den er omdannet til mineraljord. Grunn myr, som har en maksimum torvdybde på 100 cm, vil å ha en maksimum levetid på vel 40 år til den har blitt mineraljord, når den årlige synkingen er 1,63 cm. Ved at andelen grunn jord er noe økt er de anslått utslippene fra nydyrking også noe redusert.

Vi har heller ikke for dette tiltaket vurdert selve virkemiddelbruken og virkemiddelkostnaden. Tiltaket er imidlertid formulert som et forbud i utgangspunktet og må antagelig anses som gjennomførbart f.eks. ved en endring i Forskrift om nydyrking (<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/1997-05-02-423>).

Litteratur

- Arnoldussen, Arnold H.; Magnar Forbord, Arne Grønlund, Margaret Eide Hillestad, Klaus Mittenzwei, Ivar Pettersen og Torbjørn Tufte. *Økt matproduksjon på norske arealressurser*. Rapport 6-2014
- Bárcena, Teresa G., Arne Grønlund, Øyvind Hoveid, Gunnhild Søgaard, Roar Lågbu (2016). *Kunnskapsgrunnlag om nydyrking av myr. Sammenstilling av eksisterende kunnskapsgrunnlag om nydyrking av myr og synliggjøring av konsekvenser ved ulike reguleringstiltak*. NIBIO rapport 2/43/2016
- Bjerkestrand, M. (2016): Sammenstilling av modellene «Eksempelgård svin, med IN støtte» og «Transportkostnad biorest og gjødsel». Østfoldforskning, konfidensiell arbeidsrapport, AR 05.16.
- Brekke, A., (2016): Alternativer til diesel for kjøretøy til avfallsinnsamling - Miljøprestasjon og erfaringer. AR.03.16. Rapport fra Østfoldforskning.
- Farsund, Arild Aurvåg; Frode Veggeland (2016) Rammer og handlingsrom for norsk jordbrukspolitikk. I Hegrenes, Agnar; Klaus Mittenzwei, Sjur Spildo Prestegard (2016) *Norsk jordbrukspolitikk. Handlingsrom i endring*. Vigmostad & Bjørke AS. Bergen. 2016
- ForMat-konferansen 2016, innlegg om Pilotstudie i Scandic (<http://matsvinn.no/wp-content/uploads/2016/10/10-Scandic-case-ForMat-2016.pdf>).
- Fæhn, Taran, Karl Jacobsen og Birger Strøm (2010): *Samfunnsøkonomiske kostnader ved klimamål for 2020. En generell modelltilnærming*. Oppdragsrapport til Klimakur 2020.
- Grønlund, Arne (2015) Vurdering av klimatiltak i jordbruket Beregnet reduksjon av klimagassutslipp av ulike tiltak innen 2050. Bioforsk rapport, vol 10 nr. 24, 2015
- Grønlund, Arne, Katrin Knoth de Zarruk og Daniel P. Rasse (2010) *Klimatiltak i jordbruket – binding av karbon i jordbruksjord*. Bioforsk rapport 5/2010
- Grønlund, A, og O.M. Harstad (2014) *Klimagasser fra jordbruket. Kunnskapsstatus om utslippskilder og tiltak for å redusere utslippene*. Bioforsk Rapport Vol. 9 Nr. 11, 2014.
- Grønlund, A., Svendgård-Stokke, S., Hoveid, Ø. 2013. Grunnlag for prioritering av områder til nydyrking. Bioforsk Rapport 151/2013, ISBN-nr 978-82-17-01165-1. 97 s.
- Hagman, R., Amundsen A., H., (2013): Utslipp fra kjøretøy med Euro 6/VI teknologi. TØI rapport 1259/2013. <https://www.toi.no/getfile.php?mmfileid=32415>
- Helsedirektoratet (2015) Utviklingen i norsk kosthold 2015. Utgitt: 11/2015
- Hovland, J. (2016): E-post kommunikasjon november 2016. Sjefsforsker, Tel-Tek. E-post: Jon.Hovland@tel-tek.no
- KLIF (2010) Klimakur2020 – sektornotat for jordbruk, Rapport TA2593/2010,
- KLIF 2013 Underlagsmateriale for tverrsektoriell biogass-strategi Rapport TA3020/2013. Klima og miljødirektoratet, 2013
- Klimakur (2010). *Klimakur2020. Tiltak og virkemidler for å nå norske klimamål mot 2020*. Klima- og forurensingstilsynet, Norges Vassdrag- og energidirektoratet, Oljedirektoratet, Statistisk sentralbyrå og Statens vegvesen. TA2590, 2010.
- Kårstad, S. (2015) Mat og industri 2015. Status og utvikling i norsk matindustri. Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) (16089). http://matogindustri.no/matogindustri/dokument/Mat_og_industri_2015.pdf
- LMD (2016). *Landbruk og klima – utredning fra arbeidsgruppe*. Avgitt 19. februar 2016.

- Skjeggedal, Terje; Vegard Gundersen, Kjell A. Harvold og Odd Inge Vistad: Frivillig vern av skog - evaluering av arbeidsformen. Samarbeidsrapport NIBR/NINA 2010
- Lyng, K.-A., Modahl, I.S., Morken, J., Briseid, T., Vold, B. I., Hanssen, O. J., Sørby, I., (2011): Modeller for beregning av klimanytte- og verdikjedeøkonomi for biogassproduksjon. Matavfall og husdyrgjødsel. OR 25.11. Rapport fra Østfoldforskning. ISBN 978-82-7520-653-2, 82-7520-653-7. <http://ostfoldforskning.no/publikasjon/modeller-for-beregning-av-klimanytte-og-verdikjedeøkonomi-forbiogassproduksjon-matavfall-og-husdyrgjødsel-676.aspx>
- Meld. St. 09 (2011-2012) Velkommen til bords. Melding om landbrukspolitikken
- Meld. St. 21 (2011–2012). Norsk klimapolitikk
- Meld. St. 12 2012–2013 Perspektivmeldingen 2013
- Meld. St. 11 2016–2017. Endring og utvikling. Melding om jordbrukspolitikken
- Meld. St. 29 2016-2017. Perspektivmeldingen 2017
- Miljødirektoratet (2013) Handlingsplan for kortlevde klimadrivere. Rapport M89/2013
Miljødirektoratet 2013 Klima og miljødirektoratet, 2010
- Miljødirektoratet (2013): Underlagsmateriale til tverrsektoriell biogass-strategi.
<http://www.miljodirektoratet.no/old/klif/publikasjoner/3020/ta3020.pdf>
- Miljødirektoratet (2015) Klimatiltak og utslippsbaner mot 2030. Kunnskapsgrunnlag for lavutslippsutvikling RAPPORT M386/2015
- Miljødirektoratet (2015b) Klimatiltak mot 2030 - klimaeffekt på kort sikt og helseeffekter. Rapport M438/2015
- Mittenzwei, Klaus (2016): TTIP, jordbruk og matindustri: Modellbasert konsekvensanalyse av norske
- Modahl, I.S., Lyng, K.-A., Møller, H., Stensgård, A., Arnøy, S., Morken, J., Briseid, T., Hanssen, O.J. og Sørby, I. (2015): Biogassproduksjon fra matavfall og møkk fra ku, gris og fjørfe. Status 3014 (fase III) for miljønytte og verdikjedeøkonomi for den norske biogassmodellen BioValueChain. Østfoldforskning AS, OR 34.14, januar 2015.
<http://ostfoldforskning.no/publikasjon/biogassproduksjon-fra-matavfall-og-gjødsel-fra-ku-gris-og-fjorfestatus-2014fase-iii-for-miljo>
- NOU 2015: 15, Sett pris på miljøet. Rapport fra Grønn skattekommisjon
- NOU 2007: 8. En vurdering av særavgiftene.
- NOU 2013: 10 Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester
- Raadal, H., L., Stensgård, A., E., Lyng, K., A., Hanssen, O., J. (2016). Vurdering av virkemidler for økt utsortering av våtorganisk avfall og plastemballasje. Rapport for Miljødirektoratet. OR. 01.16. Østfoldforskning AS.
<http://www.miljodirektoratet.no/Documents/publikasjoner/M522/M522.pdf>
- Ramjerdi, F., Flügel, S., Samstad H., Killi, M. (2010). Den norske verdsettingsstudien for tid. TØI rapport 1053B/2010. <https://www.toi.no/getfile.php?mmfileid=16693>
- Ranby, S. (2016): Biogass - samfunnsøkonomisk lønnsomt? En casestudie. Masteroppgave i samfunnsøkonomi. Økonomisk institutt, Universitetet i Oslo. <http://www.duo.uio.no/>

- Rålm, P., C., (2015) Forbrukere - Velkommen til bords. Forbrukerperspektiv på markedsregulering for norske jordbruksvarer. Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning, Notat 4 – 2015.
<http://nilf.no/publikasjoner/Notater/2015/forbrukere-velkommen-til-bords-forbrukerperspektiv-pa-markedsregulering-for-norske-jordbruksvarer>
- Rålm, Per Christian (2015) *Forbrukere – «Velkommen til bords» Forbrukerperspektiv på markedsregulering for norske jordbruksvarer*. NILF, NOTAT 2015–4
- St.meld. nr. 39 (2008–2009) Klimautfordringene – landbruket en del av løsningen
- Statens Vegvesen (2014): Konsekvensanalyser - V712 i Statens vegvesens håndbokserie.
http://www.vegvesen.no/attachment/704540/binary/1132472?fast_title=H%C3%A5ndbok+V712+Konsekvensanalyser.pdf
- Stensgård, A., Hanssen, O., J. (2016). Matsvinn i Norge 2010-2015 - Sluttrapport fra ForMat-prosjektet. OR.17.16. Østfoldforskning AS. <http://matsvinn.no/wp-content/uploads/2016/09/ForMat-rapport-2016.-Sluttrapport.pdf>
- Stensgård, A., Hanssen, O., J. (2016). Matsvinn i Norge 2015 - Status og utviklingstrekk 2009-15. OR.13.15. Østfoldforskning AS. <http://ostfoldforskning.no/media/1044/766-1.pdf>
- Storlien, T. M., og O.M. Harstad (2015). *Tiltak i husdyrproduksjonen. Potensial for reduksjon i utslipp av lystgass og eterisk metan fra mjølkeproduksjonen*. Rapport på oppdrag fra Miljødirektoratet, 2015.
- GBD 2015 Risk Factors Collaborators (2016) Global, regional, and national comparative risk assessment of 79 behavioural, environmental and occupational, and metabolic risks or clusters of risks, 1990–2015: a systematic analysis for the Global Burden of Disease Study 2015. www.thelancet.com Vol 388 October 8, 2016
- Thuen, Astrid Een og Eivinn Fjellhammer (2016). Samfunnsøkonomiske beregninger av klimagastiltak i melkeproduksjonen. M-638 2016. Agri Analyse. 5.12.2016.
- US Environmental Protection Agency: EPA [https://www.epa.gov/ghgemissions/global-greenhouse-gas-emissions-data#Reference 2](https://www.epa.gov/ghgemissions/global-greenhouse-gas-emissions-data#Reference%20), hentet November 2016
- Weber, C., Hagman, R., Amundsen, A., H. (2015): Utslipp fra kjøretøy med Euro 6/VI teknologi - Resultater fra måleprogrammet i EMIROAD 2014. Transportøkonomisk institutt. Rapportnr. 1405/2015. <https://www.toi.no/getfile.php?mmfileid=40922>
- Øygarden, Lillian, Lars Nesheim, Peter Dörsch, Gustav Fystro, Sissel Hansen, Atle Hauge, Audun Korsæth, Knut Krokann og Ole Kristian Stornes (2009) *Klimatiltak i jordbruket - mindre lystgassutslipp gjennom mindre N-tilførsel til jordbruksareal og optimalisering av dyrkingsforhold*. Bioforsk Rapport Vol. 4 Nr. 175 2009, 2009
- SSB, Statistikkbanken:
- Befolkningsframskrivinger, Tabell: 11168, «Framskrevet folkemengde 1. januar, etter kjønn og alder, i 9 alternativer», «Hovedalternativet, MMMM».
- Familier og husholdninger, Tabell: 10986, «Privathusholdninger og personer i privathusholdninger, etter husholdningstype».
- KOSTRA. Avfall fra husholda. Tabell: 05458, «Avfall og renovasjon – grunnlagsdata».

Tidsbruksundersøkelsen (2010). Tabell: 05994 «Tid brukt til ulike aktiviteter en gjennomsnittsdag blant alle, etter kjønn og alder (timer og minutter)», «Kjøp av varer og tjenester».

Forbruksundersøkelsen (2012). Tabell: 10235, «Utgift per husholdning per år, etter vare- og tjenestegruppe». Tabell: 10249, «Forbrukte mengder av mat- og drikkevarer per person per år, etter varegruppe (kg/liter)».

Tabellvedlegg

Referansebane: Husdyrtall og befolkningsvekst, forbruk

	2013	2020	2030	2040	2050
Antall melkekyr	225 163	178 189	164 272	159 323	161 545
Antall ammekyr	71 834	87 394	109 894	123 644	133 644
Antall andre storfe	297 322	268 654	272 672	279 003	289 947
Antall sau totalt	1 331 683	1 410 022	1 510 404	1 590 811	1 654 544
Antall sau>1 år	689 345	721 763	772 309	812 543	844 182
Antall sau<1 år	642 338	688 259	738 095	778 268	810 361
Antall avlssvin totalt	95 964	94 647	101 191	106 553	110 935
Antall voksne purker	53004	54 908	57 099	59 291	61 483
Antall ungpurker	42 960	42 956	45 956	48 423	50 447
Antall slaktesvin	466 925	483 411	521 741	554 603	582 894
Antall verpehøner	4 216 858	4 387 793	4 709 351	4 970 512	5 181 337
Antall kyllinger	12 285 795	11 816 683	13 252 875	14 230 857	15 087 248
Antall slaktekyllinger	11 061 440	10 679 876	12 032 758	12 943 077	13 744 847
Antall livkyllinger	1 224 355	1 136 807	1 220 117	1 287 780	1 342 401
Melkeytelse, kg melk	7 741	8559	9483	9946	9946
Melkeproduksjon, mill. liter	1 518	1 641	1 693	1 687	1 602
Relativ slaktevekt storfe	1,00	1,02	1,03	1,05	1,10

Relativt forbruk

Melk	1,00	0,80	0,75	0,72	0,70
Kjøtt ammeku	1,00	1,13	1,32	1,42	1,55
Kjøtt sau	1,00	0,97	0,95	0,94	0,94
Kjøtt svin	1,00	0,95	0,94	0,94	0,94
Kjøtt fjørfe	1,00	0,90	0,93	0,96	0,98
Egg	1,00	0,95	0,93	0,93	0,93

Folketall, millioner	5,05	5,51	6,04	6,40	6,68
Relativt folketall	1,00	1,09	1,19	1,27	1,32

Utslipp i referansebane

Utslipp, 1000 tonn CO ² -ekv	Med CO ₂ fra dyrka mark					Uten CO ₂ fra dyrka mark				
	2013	2020	2030	2040	2050	2013	2020	2030	2040	2050
Husdyr - fordøyelse	2 154	2 020	2 109	2 188	2 290	2 154	2 020	2 109	2 188	2 290
Husdyrgjødsel	816	762	797	828	870	816	762	797	828	870
Mineralgjødsel	452	413	437	448	472	452	413	437	448	472
Biologisk N fiksering	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Restavlinger	63	60	64	67	70	63	60	64	67	70
Nedfall av ammoniakk	83	78	82	85	90	83	78	82	85	90
Avrenning	327	300	320	331	348	327	300	320	331	348
Avløpsslam	9	9	10	11	11	9	9	10	11	11
Halmbrenning	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1
Dyrka myr	2 310	2 218	2 098	1 992	1 898	397	381	360	342	326
Dyrka mineraljord	150	138	148	154	163	0	0	0	0	0
Sum	6 365	5 999	6 066	6 105	6 214	4 301	4 024	4 181	4 301	4 479

Matforbruk i forhold til 2013 i referansebane	2013	2020	2030	2040	2050
Av dagens energiforbruk	100,0 %	94,1 %	94,1 %	93,4 %	93,1 %
Av dagens proteinforbruk	100,0 %	92,5 %	92,3 %	91,6 %	91,7 %
Endret kjøttforbruk	0,0 %	-8,8 %	-9,5 %	-9,1 %	-7,3 %
Endret forbruk av storfekjøtt	0,0 %	-16,3 %	-19,7 %	-20,7 %	-16,5 %
Endret forbruk av rødt kjøtt (inkl. svin)	0,0 %	-9,2 %	-11,5 %	-11,8 %	-9,9 %
Endret forbruk av rødt kjøtt (ekskl. svin)	0,0 %	-13,5 %	-16,6 %	-17,6 %	-14,3 %

Tiltak: Fra storfekjøtt til vegetabilier og fisk

Utslippsendring CO ₂ ekv. i forhold til referansebanen	Med CO ₂ fra dyrka mark				Uten CO ₂ fra dyrka mark			
	2020	2030	2040	2050	2020	2030	2040	2050
Husdyr - fordøyelse	87	245	377	511	87	245	377	511
Husdyrgjødsel	25	70	108	149	25	70	108	149
Mineralgjødsel	10	28	44	62	10	28	44	62
Biologisk N fiksering	0	0	0	0	0	0	0	0
Restavlinger	1	4	6	8	1	4	6	8
Nedfall av ammoniakk	2	6	9	13	2	6	9	13
Avrenning	8	23	35	50	8	23	35	50
Avløpsslam	0	0	0	0	0	0	0	0
Halmbrenning	0	0	0	0	0	0	0	0
Fossilt brennstoff	11	31	48	68	11	31	48	68
Dyrka myr	0	0	0	0	0	0	0	0
Dyrkia mineraljord	4	11	17	25	0	0	0	0
Sum	136	387	597	817	133	376	579	793

Relativt matforbruk I tiltak	2020	2030	2040	2050
Kornprodukter	1,005	1,012	1,017	1,024
Poteter	1,005	1,012	1,017	1,024
Grønnsaker	1,005	1,012	1,017	1,024
Frukt og bær	1,005	1,012	1,017	1,024
Melk og kjøtt storfe komb. melk	0,802	0,748	0,718	0,697
Kjøtt ammekyr	0,914	0,743	0,571	0,400
Lammekjøtt	0,971	0,949	0,943	0,940
Svinekjøtt	0,949	0,935	0,938	0,944
Fjørfekjøtt	0,897	0,931	0,957	0,978
Egg	0,954	0,935	0,930	0,929
Fisk	1,005	1,012	1,017	1,024
Sukker	1,000	1,000	1,000	1,000

Matforbruk, avvik fra referansebane	2020	2030	2040	2050
Av dagens energiforbruk, Mj	0,02 %	0,02 %	0,00 %	0,04 %
Av dagens proteinforbruk, kg	-0,28 %	-0,78 %	-1,17 %	-1,55 %
Endret kjøttforbruk, kg	-1,45 %	-3,80 %	-5,58 %	-7,55 %
Endret forbruk av storfekjøtt, kg	-5,50 %	-14,45 %	-21,21 %	-28,71 %
Endret forbruk av rødt kjøtt (inkl. svin), kg	-2,13 %	-5,59 %	-8,21 %	-11,10 %
Endret forbruk av rødt kjøtt (ekskl. svin), kg	-4,35 %	-11,42 %	-16,76 %	-22,68 %

Utslipp, differanse i forhold til refbane, 1000 tonn CO ₂ -ekv	Med CO ₂ fra dyrka mark				Uten CO ₂ fra dyrka mark			
	2020	2030	2040	2050	2020	2030	2040	2050
Husdyr - fordøyelse	87	245	377	511	87	245	377	511
Husdyrgjødsel	25	70	108	149	25	70	108	149
Mineralgjødsel	10	28	44	62	10	28	44	62
Biologisk N fiksering	0	0	0	0	0	0	0	0
Restavlinger	1	4	6	8	1	4	6	8
Nedfall av ammoniakk	2	6	9	13	2	6	9	13
Avrenning	8	23	35	50	8	23	35	50
Avløpsslam	0	0	0	0	0	0	0	0
Halmbrenning	0	0	0	0	0	0	0	0
Fossilt brennstoff	11	31	48	68	11	31	48	68
Dyrka myr	0	0	0	0	0	0	0	0
Dyrka mineraljord	4	11	17	25	0	0	0	0
Sum	136	387	597	817	133	376	579	793

Tiltak Redusert matsvinn

Utslipp, differanse i forhold til refbane, 1000 tonn CO ₂ -ekv	Med CO ₂ fra dyrka mark				Uten CO ₂ fra dyrka mark			
	2020	2030	2040	2050	2020	2030	2040	2050
Husdyr - fordøyelse	148	169	178	185	148	169	178	185
Husdyrgjødsel	0	4	5	5	0	4	5	5
Mineralgjødsel	0	2	2	2	0	2	2	2
Biologisk N fiksering	0	0	0	0	0	0	0	0
Restavlinger	0	0	0	0	0	0	0	0
Nedfall av ammoniakk	0	0	0	1	0	0	0	1
Avrenning	0	2	2	2	0	2	2	2
Avløpsslam	0	0	0	0	0	0	0	0
Halmbrenning	0	0	0	0	0	0	0	0
Fossilt brennstoff	0	3	3	3	0	3	3	3
Dyrka myr	0	0	0	0	0	0	0	0
Dyrka mineraljord	0	1	1	1	0	0	0	0
Sum	0	98	189	196	0	94	188	195

Matforbruk i forhold til 2013

Av dagens energiforbruk, MJ	99,4 %	99,7 %	98,4 %	96,6 %
Av dagens proteinforbruk, kg	98,8 %	98,8 %	97,4 %	95,8 %
Endret kjøttforbruk, kg	-1,4 %	-1,4 %	-0,6 %	0,6 %
Endret forbruk av storfekjøtt, kg	-4,6 %	-11,1 %	-13,3 %	-10,6 %
Endret forbruk av rødt kjøtt (inkl. svin), kg	-5,1 %	-10,6 %	-12,6 %	-11,9 %
Endret forbruk av rødt kjøtt (ekskl. svin), kg	-4,6 %	-10,8 %	-13,0 %	-11,0 %

Tiltak: Stans i myr dyrking

Utslipp, differanse i forhold til referansebane, 1000 tonn CO ₂ -ekv	Med CO ₂ fra dyrka mark				Uten CO ₂ fra dyrka mark			
	2020	2030	2040	2050	2020	2030	2040	2050
Husdyr - fordøyelse	0	0	0	0	0	0	0	0
Husdyrgjødsel	0	0	0	0	0	0	0	0
Mineralgjødsel	0	0	0	0	0	0	0	0
Biologisk N fiksering	0	0	0	0	0	0	0	0
Restavlinger	0	0	0	0	0	0	0	0
Nedfall av ammoniakk	0	0	0	0	0	0	0	0
Avrenning	0	0	0	0	0	0	0	0
Avløpslam	0	0	0	0	0	0	0	0
Halmbrenning	0	0	0	0	0	0	0	0
Fossilt brennstoff	0	0	0	0	0	0	0	0
Dyrka myr	41	171	290	608	7	29	50	104
Dyrka mineraljord	0	-1	-1	-3	0	0	0	0
Sum	41	171	289	605	7	29	50	104

NOTATER

NOTATER

Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO) ble opprettet 1. juli 2015 som en fusjon av Bioforsk, Norsk institutt for landbruksøkonomisk forskning (NILF) og Norsk institutt for skog og landskap.

Bioøkonomi baserer seg på utnyttelse og forvaltning av biologiske ressurser fra jord og hav, fremfor en fossil økonomi som er basert på kull, olje og gass. NIBIO skal være nasjonalt ledende for utvikling av kunnskap om bioøkonomi.

Gjennom forskning og kunnskapsproduksjon skal instituttet bidra til matsikkerhet, bærekraftig ressursforvaltning, innovasjon og verdiskaping innenfor verdikjedene for mat, skog og andre biobaserte næringer. Instituttet skal levere forskning, forvaltningsstøtte og kunnskap til anvendelse i nasjonal beredskap, forvaltning, næringsliv og samfunnet for øvrig.

NIBIO er eid av Landbruks- og matdepartementet som et forvaltningsorgan med særskilte fullmakter og eget styre. Hovedkontoret er på Ås. Instituttet har flere regionale enheter og et avdelingskontor i Oslo.

