

Klimatiltak: Metoder for å beregne kostnader og virkemidler

Sofie Waage Skjeflo og Haakon Vennemo

VISTA ANALYSE AS



For Klima- og miljødepartementet
og Finansdepartementet

Dokumentdetaljer

Vista Analyse AS	Rapport nummer 2017/10
Rapporttittel	Klimatiltak: Metoder for å beregne kostnader og virkemidler
ISBN	978-82-8126-325-3
Forfatter	Sofie Waage Skjeflo og Haakon Vennemo
Dato for ferdigstilling	28.06.2017
Prosjektleder	Sofie Waage Skjeflo
Kvalitetssikrer	Annegrete Bruvoll og Ingeborg Rasmussen
Oppdragsgiver	For Klima- og miljødepartementet og Finansdepartementet
Tilgjengelighet	Offentlig
Publisert	www.vista-analyse.no
Nøkkelord	Tiltaksanalyser, klimatiltak, virkemiddelkostnader, samfunnsøkonomisk analyse

Forord

Vista Analyse har på oppdrag fra Klima- og miljødepartementet og Finansdepartementet utredet spørsmål knyttet til metoder for å beregne kostnader ved tiltak for å redusere norske klimagassutslipp. Formålet har blant annet vært å vurdere og komme med anbefalinger til hvordan metoden for beregning av tiltakskostnader kan videreutvikles og forbedres, samt hvordan tiltakskostnader kan videreutvikles for å brukes i virkemiddelvurderinger. Gitt prosjektets ressursramme, må arbeidet vurderes som et første steg i drøftingen av disse problemstillingene med foreløpige konklusjoner.

Bente Støholen har vært vår kontaktperson hos oppdragsgiverne. Vi har fått nyttige og gode innspill fra både oppdragsgiver og Are Lindegaard, Kenneth Birkeli og Borge Håmsø hos Miljødirektoratet underveis i arbeidet.

Rapporten er utarbeidet uten noen form for bindinger fra oppdragsgivers side.

Oslo, 28. juni 2017

Prosjektleder

Sofie Waage Skjeflo

Vista Analyse AS

Innhold

Forord	1
Sammendrag og konklusjoner	5
1. Innledning	11
2. Vurdering av metodikk for tiltaksanalyser	13
2.1 Overordnet metodikk og prinsipper for samfunnsøkonomiske analyser	13
2.2 Eksisterende utredninger av tiltakskostnader	15
2.3 Eksempel: Kostnader ved innfasing av elbiler	19
2.4 Eksempel: Redusert matsvinn	23
2.5 Konklusjon og behov for videre arbeid	26
3. Hvordan kan beregnede tiltakskostnader brukes i virkemiddelvurderinger? 29	
3.1 Privatøkonomiske tiltakskostnader	29
3.2 Gjennomsnittlige og marginale insentiver	31
3.3 Konklusjon og behov for videre arbeid	33
4. Tiltaksanalyser og makroøkonomiske modeller	34
4.1 Karakteristika ved samfunnsøkonomiske tiltaksanalyser	34
4.2 Karakteristika ved modellanalyser av tiltak	34
4.3 Bottom-up informasjon i økonomiske modeller	35
4.4 Konklusjon og behov for videre arbeid	39
5. Håndtering av tidsaspektet	40
Referanser	42
Tabeller:	
Tabell 2.1 Kostnader og nytte ved redusert matsvinn ifølge NIBIO (2017)	25
Tabell 4.1 Faksimile av tiltak og tiltakskostnader i prosessindustrien	36
Tabell 4.2 Mulige tiltak i husholdninger, fra TIMES-Norway	38

Figurer:

Figur 2.1 Beregnede merkostnader ved elbil sammenlignet med bensin- eller dieselbil for mindre biler, sammenligning per bil kjøpt i år x.	22
Figur 3.1 Stigende versus konstant marginal tiltakskostnad.	32
Figur 4.1 Kostnader ved å redusere utslipp av CO ₂ ved ulike tiltak	36
Figur 4.2 Kostnadsfunksjoner prosessindustri, petroleum, veitransport	37
Figur 4.3 Tiltakskostnader i bygninger og CES-elasticitet, husholdningssektoren.	38
Figur 5.1 Prinsippkisse av utslippsreduksjon i forhold til perioden 2020-2030.....	40

Sammendrag og konklusjoner

Vi analyserer hvorvidt samfunnsøkonomiske kostnader av klimatiltak er beregnet på en konsistent og holdbar måte i tråd med retningslinjer og krav, i et utvalg av Miljødirektoratets tiltaksanalyser. Vi vurderer også flere spørsmål som angår bruken av tiltakskostnader i videre vurderinger og analyser, blant annet som utgangspunkt for dosering av økonomiske virkemidler. Vi finner at mange tiltak er skjønsmessig vurdert. Det er så langt vi kan se gjort et godt arbeid med de som er nøyere vurdert, men vi ser at konsumentoverskudd kunne vært bedre belyst og at det med fordel kunne gjøres en vurdering av kostnaden ved nødvendig virkemiddelbruk, som i noen tilfeller er vanskelig å skille fra tiltakskostnaden. Det kan se ut til at virkemidler i mange tilfeller må doseres langt kraftigere enn den beregnede samfunnsøkonomiske tiltakskostnaden for å få utløst de tiltakene en ønsker.

Miljødirektoratet har i flere omganger gjort et omfattende arbeid for å samle og presentere tiltak for å redusere klimagassutslipp. Den siste oversikten over tiltak og tiltakskostnader er gitt i rapporten *Klimatiltak og utslippsbaner mot 2030. Kunnskapsgrunnlag for lavutslippsutvikling* (Miljødirektoratet, 2015). Gjennom å beregne den realøkonomiske (samfunnsøkonomiske) kostnaden av slike tiltak, og deres potensiale, er meningen å hjelpe beslutningstakerne til å iverksette de tiltakene som har størst effekt, til lavest kostnad.

Det er imidlertid en rekke spørsmål som melder seg når tiltak for å redusere klimagassutslipp bringes sammen på denne måten. Vista Analyse har fått i oppdrag å utrede følgende punkter på oppdrag fra Klima- og Miljødepartementet og Finansdepartementet:

1. Det bes om en vurdering av metoden Miljødirektoratet har valgt for beregning av samfunnsøkonomiske kostnader til bruk i tiltaksanalyser sammenlignet med andre relevante metoder (for eksempel hva slags kostnader som inkluderes, behandling av tidsdimensjonen, prinsipper for valg av diskonteringsrate osv). En vurdering av fordeler og ulemper ved valgt metodikk og betydningen av usikkerhet i anslagene er også omfattet.
2. Hvilke metodemessige endringer bør gjøres for at Miljødirektoratets tiltakskostnader skal kunne benyttes som grunnlag for å vurdere dosering av økonomiske virkemidler?
3. En sammenligning av tiltaksanalyse som metode sett opp mot bruken av makroøkonomiske modeller (for eksempel LIBEMOD, SNOW) for å vurdere samfunnsøkonomiske kostnader ved utslippsreduksjoner, herunder betydningen av bruk av informasjon av bottom-up analyser i makroøkonomiske modeller). Sammenligningen vil være av prinsipiell karakter, og ikke gå i detalj på konkrete makroøkonomiske modeller.
4. Hvordan håndtere tidsaspektet i slike analyser når Norge vil stå ovenfor et karbonbudsjett for ikke-kvotepliktige utslipp for perioden 2021 til 2030, og ikke bare en utslippsforpliktelse for et valgt målår?

Fokuset i utredningen har, i tråd med oppdragsavtalen, vært på punkt to, mens det kun er gjort en overordnet vurdering av punkt fire. Ressursrammen begrenser denne rapporten til å være et første steg i drøfting av disse spørsmålene. Likevel vil vi antyde noen viktige konklusjoner.

Forholdsvis få tiltak er inngående vurdert ved hjelp av kvantitative samfunnsøkonomiske metoder

Miljødirektoratet opplyser at de har hatt som mål å tydelig markere hvor de selv har gjennomført oppdaterte kostnadsberegninger, og hvor de har gjort skjønsmessige vurderinger basert på tidligere erfaringer og arbeid, blant annet fordi det er krevende å anslå kostnadsutvikling fram mot 2030. I flertallet av tiltakene vi har sett på i denne gjennomgangen er kostnadene skjønsmessig vurdert. Det betyr at kostnader og forutsetninger strengt tatt er vanskelige å sammenlikne, og det er vanskelig å vurdere om det er brukt en konsistent metodikk. Det ligger i skjønnets natur at tankeprosessene bak i stor grad er skjult for andre enn den som utøver skjønnet.

Vi vil for ordens skyld peke på at det krever ukeverk, hvis ikke månedsverk å utrede ett eneste tiltak på en faglig tilfredsstillende måte. Det er ikke å vente at Miljødirektoratet har kapasitet til å undersøke et stort antall tiltak på kort tid. Vi har inntrykk av at stadig flere tiltak utredes ved hjelp av samfunnsøkonomiske analyser, slik at det over tid vil vokse frem et større materiale av velundersøkte tiltak.

Konsumentoverskudd og virkemidler er kritiske punkter

Vi har fått opplyst at det er tiltak innen jordbruk og transport som i størst grad er beregnet ved hjelp av kvantitative samfunnsøkonomiske metoder, og har derfor konsentrert vår utredning til disse. Retningslinjer og rundskriv om samfunnsøkonomisk analyse gir mange råd og noen krav til hvordan slike analyser skal gjennomføres. Kravene dreier seg om diskonteringsrente (fire prosent), priser (markedspriser med fratrukk og tillegg for skatter og avgifter alt ettersom), skattefinansieringskostnad (20 prosent) osv. Rådene dreier seg om behandling av priser over tid, prosjektets levetid, liv, helse og miljø, konsumentoverskudd osv.

I de tiltakene vi har hatt anledning til å se på, finner vi at de fleste *kravene* til samfunnsøkonomisk analyse er fulgt. Et mulig unntak gjelder skattefinansieringskostnaden, som så vidt vi kan forstå er utelatt fra de to tiltakene vi har vurdert spesielt. Skattefinansieringskostnaden skal ifølge veiledning legges på tiltakenes netto finansieringskostnad. Det kan være uklart hvilken finansieringskostnad som er knyttet til hvert av tiltakene, og dette kommer i noen grad an på virkemidlene som er brukt. Det virker likevel lite sannsynlig at ingen av tiltakene krever offentlig finansiering.

Vi finner derimot at *rådene* ikke alltid er fulgt opp på en god måte. Etter vår vurdering er virkningen av tiltak på konsumentoverskudd til dels svakt behandlet. For eksempel finner en underlagsutredning fra NIBIO (2017) at det er samfunnsøkonomisk lønnsomt om husholdningene reduserer matsvinn. Det går fram av utredningen at det meste av denne gevinsten tilfaller husholdningene selv. Et naturlig, kritisk spørsmål er da hvorfor det ikke skjer, når det er lønnsomt? Det kan selvfølgelig hende det har med vanetenkning å gjøre. Men det kan også hende at det påvirker konsumentoverskuddet negativt om en spiser brød fra i går og salat fra i forrige uke istedenfor fersk mat. Dette er ikke vektlagt i underlagsutredningen. Det er flere slike eksempler.

Et annet svakt punkt, slik vi ser det, gjelder forholdet mellom tiltak og virkemidler. Etter vår vurdering bør kostnaden knyttet til et tiltak inkludere (mer)kostnaden av det virkemiddelet som implementerer tiltaket på den mest kostnadseffektive måten. I lærebokmodeller innen miljøøkonomi kan denne kostnaden være null, for eksempel når tiltak implementeres ved hjelp av en treffsikker miljøavgift, men i praksis er kostnaden ofte større enn null, selv ved det mest kostnadseffektive tiltaket, fordi en ikke har en fullgod indikator å legge virkemiddelet på. For eksempel kan redusert

matsvinn bidra til lavere CO₂-utslipp, men det er ikke mulig å legge et virkemiddel direkte på matsvinnets CO₂-effekt.

De to momentene vi peker på, er beslektet, fordi virkemidlers kostnad kan ligge i å spise av konsumentoverskuddet. Et klassisk eksempel er parkeringsrestriksjoner, som så å si bare koster konsumentoverskudd. Transportfeltet er fullt av slike eksempler. Dersom en ikke tar fullgodt hensyn til konsumentoverskudd i utgangspunktet, er det vanskeligere å vurdere den uomgjengelige kostnaden som er knyttet til det mest kostnadseffektive virkemiddelet. Vi ser altså at i det i flere tiltak er vanskelig å gjøre en god vurdering av virkningen av tiltaket på konsumentoverskuddet uten å ta hensyn til hvilket virkemiddel som utløser tiltaket. I slike tilfeller kan det være mer nyttig å gjøre en helhetlig samfunnsøkonomisk analyse av kombinasjoner av ulike virkemiddel og tiltak, for å vurdere den faktiske samfunnsøkonomiske kostnaden og det reelle potensialet for utslippsreduksjoner.

Miljødirektoratet har plassert sine tiltak i kostnadskategorier, under 500 kroner, 500-1500 kroner og over 1500 kroner per tonn CO₂. Det betyr at det er rom for unøyaktighet i vurderingene så lenge tiltak havner i rett kategori. I tillegg er tiltakene utstyrt med merkelappene mindre, middels og mer krevende, noe som på en uformell måte kan beskrive kostnadene knyttet til virkemiddelbruk og/eller virkninger på konsumentoverskudd.

Flere momenter trekker i retning av å overdosere virkemidler i forhold til realøkonomisk tiltakskostnad

Den samfunnsøkonomiske læreboka tilsier at alle tiltak med marginalkostnad opp til x kroner per tonn realiseres av et virkemiddel (avgift) som doseres x kroner per tonn. (Vi ser nå bort fra problemet med å finne en indikator a la tonn CO₂ å knytte virkemiddelet til). Det er mange grunner til at dette ikke er riktig i praksis. Disse grunnene er så langt vi kan se, og som påpekt i Miljødirektoratet (2017), følgende:

- Privat sektor har høyere diskonteringsrente enn det offentlige. Tenk på en investering i et tiltak som lånefinansieres. Det offentlige sier i realiteten at realrenten på lånet er fire prosent. I privat sektor er rentekravet ofte høyere. Det gjør tiltaket dyrere for privat sektor enn for det offentlige/samfunnet, og virkemiddelet må doseres kraftigere.
- Privat sektor tar ikke hensyn til positive eksternaliteter dersom de ikke er priset. Det gjelder blant annet virkninger på lokal luftforurensing, som er et problem i norske byer. Konsekvensen er at tiltak som reduserer lokal luftforurensing, fortøner seg dyrere for privat sektor enn for samfunnet, og virkemiddelet må doseres kraftigere.
- Privat sektor kan mangle informasjon, eller ha kostnader ved å skaffe seg informasjonen samfunnet/analytikeren innehar. Dette momentet har historisk blant annet blitt brukt til å forklare hvorfor lønnsomme energieffektiviseringstiltak ikke blir gjennomført. Konsekvensen er at virkemiddelet må doseres kraftigere.
- Privat sektor er heterogen. Blant de man ønsker å påvirke med et tiltak har man enkelte som trenger lite overtalelse, for eksempel en lav avgift, mens andre trenger mye overtalelse, det vil si en høyere avgift. Den marginale aktøren trenger dermed et kraftigere dosert virkemiddel enn gjennomsnittsaktpøren. Tiltakskostnadene i Miljødirektoratets utredninger er gjennomsnittlige tiltakskostnader, som dermed reflekterer kostnaden for gjennomsnittsaktpøren (med forbeholdene nevnt i de tre punktene over). For å overtale den marginale aktøren, må virkemiddelet doseres kraftigere.

Hvert av disse momentene fører til at et virkemiddel knyttet til utslippsreduksjon per tonn må doseres kraftigere enn den realøkonomiske (samfunnsøkonomiske) tiltakskostnaden per tonn. For eksempel antas det i utredningen av tiltaket elbil at den marginale bilisten trenger et incentiv som er dobbelt så stort som gjennomsnittsbilisten. Det kommer andre elementer inn når man beregner tiltakskostnad, men om en tar kompensasjonskravet til bilisten som utgangspunkt, må virkemiddelet doseres dobbelt så høyt som tiltakskostnaden, bare av hensyn til dette momentet. Konsistent med dette ser vi at virkemidlene for å overtale bilistene til å kjøpe og kjøre elbil er meget sterke, selv om tiltakets kostnad som beregnet av Miljødirektoratet ikke er spesielt høy.

Vi har også regnet på hva det vil si å finansiere en investering over 20 år ved en diskonteringsrente på 10 prosent istedenfor det samfunnsøkonomiske kravet på fire prosent. Det gir en privatøkonomisk kostnad som er 60 prosent høyere enn den samfunnsøkonomiske. I dette tilfellet må altså virkemiddelet doseres 60 prosent høyere enn tiltakskostnaden.

Disse regneeksemplene antyder at virkemidler kan måtte doseres langt høyere enn tiltakskostnaden for å oppnå den ønskede effekten. I tillegg kommer at virkemidler ikke nødvendigvis kan legges rent og rett på utslipp.

Oppsummering av anbefalinger

Vurdering av fordeler og ulemper med valgt metodikk, vurdering av usikkerheten i anslagene

Våre anbefalinger er basert på en gjennomgang av tiltak innen transport og jordbruk, og en spesielt grundig gjennomgang av de to tiltakene som er mest oppdatert i de senere utredningene. Utredningene av de fleste tiltakene er basert på en kombinasjon av informasjon fra tidligere studier og skjønnsmessige vurderinger, hvor det etter vår oppfatning flere steder er uklart hvilken informasjon man har fra eventuelle underlagsrapporter, og hvilke skjønnsmessige vurderinger som er gjort. Dersom vi kun fokuserer på tiltakene hvor det er gjort en kvantitativ beregning av samfunnsøkonomiske tiltakskostnader finner vi at dette for det meste er gjort på en god måte, og vi ser heller ikke at det eksisterer noen alternativ metodikk som ville forbedret informasjonsgrunnlaget. Vi finner imidlertid at metodikken ikke alltid er fulgt i sin helhet, for eksempel mener vi at endringer i konsumentoverskuddet ikke er behandlet på en god nok måte i det ene tiltaket. Vi finner også at det i mange tilfeller vil være svært vanskelig å skille virkemiddel fra tiltak, og at virkningen på konsumentoverskuddet er så avhengig av hvilket virkemiddel som velges, at det i disse tilfellene ikke er hensiktsmessig å presentere rene tiltakskostnader. Vi anbefaler at

- 1) Alle tiltak bør, så langt det er mulig, være utredet ved hjelp av samme metodikk, og følge veiledningen i offentlig tilgjengelige dokumenter.
- 2) Der det er for stor usikkerhet når det kommer til for eksempel teknologisk utvikling bør alle virkninger som ikke kan prissettes eller kvantifiseres tydeliggjøres og eksplisitt nevnes
- 3) Usikkerheten i anslagene bør synliggjøres gjennom for eksempel følsomhetsanalyser
- 4) Tiltaksanalysene bør minst beskrive kostnaden ved det antatt mest kostnadseffektive virkemiddelet.
- 5) Skattefinansieringskostnaden bør inkluderes der den er relevant.

Hvilke metodemessige endringer bør gjøres for at Miljødirektoratets tiltakskostnader skal kunne benyttes som grunnlag for å vurdere dosering av økonomiske virkemidler?

Gitt at den beregnede samfunnsøkonomiske kostnaden inkluderer alle relevante virkninger, vil man måtte justere for følgende elementer for å kunne bruke tiltakskostnaden i virkemiddelvurderinger:

- 1) Justere priser for skatter, avgifter og subsidier
- 2) Justere for eventuelt høyere avkastningskrav i privat sektor
- 3) Justere for eksterne effekter som ikke er internalisert for konsumenter/produsenter
- 4) Justere for barrierer som følger av markedssvikt, for eksempel manglende informasjon

Dersom et økonomisk virkemiddel er basert på en gjennomsnittlig privatøkonomisk tiltakskostnad vil hele utslippsreduksjonspotensialet kun utløses dersom marginalkostnaden er konstant. Dersom marginalkostnaden er stigende, vil kun tiltaket bli utløst for individer med privatøkonomisk tiltakskostnad lavere enn nivået på det økonomiske virkemiddelet. For å gjøre virkemiddelvurderinger for tiltak hvor det er sannsynlig at marginalkostnaden ikke er konstant, kreves det mer kunnskap enn en justert gjennomsnittlig samfunnsøkonomisk kostnad. Vi anbefaler at man i slike tilfeller i tillegg gjør en vurdering av marginalkostnaden for tiltaket, for eksempel basert på empiriske studier av konsumentatferd eller simuleringer i transportmodeller.

I teorien virker det enkelt og logisk å basere virkemiddeldosering på beregnede tiltakskostnader, som justeres for skatter/avgifter, avkastningskrav også videre. Vår kartlegging av tiltaksanalysene som eksisterer viser imidlertid at det kan være vanskelig å beregne gode nok virkemiddelkostnader til at en slik enkel justering vil gi nyttig informasjon om dosering av økonomiske virkemidler. Man kan derfor argumentere for at en kostnadsberegning av tiltak som gjøres helt uavhengig av virkemiddelvurdering er lite hensiktsmessig, og i noen tilfeller kanskje kan føre til at potensialet for utslippsreduksjoner overestimeres.

I tilfeller hvor det er få, eller enkelt kvantifiserbare virkninger på konsumentoverskuddet, kan det være nyttig å vurdere dosering av virkemidler basert på beregnede tiltakskostnader. Slik kunnskapsgrunnlaget er nå, er det imidlertid vanskelig å anbefale en generell tilpasning av beregnede tiltakskostnader for å bruke dem i virkemiddelvurderinger. Uansett mener vi at det i tillegg kreves grundige utredninger av samfunnsøkonomiske kostnader og det reelle potensialet for utslippsreduksjoner som følger av ulike kombinasjoner av tiltak og virkemidler.

1. Innledning

Hovedformålet med dette oppdraget er å bistå Klima- og Miljødepartementet og Finansdepartementet med å vurdere eksisterende metoder for å beregne kostnader knyttet til å redusere klimagassutslipp i ikke-kvotepliktig sektor i Norge. En viktig del av oppdraget er å vurdere hvordan metodikken bør utformes for å bruke tiltaksanalyser som grunnlag for å vurdere virkemidler. Med dette som utgangspunkt har mandatet vært å utrede følgende punkter:

1. Det bes om en vurdering av metoden Miljødirektoratet har valgt for beregning av samfunnsøkonomiske kostnader til bruk i tiltaksanalyser sammenlignet med andre relevante metoder (for eksempel hva slags kostnader som inkluderes, behandling av tidsdimensjonen, prinsipper for valg av diskonteringsrate etc). En vurdering av fordeler og ulemper ved valgt metodikk. Betydningen av usikkerhet i anslagene.
2. Hvilke metodemessige endringer bør gjøres for at Miljødirektoratets tiltakskostnader skal kunne benyttes som grunnlag for å vurdere dosering av økonomiske virkemidler?
3. En sammenligning av tiltaksanalyse som metode sett opp mot bruken av makroøkonomiske modeller (for eksempel LIBEMOD, SNOW) for å vurdere samfunnsøkonomiske kostnader ved utslippsreduksjoner, herunder betydningen av bruk av informasjon av bottom-up analyser i makroøkonomiske modeller). Sammenligningen vil være av prinsipiell karakter, og ikke gå i detalj på konkrete makroøkonomiske modeller.

I tillegg til disse punktene skal oppdragstaker gi en overordnet vurdering av følgende punkt:

4. Hvordan håndtere tidsaspektet i slike analyser når Norge vil stå ovenfor et karbonbudsjett for ikke-kvotepliktige utslipp for perioden 2021 til 2030, og ikke bare en utslippsforpliktelse for et valgt målår?

For å kunne besvare punkt 1 i oppdraget, har vi vurdert det som nødvendig å gjennomgå enkelte av tiltaksanalysene Miljødirektoratet har gjort. Dette er tema for kapittel 2 i rapporten. Å gjennomgå tiltaksanalyser er viktig både for å kunne beskrive metoden som er brukt, og for å kunne vurdere grunnlaget for å bruke Miljødirektoratets tiltakskostnader inn i virkemiddelvurderinger og makroøkonomiske modeller.

Etter vår vurdering viser metoden i analysen seg gjennom de konkrete tiltakene og skal en si noe annet enn det svært overordnede, er det nødvendig å se på tiltakene. Vi ser spesielt på to eksempler, knyttet til elbiler og til redusert matsvinn. Vi peker flere steder på områder hvor det kreves grundigere undersøkelser for å kunne konkludere.

Kommentarer til de øvrige punktene i mandatet følger som kapittel 3, 4 og 5 i rapporten.

2. Vurdering av metodikk for tiltaksanalyser

I dette kapitlet kartlegger og vurderer vi metodikken som er brukt i et utvalg av tiltaksanalyser fra Miljødirektoratet (blant annet i Miljødirektoratet, 2015). Miljødirektoratet opplyser at utslippsreduksjonspotensialet er grundig utredet for de fleste tiltakene, og at tiltakskostnadene er utredet for mange større tiltak, hovedsakelig gjennom eksterne utredninger (Miljødirektoratet, 2017). I det følgende vil vi fokusere på metodikk for å beregne tiltakskostnader, gjennom en vurdering av overordnet metodikk, en skjematisk oversikt over hvilke tiltak det eksisterer utredninger for, og gjennom å se på to eksempler på tiltaksanalyser. På grunn av den begrensede tidsrammen for prosjektet har vi avgrenset oversikten til tiltak innen transport og jordbruk. Innenfor ikke-kvotepiktig sektor eksisterer det også tiltaksanalyser for tiltak innen energiforsyning, bygg, industri og petroleum som ikke er beskrevet her.

2.1 Overordnet metodikk og prinsipper for samfunnsøkonomiske analyser

I følge Miljødirektoratet (Miljødirektoratet, 2016a) tar tiltaksanalysene deres utgangspunkt i Direktoratet for Statlig Økonomistyring (DFØ) sin veileder i samfunnsøkonomiske analyser, Finansdepartementets rundskriv (R-109/2014) samt diverse sektorveiledere, deriblant Vegdirektoratets håndbok V712. Det opplyses også om at metodikken fra Klimakur 2020 (2010) i all hovedsak er videreført (Miljødirektoratet, 2017). I Klimakur 2020 (2010) henvises det også til veilederen i samfunnsøkonomiske analyser (riktignok en tidligere versjon), og at tiltakskostnadene i størst mulig grad skal inkludere investeringskostnader, drifts- og vedlikeholdskostnader, og kostnader forbundet med produksjonstap og endret konsumentoverskudd, inkludert tidskostnader. I henhold til veiledere og rundskriv skal markedsprisene så langt som mulig brukes som grunnlag for kalkulasjonspriser. For tiltak som iverksettes i direkte konkurranse med privat virksomhet, benyttes markedspriser direkte. For andre tiltak prises vareinnsats til markedspris eksklusiv toll og mva, men inklusive avgift som korrigerer for eksterne virkninger. Arbeidskraft prises til brutto reallønn inklusive skatt, arbeidsgiveravgift og sosiale kostnader. Enhetsverdien av liv, helse og tid kan prises inn, og justeres opp i takt med bnp/innbygger. Andre priser justeres normalt ikke fremover i analysen. En realrente på 4 prosent benyttes de første 40 år, senere 3 og 2 prosent dersom tiltaket lever lenger. Tiltakenes levetid beregnes konkret, men der en ikke har annen informasjon, brukes av og til 40 år som levetid. 20 prosent skattefinansieringskostnad benyttes, knyttet til tiltakets netto provenybehov. Dette er altså den grunnleggende metodikken og parametere som Miljødirektoratet opplyser om at blir benyttet. Prosjektets rammer tillater ikke at vi etterprøver om og hvordan metodikken er fulgt på hele katalogen av tiltak, men vi diskuterer eksempler under. I Miljødirektoratet (2015) er tiltakene vurdert i forhold til en felles referansebane som bygger på Nasjonalbudsjettet for 2015.

En samfunnsøkonomisk analyse er et verktøy for å identifisere og synliggjøre virkninger av tiltak for berørte grupper i samfunnet. En samfunnsøkonomisk analyse gir grunnlag for å vurdere hvilke alternative tiltak som kan løse et samfunnsproblem, og hvorvidt fordelene ved et tiltak overstiger ulempene. Analysen skal i størst mulig grad fange opp alle typer virkninger for alle grupper som blir berørt av et tiltak. Hensikten med analysen er å vise om tiltak totalt sett er lønnsomme for samfunnet eller ikke. Nytte-kostnadsanalyser er den mest omfattende analyseformen. I denne

analyseformen verdsettes virkninger i kroner og øre så langt det er faglig forsvarlig. Det vil si at goder og virkninger som ikke omsettes i markedet i noen tilfeller også gis en kroneverdi, for eksempel støy og lokalforurensning. Virkninger man ikke finner det forsvarlig å verdsette i kroner og øre, skal fastsettes i fysiske størrelser så langt det er mulig, og beskrives kvalitativt. Det er viktig at disse virkningene ikke tones ned i vurderingen av samfunnsøkonomisk lønnsomhet (DFØ, 2014).

I samfunnsøkonomiske analyser der hensikten er å beregne kostnad per klimagassutslipp, deles virkningene ofte inn i fire hovedgrupper (Vista Analyse, 2008):

- B: Endringer i konsumentoverskudd for de som berøres direkte av tiltaket.
- P: Endringer i produsentoverskudd for bedrifter som berøres av tiltaket.
- S: Økonomiske virkninger for offentlig sektor.
- M: Virkninger for "tredjepart" *ekskl. klimakostnader*. Her inngår effekter på lokal og global forurensning, støy og ulykker

Det er mulig å dele inn virkningene etter type kostnader i stedet for aktører. Dette er for eksempel gjort i Miljødirektoratets tiltaksanalyse av innfasing av elbiler (Miljødirektoratet, 2016b). Her er virkningene delt inn i virkninger på produksjonskostnader, drift- og vedlikeholdskostnader, kostnader ved infrastruktur og kostnader for bilistene i form av ulemper. Så lenge alle relevante virkninger synliggjøres spiller det ingen rolle om man grupperer virkninger etter aktører eller typer virkninger. Dersom man er interessert i fordelingsvirkninger av tiltak kan det være nyttig med en aktørinndeling.

Størrelsen på virkningen vil også endres over tid, og virkningen i en gitt periode gis fotskrift t , f.eks uttrykker B_t virkninger for konsumentene i periode t .

Da kan samlede virkninger, ekskl. virkninger på klimagassutslipp, av tiltaket (K) i periode t skrives som:

$$(i) K_t = B_t + P_t + S_t + M_t$$

Dersom R_t angir antall tonn reduksjon i klimagassutslipp i periode t som følge av tiltaket, kan kostnaden per tonn redusert klimagassutslipp, (k_t) skrives som:

$$(ii) k_t = K_t / R_t$$

Periodelengden t i (i) og (ii) er her ubestemt. I anvendte sammenhenger er forholdet mellom tiltakets levetid og periodelengden t av interesse. Et tiltak som varer i fem år vil for eksempel ha én k_t over en femårsperiode, og fem årlige k_t . Dersom perioden t er lengre enn ett år kan det være aktuelt å neddiskontere teller, og eventuelt også nevner.

I Miljødirektoratets tiltaksanalyser er tiltakskostnaden regnet som netto nåverdi av strømmen av investerings- og driftskostnader, samt eventuelle eksterne virkninger, over tiltakets levetid, med en kalkulasjonsrente på 4 prosent (for tiltak med 40 års levetid eller kortere). Den årlige kostnaden per tonn reduserte CO₂-utslipp er deretter regnet som annuiteten av kostnadene delt på gjennomsnittlige årlige utslippsreduksjoner. Det betyr at det kun er kostnadene som er neddiskontert, mens utslippsreduksjonene gir samme verdi uavhengig av når i analyseperioden reduksjonene skjer. Det vil si at den beregnede tiltakskostnaden vil være lavere

dersom man kan skyve kostnadene fram i tid, fordi kostnader som påløper i framtiden tillegges mindre vekt (neddiskonteres). Tiltakskostnadene blir derimot ikke lavere om man skyver utslippsreduksjonen fram i tid. Dette er et normativt valg som vi kommer tilbake til i kapittel 5.

2.2 Eksisterende utredninger av tiltakskostnader

I det følgende vil vi gi en oversikt over utredningene av tiltakskostnader innenfor transport og landbruk som er referert til i Miljødirektoratet (2015), heretter kalt lavutslippsrapporten. Formålet er å synliggjøre kunnskapsgrunnlaget og metodikken i tiltaksanalysene, inkludert hvilke virkninger som er verdsatt, og eventuelle avvik fra metodikken og prinsippene beskrevet i kapittel 2.1.

Allment bruker Miljødirektoratet beregnede kostnader til å plassere tiltakene i en av tre kategorier: Under 500 kroner per tonn CO₂, 500-1500 kroner per tonn, og over 1500 kroner per tonn. Det er med andre ord ikke nødvendig for metoden å få tiltakskostnaden på øret riktig så lenge tiltaket havner i rett kategori. I tillegg vurderer Miljødirektoratet hvor enkelt det er å gjennomføre tiltaket: Mindre, middels eller mer krevende. Det går fram av omtalene at mindre, middels og mer krevende dels refererer til kostnader eller vanskeligheter med å finne egnede virkemidler, og dels refererer til udokumenterte kostnader hos konsumentene. Mindre, middels og mer krevende kan derfor i mange tilfeller gis en kostnadsfortolkning som knytter seg til virkemidlenes kostnader og/eller tiltakets virkning på konsumentoverskuddet.

2.2.1 Transport

Tiltakene innenfor transport er delt i tre hovedkategorier; aktivitetstiltak, null- og lavutslippsteknologi, og drivstofftiltak.

1) Aktivitetstiltak:

- Nullvekst i personbilkilometer i de store byene/ i hele landet
- 10 prosent reduksjon av personbilkilometer i de store byene og nullvekst i resten av landet

De to første typene aktivitetstiltak er klassifisert i kostnadskategorier fra under 500 kr/tonn CO₂ ekvivalenter, til 500-1500 kr/tonn for det mest kostbare tiltaket. I lavutslippsrapporten oppgis det at tiltakskostnadene ikke er utredet av Miljødirektoratet selv, og at kostnadene er svært avhengige av hvilke virkemiddel som brukes for å utløse tiltaket. For eksempel antas det å medføre store samfunnsøkonomiske gevinster dersom tiltaket utløses gjennom mer effektiv transport- og arealplanlegging, mens kostnadene er større dersom det kreves restriktive tiltak. Eksterne effekter på støy, trengsel og luftforurensing er medregnet, og helseeffekter av økt gange og sykling er også nevnt, men det er ikke klart for oss hvordan eller hvorvidt endringer i konsumentoverskuddet er medregnet. Miljødirektoratet opplyser at vurderingene her er skjønnsmessige, og at det særlig er begrensninger i transportmodellene som gjør det vanskelig å få gode vurderinger av kostnader. For eksempel fanger ikke transportmodeller opp sammenhenger mellom arealbruk og transportbehov, noe som gjør det vanskelig å vurdere virkninger av samordnet areal- og transportplanlegging. Det er også behov for modeller som behandler gange og sykling på en bedre måte.

- Overføring av 5/10/20 prosent av innenriks godstransport fra lastebil til jernbane og sjø

Dette tiltaket er ikke utredet av Miljødirektoratet selv, og kostnaden er anslått fra 500-1500 kr/tonn, til over 1500 kr/tonn for det mest kostbare tiltaket. Kostnadsanslagene oppgis å være usikre, og basert på tidligere utredninger samt enkelte skjønnsmessige vurderinger. Det er ikke oppgitt i lavutslippsrapporten hvilke virkninger av tiltaket man har informasjon om fra tidligere utredninger, og hva som er inkludert i den skjønnsmessige vurderingen.

2) Null- og lavutslippsteknologi:

- 25-100 prosent av nybilsalget av personbiler/varebiler/bybusser/lastebiler i 2025/30 er el- eller hydrogenbiler

Tiltakskostnadene for disse tiltakene er ikke utredet i lavutslippsrapporten, men tiltakskostnader forbundet med innfasing av elbiler i personbilparken er senere utredet i Miljødirektoratet (2016 b), som er beskrevet i detalj under. I lavutslippsrapporten er det gjort vurderinger, blant annet basert på en rapport fra TØI (2014), som plasserer disse tiltakene i kategoriene fra under 500 kr/tonn til 500-1500 kr/tonn for tiltakene med størst innfasing.

- Hybridelektrisk drift på personbiler/lastebiler

Disse tiltakene er plassert i kostnadskategorien under 500 kr/tonn CO₂. Kostnadsanslagene oppgis å være usikre, og basert på tidligere utredninger samt enkelte skjønnsmessige vurderinger. Det er ikke oppgitt hvilke virkninger av tiltaket man har informasjon om fra tidligere utredninger, og hva som er inkludert i den skjønnsmessige vurderingen.

- Elektrifisering av ferger og passasjerskip

Dette tiltaket er plassert i kostnadskategorien under 500 kr/tonn CO₂, hovedsakelig basert på to rapporter fra DNV-GL. I den ene rapporten tas det ikke hensyn til kostnader knyttet til nettoppgraderinger på land. I den andre rapporten beregnes også disse kostnadene, og de beregnede tiltakskostnadene varierer fra -789 kr/tonn til omtrent 3900 kr/tonn for den dyreste fergestrekningen. Snittkostnaden er i overkant av 700 kr/tonn, og 54 prosent av fergestrekningene det er regnet på faller i kategorien under 500 kr/tonn CO₂-ekvivalenter. I lavutslippsrapporten pekes det på at gevinster knyttet til redusert lokal luftforurensing ikke er medregnet, og at dette bidrar til å trekke ned tiltakskostnaden noe.

- Landstrøm til skip i havn

Vurderingen av dette tiltaket er i likhet med forrige tiltaket basert på en rapport fra DNV-GL, hvor man har beregnet bedriftsøkonomiske kostnader knyttet til landstrøm for passasjerskip, supplyskip og andre offshoreskip i de største havnene. Det oppgis at DNV-GL har beregnet en bedriftsøkonomisk kostnad på 2000 kr/tonn og oppover, avhengig av drivstoffpris, men en lavere kostnad dersom man kun ser på nybygg og offshore. I lavutslippsrapporten plasseres dette tiltaket i kategorien fra 500 til 1500 kr/tonn. Kostnaden er blant annet redusert ned fordi DNVs beregninger ikke tar hensyn til gevinsten ved redusert luftforurensing og støy. Miljødirektoratet har ikke beregnet verdien av dette, men antar at utslippene medfører en høy samfunnsøkonomisk kostnad.

- Elektrifisering av gjenværende dieselstrekninger på jernbane

Dette tiltaket innebærer elektrifisering av Rørosbanen, Solørbanen, Raumabanen og Nordlandsbanen, inkludert Trønderbanen. Her er det ikke gjort noen nye beregninger av kostnadene knyttet til tiltaket, men i forbindelse med Klimakur 2020 ble det gjort beregninger som plasserte tiltaket i kategorien over 1500 kr/tonn. I lavutslippsrapporten argumenteres det imidlertid for gevinster knyttet til økt hastighet og kapasitet, mindre støy og større fleksibilitet i bruk av vognmateriell, som indikerer at den samfunnsøkonomiske kostnaden vil være lavere. Skjønnsmessig er tiltaket derfor plassert i kategorien 500–1500 kr/tonn.

3) Drivstofftiltak:

- Biodrivstoff til veitransport: +10/20/40 prosentpoeng i 2030
- 20/40 prosent biodrivstoff til innenriks luftfart i 2030

Tiltakskostnadene for økt innblanding av biodrivstoff til veitransport og lufttransport er basert på utredningene som er gjort i Klimakur 2020 (2010), og oppgis å være usikre. Kostnadene er blant annet knyttet til høyere produksjonskostnader knyttet til biodrivstoff (det vil si høyere importpris) for både biodrivstoff til veitransport og luftfart, og oppgradering av infrastruktur for distribusjon og salg, samt oppgradering av kjøretøyparken for biodrivstoff til veitransport.

Det er etter vår vurdering uklart hvordan utslippsreduksjonene for innblanding av biodrivstoff er beregnet. I et eget avsnitt om biodrivstoff vises det for eksempel til at for Norges utslippsregnskap vil klimabesparelsen være nær 100 prosent sammenlignet med bruk av fossilt drivstoff, mens den *globale* utslippsreduksjonen er i tidligere beregninger vist å være rundt 40 prosent, ikke medregnet indirekte arealbruksendringer. Så vidt vi kan se, kommer det ikke tydelig fram hvilken utslippsbesparelse som er lagt til grunn i beregningene gjort for tiltakene i lavutslippsrapporten, men Miljødirektoratet opplyser om at det er utslippsreduksjoner for Norges utslippsregnskap som er beregnet. Vi er også gjort kjent med at det er gjort nye konsekvensvurderinger av innføring av biodrivstoff, men at det ikke er beregnet nye tiltakskostnader for disse tiltakene per dags dato¹.

- 10/20 prosent biodrivstoff til andre mobile kilder i 2030

Dette tiltaket er plassert i kostnadskategorien 500-1500 kr/tonn CO₂. Kostnadsanslagene oppgis å være usikre, og er basert på tidligere utredninger samt enkelte skjønsmessige vurderinger. Det er så vidt vi kan se ikke oppgitt hvilke virkninger av tiltaket man har informasjon om fra tidligere utredninger, og hva som er inkludert i den skjønsmessige vurderingen.

- Innblanding av biodiesel til lasteskip (20 prosent)
- Innblanding av biodiesel i fiskeflåten (20 prosent)
- Bruk av vegetabilsk olje på lasteskip
- Bruk av vegetabilsk olje i fiskeflåten
- LNG (naturgass) på supplyskip

¹ Se <http://www.miljodirektoratet.no/no/Nyheter/Nyheter/2017/Mars-2017/Klimaeffekt-og-kostnader-ved-mer-biodrivstoff/>

Alle disse tiltakene er plassert i kostnadskategorien under 500 kr/tonn. Kostnadsvurderingen er basert på en rapport fra DNV GL (2015), som har vurdert bedriftsøkonomiske kostnader ved bruk av alternativt drivstoff til lasteskip og i fiskeflåten, under ulike antakelser om prisutviklingen på drivstoff. Det er ikke gjort samfunnsøkonomiske analyser av tiltakene, men det vises til at den samfunnsøkonomiske kostnaden vil være noe lavere på grunn av lavere rentesats i den samfunnsøkonomiske analysen og reduserte utslipp av SO₂, mens økte NO_x-utslipp trekker den samfunnsøkonomiske kostnaden noe opp for alle tiltakene unntatt LNG, som er forventet å redusere NO_x- og partikkelutslipp. I tillegg er kostnaden ved infrastrukturinvesteringer for transport og distribusjon av de alternative drivstofftypene ikke medregnet.

2.2.2 Jordbruk

Jordbruket står for i underkant av 10 prosent av norske klimagassutslipp i dag. Lavutslippsrapporten bemerker, med henvisning til rapporten *Kunnskapsgrunnlag for lavutslippsutvikling* at det er sannsynlig at jordbruket vil være sektoren med de høyeste gjenstående utslippene i Norge som et lavutslippsamfunn i 2050. Rapporten viser videre til at det er vanskelig å gjennomføre utslippskutt i sektoren samtidig som selvforsyningsgraden skal opprettholdes med en økende befolkning. Lavutslippsrapporten vurderer fem tiltak innen jordbruket.

- Stans i nydyrking av myr (Reduserte N₂O-utslipp)

Tiltaket er utredet av Bioforsk (2014). Kostnadene ved stans i nydyrking av myr er beregnet til cirka 150 kr/tonn CO₂-ekvivalent når CO₂-tap fra jord er medregnet, og cirka 800 kr/tonn når bare lystgassutslipp (N₂O) er medregnet. Kostnadene ved stans i nydyrking av myr beregnes som merkostnadene ved å benytte tidligere skogsarealer til nydyrking av hovedsakelig gras, i stedet for myr. Tiltaket er satt i kategorien «under 500 kroner», og betegnes som «mindre krevende». Utslippsreduksjonspotensialet er beskjedent, 31 000 tonn CO₂-ekvivalenter i 2030.

Tiltaket er senere analysert av NIBIO (2017) på oppdrag fra Miljødirektoratet. NIBIO bekrefter anslaget på ca 150 kroner per tonn.

- Biogass fra husdyrgjødsel

Lavutslippsrapporten plasserer biogass fra husdyrgjødsel i kategorien «over 1500 kroner per tonn», men oppgir ingen kilde for dette. I referanselisten henvises det til KLD (2014) Nasjonal tverrsektoriell biogasstrategi, og underlagsmateriale til den. Tiltaket er antas å være «middels krevende». Årlig utslippsreduksjon er oppgitt til 100 000 tonn i 2030.

Tiltaket er senere analysert av NIBIO (2017) på oppdrag fra Miljødirektoratet i form av husdyrgjødsel til biogassproduksjon. NIBIO beregner en tiltakskostnad på 430 kroner per tonn, altså adskillig lavere enn Miljødirektoratets tidligere antagelse. Reduksjonspotensialet antas å være noe større. Miljødirektoratet opplyser om at det i forbindelse med etterarbeid med denne utredningen er oppdaget en feil, og at riktig tiltakskostnad er 484 kr per tonn CO₂-ekvivalenter.

- Mindre matsvinn

Lavutslippsrapporten plasserer mindre matsvinn i kategorien «under 500 kroner per tonn», men oppgir ingen kilde. Tiltaket antas å være «middels krevende» fordi det er vanskelig å finne gode virkemidler.

Tiltaket er senere analysert av NIBIO (2017) på oppdrag fra Miljødirektoratet. NIBIO beregner at tiltaket har negativ kostnad og at «halvering av matsvinnet pr innbygger i snitt vil gi en netto innsparing for forbrukerne på nesten 2 milliarder kroner årlig når tiltaket er fullt implementert i 2050». Vi gjennomgår denne beregningen nedenfor.

- Overgang fra storfekjøtt til svinekjøtt

Miljødirektoratet regner med at overgang fra storfekjøtt til svinekjøtt vil koste mindre enn 500 kroner per tonn «fordi det ikke er store forskjeller i kostnadene mellom produksjon av storfe- og svinekjøtt. Det vil være noen investeringskostnader forbundet med omleggingen.» Kilder for utsagnet og anslaget er ikke oppgitt. Tiltaket er satt i kategorien «mer krevende» fordi det antas å kreve (sterke?) virkemidler for å få forbrukerne til å spise mindre storfekjøtt og mer svinekjøtt.

Som de andre tiltakene rettet mot jordbruk er også overgang fra storfekjøtt til svinekjøtt senere analysert av NIBIO (2017) på oppdrag fra Miljødirektoratet. NIBIO argumenterer for at «svinekjøtt gjennomgående er betydelig rimeligere å produsere enn storfekjøtt». Tiltaket gir derfor en gevinst og kan spare samfunnet for inntil 1,2 milliarder kroner. Endringer i konsumentoverskudd er ikke beregnet, men omtales som usikkert og begrenset. Utslippsreduksjonen er oppgitt å være betydelig, en halv million tonn per år i snitt over tiltaksperioden. Miljødirektoratet har siden gjort oss oppmerksomme på at dette tiltaket er lagt til side til fordel for et delvis overlappende tiltak: overgang fra kjøtt til vegetabilsk og fisk.

- Overgang fra kjøtt til vegetabilsk og fisk (uten CO₂)

Lavutslippsrapporten setter overgang fra kjøtt til vegetabilsk og fisk i kategorien «under 500 kroner per tonn». Ingen kilde oppgis, men Miljødirektoratet uttaler at «tiltaket kan føre til kostnadsbesparelser både for forbrukerne og samfunnet for øvrig i form av lavere utgifter til mat.» Tiltaket antas imidlertid å være «mer krevende» fordi «det vil være vanskelig å bidra til kostholdsomlegging hos befolkningen». Den endringen i konsumentoverskudd som kan være assosiert med dette, er ikke beregnet.

NIBIO (2017) har regnet på dette tiltaket også. NIBIO uttaler at «samlede reduksjoner i produksjonskostnader gjennom hele verdikjeden kan grovt anslås til ca. 0,8 milliarder kroner årlig når tiltaket er fullt implementert.» NIBIO regner imidlertid ikke dette som en gevinst fordi man antar at verdien av kulturlandskapet vil gå like mye ned når landbruksproduksjonen reduseres, altså 0,8 milliarder kroner. Ingen kilde er oppgitt for denne antagelsen. Vi finner det for vår del vanskelig å tro at de to verdiene akkurat skulle oppveie hverandre, år etter år. Imidlertid vil tiltaket gi helsegevinst og er samfunnsøkonomisk lønnsomt av denne grunn, ifølge NIBIO. NIBIO peker på at uhenksomme virkemidler kan redusere eller fjerne denne gevinsten.

2.3 Eksempel: Kostnader ved innfasing av elbiler

I Miljødirektoratet (2016a) (heretter *elbilrapporten*) utredes kostnadene forbundet med innfasing av elbiler mot 2030, for ulike antakelser om hvordan produksjonskostnadene for elbiler utvikler seg, og ulike innfasingstempo. Utredningen inneholder ingen virkemiddelvurderinger, og ser på utslippsreduksjoner i Norge. Dermed er ingen utslipp, for eksempel knyttet til produksjonen av biler medregnet, og utslipp fra strømproduksjon er ikke medregnet. Tiltakskostnaden er beregnet som annuiteten av kostnaden delt på gjennomsnittlige, årlige utslippsreduksjoner over hele levetiden til tiltaket. Analyseperioden er satt til hele bilens levetid, det vil si fra 2016 til 2047 (basert på en antakelse om 18 års levetid og innfasing av siste elbil i 2030), og beregningene

er gjort med en kalkulasjonsrente på 4 prosent i tråd med Finansdepartementets rundskriv R 109/2014 (Finansdepartementet, 2014).

Virkningene er verdsatt ved å sammenligne en kompakt elbil (Volkswagen e-Golf) med en kompakt bensinbil (vanlig Volkswagen Golf), og en gjennomsnittlig større elbil (et vektet snitt av tre Tesla-modeller) med en gjennomsnittlig større bensin eller diesebil (et vektet snitt av de mest solgte større diesel- og bensinbiler). Det er antatt at segmentene i bilmarkedet er uendret fram mot 2030, med omtrent halvparten av bilparken som mindre biler og halvparten større biler.

Følgende kostnadselementer er inkludert i analysen:

Produksjonskostnader: Her sammenlignes bilprisene uten skatter og avgifter, og differansen mellom elbilen og bensinbilen er brukt som et estimat på merkostnaden ved å produsere en elbil. Dette er i tråd med metodisk beste praksis. For e-Golf sammenlignet med vanlig Golf er prisdifferansen for 2016-modellene 70 000 kroner. For storbilsegmentet er differansen større, ettersom det kun er Tesla som konkurrerer med bensin- og dieserbiler i dette segmentet. Her er differansen 435 000 kroner, men det nevnes at noe av denne prisdifferansen skyldes at Teslaene i større grad erstatter biler som er dyrere enn gjennomsnittsbilen i segmentet. I elbilrapporten påpekes det også at det er større usikkerhet knyttet til anslaget på produksjonskostnader for storbilsegmentet, ettersom dette markedet er relativt umodent.

Utviklingen i produksjonskostnaden over tid er antatt å være knyttet til utviklingen i batterikostnaden, som igjen er beregnet å utgjøre omtrent 35 prosent av den totale produksjonskostnaden. Basert på prognoser fra flere ulike analyseselskap og bedrifter, antas det en årlig kostnadsreduksjon for batteriene på 9 prosent fram til 2022, og 4 prosent årlig kostnadsreduksjon fra 2022 til 2030. For de øvrige komponentene er det lagt til grunn en årlig kostnadsreduksjon på 4 prosent for hele perioden, mens det er lagt til grunn en årlig kostnadsreduksjon på 2 prosent for diesel- og bensinbiler. For å ta hensyn til at markedet for større elbiler vil modnes, er det antatt en engangsreduksjon i merkostnaden for de større bilene på 100 000 kroner i 2025. I den generelle veiledningen til samfunnsøkonomiske analyser er det anbefalt i hovedsak å legge til grunn uendrede enhetspriser over tid, se over, men vi er enig med Miljødirektoratet at det i dette tilfellet er rimelig å legge til grunn kostnadsreduksjon. Når dette gjøres for batterier og elbiler, er det etter vårt skjønn fornuftig å gjøre det også for bensin- og dieserbiler, slik Miljødirektoratet har gjort.

Drifts- og vedlikeholdskostnader: Det er antatt samme levetid (18 år) for elbiler som for diesel- og bensinbiler, og at batteriet ikke må skiftes ut i løpet av levetiden. Dette er basert på en utvikling i batterikvaliteten med forlenget levetid, og utvikling av batterier med celler hvor enkeltceller kan byttes ut, i stedet for hele batteriet. Kostnader ved bytte av battericeller er inkludert i vedlikeholdskostnadene. Fram til 2022 er det antatt at kjøring med elbil erstatter 80 prosent av kjøring med bensin- og dieserbiler, mens andelen øker til 100 prosent fra 2022. Det er lagt til grunn lik kjørelengde for elbiler og vanlige biler, og samme kjørelengde i begge segmentene. Her påpekes det at kjørelengden, og i hvor stor grad elbilkjøring erstatter bensin- og dieserbilkjøring, er usikker. Dette er blant annet knyttet til hvilke virkemidler som brukes for å utløse tiltaket, og som det også nevnes i elbilrapporten, vet man lite om atferdsendringer som følger av overgang fra diesel- og bensinbiler til elbiler.

Energiforbruket til elbilen er antatt å være noe høyere enn det som er oppgitt fra produsentene, basert på tester utført under ulike forhold, og forbruket er holdt konstant over analyseperioden som en konservativ tilnærming. Utviklingen i drivstoffbruk for diesel- og bensinbiler er antatt å falle noe fram til 2030, og det er lagt til grunn en

drivstoffpris uten avgifter. Strømprisen inkludert nettleie, men uten avgifter, er holdt konstant over analyseperioden. Så langt vi kan se er dette metodisk korrekte forutsetninger. Her er energiprisene, både for strøm og drivstoff, en usikker faktor, og det samme gjelder for eventuell energieffektivisering over analyseperioden.

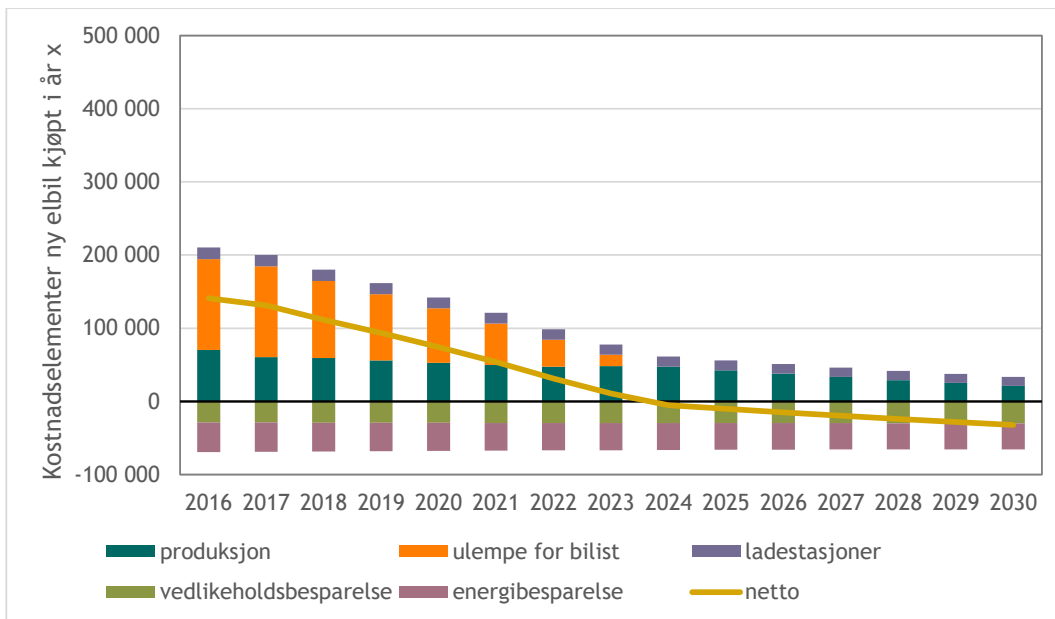
Konservativt er det antatt omtrent 35 prosent lavere vedlikeholdskostnader for elbiler enn for bensin- og dieslbiler, men at vedlikeholdskostnadene for elbilene faller relativt raskere over analyseperioden.

Infrastrukturkostnader inkluderer ladekostnader (både for vanlige ladere, og fleksi- og hurtigludere), hvor det er antatt en fast kostnad per nye elbil, men med en årlig kostnadsreduksjon på 2 prosent. Basert på en rapport fra NVE er det ikke lagt inn noen infrastrukturkostnader for strømmettet utover det som dekkes gjennom nettleie, og det er heller ikke lagt inn noen besparelser knyttet til redusert behov for infrastruktur for fossilt drivstoff. Her er det påpekt at det er store variasjoner lokalt, og dermed usikkert om det er behov for investeringer i distribusjonsnettet utover det som er lagt til grunn i referansebanen. Vi vil tilføye at for de store befolkningskonsentrasjonene rundt Oslo og i det elbil-intensive Rogaland, tyder analyser fra Statnett på at økende elbilinnslag gir behov for økte investeringer i kraftnett. Dette kunne vært tatt inn. Analysen av Stor-Oslo er tilgjengelig på <http://www.statnett.no/Nettutvikling/Nettplan-Stor-Oslo/>.

Ulemper for bilisten som er inkludert i analysen er hovedsakelig knyttet til usikker rekkevidde og mindre utvalg av biler på markedet, mens annen teknologiusikkerhet er antatt å forsvinne raskt etter hvert som andelen elbiler øker, og er dermed ikke verdsatt. For å verdsette bilistens ulempe, tar elbilrapporten utgangspunkt i dagens avgiftsfordeler ved kjøp og bruk, samt lavere driftskostnader og verdien av bruksinsentiver, som fritak fra bompenger, gratis parkering og ferge, og tilgang til kollektivfelt. Argumentet er at summen av fordelene ved å velge elbil framfor bensinbil sier noe om hva en bilkjøper krever for å godta ulempene ved usikker rekkevidde og dårligere utvalg (kompensasjonskravet). Verdien av dagens bruksinsentiver er basert på en 2016-rapport fra TØI, og man kommer fram til at verdien av fordelene omtrent er 250 000 kroner. Ved å anta en lineær stigning i kompensasjonskravet fra bilisten med lavest ulempe til bilisten med størst ulempe (den siste bilisten som er villig til å velge elbil framfor bensinbil gitt dagens fordeler), finner man det gjennomsnittlige kompensasjonskravet per bilist ved å dele det marginale kompensasjonskravet på to. Ulempen verdsettes dermed til 125 000 kroner per år for de mindre bilene i 2016, med en lineær reduksjon til 0 kroner i 2024, når det antas at utvalget av biler med tilstrekkelig rekkevidde er så stort at ulempen forsvinner. For de store bilene er det ikke regnet med noen ulempe, ettersom rekkevidden for de større elbilene vurderes som tilstrekkelig, og elbilmodellene som eksisterer i dette segmentet har høyere standard enn gjennomsnittsbilen.

Lokal luftforurensing er verdsatt ved å bruke kalkulasjonspriser fra Statens Vegvesens håndbok for PM₁₀ og NO_x-utslipp, basert på en antakelse om at 30 prosent av bilkjøringen foregår i de største byene. Det er uklart om det er antatt en 100 prosent reduksjon av utslippene ved overgang fra bensin og diesel til el, og hvilke utslippskilder som ligger i referansebanen. Basert på informasjon fra Miljødirektoratet får vi inntrykk av at utslipp knyttet til veislitasje ikke er antatt å reduseres. Støyreduksjon er ikke verdsatt, men vi synes det må være greit nok i en analyse på dette nivået.

Figur 2.1 viser den beregnede merkostnaden for en elbil sammenlignet med en bensin- eller diesebil for mindre biler. Tilsvarende figur for større biler er vist i elbilrapporten. Produksjonskostnadene og ulempen for bilistene fram til 2022 utgjør de største kostnadskomponentene.



Figur 2.1 Beregnede merkostnader ved elbil sammenlignet med bensin- eller dieselbil for mindre biler, sammenligning per bil kjøpt i år x.

Kilde: Miljødirektoratet (2016b)

Ettersom merkostnaden per bil (både for mindre og større biler) avhenger av når innfasingen av elbilene skjer, vurderes det fire scenarier med ulik innfasingstakt i elbilrapporten. Som forventet fører en raskere innfasingstakt til høyere tiltakskostnader, men det fører også til større utslippsreduksjoner. Tiltakskostnadene varierer fra 570 kr/tonn (for lineær innfasing til 60 prosent av nybilsalget i 2030) til 1100 kr/tonn (for rask innfasing til 100 prosent av nybilsalget i 2025), men det gjøres også følsomhetsanalyser med mer optimistiske og mer pessimistiske antakelser om hvor raskt reduksjonen av produksjons- og vedlikeholdskostnadene skjer. For det mer optimistiske scenariet er det beregnet en negativ tiltakskostnad i alle fire versjoner av tiltaket, mens i det pessimistiske scenarier er tiltakskostnaden i overkant av 1800 kr/tonn. Miljødirektoratet (2016b) konkluderer med at det er usannsynlig at den faktiske tiltakskostnaden overstiger 1500 kr/tonn siden de har basert seg på relativt konservative antakelser.

Gjennomførbarhet eller virkemiddelutforming er ikke diskutert i utredningen, selv om det påpekes at for eksempel kjørelengde og i hvor stor grad elbilen erstatter bensinbilen er avhengig av virkemiddelutforming. I Miljødirektoratet (2015) er tiltaket hvor 100 prosent av nybilsalget er el- eller hydrogenbiler i 2030, plassert i kategorien "Middels krevende", men dette er blant annet knyttet til usikkerhet rundt infrastruktur for hydrogenbiler, som ikke er relevant her. Vår vurdering er at det er synliggjort mange potensielt viktige kostnadselementer og besparelser knyttet til innfasing av elbiler i elbilrapporten, og at det er gjort en grundig vurdering av utviklingen av produksjonskostnader. Allikevel kan det være nødvendig med mer informasjon om atferdsendringer og preferanser knyttet til elbil for å kunne bruke beregningene til å vurdere virkemidler, som diskutert i neste kapittel. Her er det interessant å undersøke nærmere hva slags litteratur som eksisterer.

2.4 Eksempel: Redusert matsvinn

De fleste samfunnsøkonomer vil være enige om at det er en komplisert oppgave å beregne den samfunnsøkonomiske kostnaden eller verdien av redusert matsvinn. Det kan være interessant å vurdere hvordan NIBIO (2017) har angrepet oppgaven. Dette er som nevnt en analyse som er ferdig etter lavutslippsrapporten, men den kan likevel bidra til å belyse metodebruken i lavutslippsrapporten. Alle tall i dette avsnittet har NIBIO (2017) som referanse.

Matsvinnet i Norge er beregnet å være 355 000 tonn i året. Tiltaket begrenser seg til husholdningenes matsvinn, som er angitt til 217 480 tonn i året. Det er det samme som 42 kilo per innbygger per år. Gryte- og tallerkenrester utgjør det meste av dette (13 kilo), fulgt av frukt og grønnsaker (11 kg). Matsvinnet per innbygger har gått en hel del ned de senere årene, men det gjelder særlig brødvarer. Mengden gryte- og tallerkenrester har økt.

Tiltaket er å halvere matsvinnet per innbygger til 2050, slik at det dette året utgjør 21 kilo per innbygger. Fordelingen av matsvinn er som nå. Så vidt vi kan se, beskriver rapporten ikke om reduksjonen implementeres som en konstant årlig prosent reduksjon, eller en konstant kilovis reduksjon, eller noe annet. Med konstant prosentvis reduksjon tas mer av effekten i begynnelsen av perioden. Samlet matsvinn i Norge vil i tillegg til svinn per person påvirkes av befolkningsøkningen, slik at samlet matsvinn i 2050 vil være 35 prosent lavere enn nå.

NIBIO analyserer fem kostnads/inntektskomponenter av tiltaket:

Reduserte produksjonskostnader følger av at forbrukerne kjøper mindre mat dersom de kaster mindre. *Reduserte kostnader knyttet til håndtering av matavfall* er en konsekvens i kommunal sektor som forbrukerne også merker gjennom lavere renovasjonsavgift. *Reduserte transaksjonskostnader* for husholdningene skyldes at de bruker mindre tid på å kjøpe mat når de kjøper mindre mat. *Økt tidsforbruk* er forbrukernes tid knyttet til å planlegge for mindre matsvinn. Dette er den første kostnadskomponenten i regnestykket. *Redusert driftsmargin i matbransjen* er et anslag for redusert produsentoverskudd i bransjen.

Mange ville også inkludert andre ulemper for forbrukerne enn økt tidsbruk, ikke minst økt forbruk av mat med redusert kvalitet. NIBIO nevner denne ulempen verbalt, men lister den ikke blant hovedkomponentene.

I tillegg kommer eventuelle uunngåelige kostnader ved virkemiddelbruk.

Reduserte produksjonskostnader er beregnet ved å multiplisere nøkkeltall (kr/kg) med redusert mengde matsvinn i kilo for de enkelte varegruppene. De samme nøkkeltallene er brukt i tiltaksanalysene for overgang fra rødt kjøtt, noe som innebærer konsistens i forutsetningene. Prisene er regnet eksklusive mva. Reduserte privatøkonomiske forbrukerutlegg antas å gjenspeile redusert samfunnsøkonomisk produksjonsverdi. Det innebærer full sysselsetting og ingen omstillingskostnader, noe som er vanlige forutsetninger i denne typen analyser.

Skattekostnad er ikke beregnet «siden redusert matvareforbruk neppe totalt sett har stor innflytelse på samlet konsum og merverdiavgift». Det er i våre øyne ikke en

overbevisende begrunnelse. Tiltaket er ment å gi lavere samfunnsøkonomisk produksjonsverdi, som gir lavere skatteinngang. Skattekostnaden av dette kunne vært anslått.²

Det kan være verdt å merke seg at tiltaket til syvende og sist innebærer lavere husdyrhold og lavere nivå på andre drivere for klimagassutslipp i jordbruket, med andre ord et noe (det antydes seks prosent) nedskalert jordbruk i Norge i forhold til referansebanen.

Reduserte kostnader knyttet til avfallshåndtering er beregnet 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. Denne fremgangsmåten er etter vår vurdering hensiktsmessig. Rapporten diskuterer om våtorganisk avfallshåndtering burde vært skilt ut spesielt (som trekker innsparingen opp), om hentefrekvensene må opprettholdes (som trekker innsparingen ned), og redusert omfang av ikke-spisbare matrester, som ikke regnes med til matsvinn (trekker innsparingen opp).

Reduserte tidskostnader for konsumentene dreier seg om tidskostnader knyttet til innkjøp og er beregnet med basis i den norske verdsettingsstudien for tid, der verdien av spart reisetid for bilførere i korte, motoriserte reiser og private reiser er brukt. Videre brukes tall fra SSB til å argumentere for at en gjennomsnittsperson bruker ca en time i uka – 49,35 timer per år – til å handle mat. Den sentrale forutsetningen er likevel at tidsforbruket går ned like mye som mengden går ned. 50 prosent redusert matsvinn betyr 6 prosent lavere mengde innkjøpt mat, som da per forutsetning gir 2,95 færre timer til mathandling i året.

Det fremgår ikke om 2,95 timer brukes for alle år i analysen, eller bare for 2050 og proporsjonalt lavere tall brukes tidligere. Det er det siste, altså et variabelt tall som går fra null til 2,95 timer, som er logisk. Med dette forbeholdet er vår vurdering at metoden er hensiktsmessig.

Økt tidsforbruk i husholdningene skal «gjenspeile den generelle ulempekostnaden for brukerne ved redusert matsvinn.» Utgangspunktet er mertid brukt til å håndtere maten i hjemmet. Det finnes imidlertid ikke tall for dette, og rapporten gjør egne rimelighetsvurderinger. Rapporten antar at hver husholdning må bruke fem minutter mer per uke for å planlegge matinnkjøpene og ta vare på matrester. Per person blir dette mindre. Kilden for tidskostnad per time er den samme som over.

Endringer i denne kostnaden testes gjennom sensitivitetsanalyse.

Vi er enige i at økt tidsforbruk i husholdningene er et usikkert tall som er vanskelig å beregne og at sensitivitetsanalyse er fornuftig. Som allerede antydnet er vi spørrende til at økt tidsforbruk i husholdningene fullt ut gjenspeiler den generelle ulempekostnaden.

Redusert driftsmargin i matbransjen er beregnet ut fra mengde norskprodusert matsvinn, dvs 52 prosent av totalt matsvinn. Tallet 52 prosent er et gjennomsnittstall i matvarekonsumet og en grei forutsetning, etter vår vurdering. Endret driftsmargin i jordbruket er ikke tatt med, noe som virker rimelig gitt jordbrukets gjennomregulerte natur. For matindustrien, grossistledet og dagligvarehandelen er det antatt en

² Prinsipielt kunne en også trukket inn virkninger på landbruksstøtten.

driftsmargin på tre prosent for hvert ledd gjennom hele perioden. Konsekvensen av denne regnemåten er at kapitalavkastningen – lønnsomheten – i matbransjen går ned. Det kan være en rimelig konklusjon ved stordriftsfordeler i produksjonen.

Slike stordriftsfordeler har ofte sammenheng med at det finnes en fast faktor i produksjonen som ikke lar seg endre når produksjonsvolumet endres. Det kan være butikkenes størrelse, forhold ved logistikken, kapasiteten i produksjonsapparatet, mv. NIBIO kjenner matbransjen bedre enn vi gjør, men vi reiser likevel spørsmålet om ikke slike faktorer er mer faste på kort sikt, enn på lang sikt. Her ser vi på et tiltak som varer til 2050 og det er gode muligheter til å tilpasse sine kapasiteter til nye nivåer på så lang sikt. Forutsetningen om stordriftsfordel er dessuten ikke åpenbart konsistent med forutsetningen om at reduserte innkjøpskostnader for forbrukerne slår ut en til en som lavere samfunnsøkonomisk produksjonsverdi.

Resultater. Det går fram av rapportens tabell 5.2, gjengitt i faksimile under, at det er reduserte innkjøpskostnader som drar resultatet og bidrar til at tiltaket regnes som samfunnsøkonomisk lønnsomt (kostnad under null). Økt tidsforbruk i husholdningene er den viktigste netto kostnadskomponenten, men kan bare utligne om lag 40 prosent av reduserte innkjøpskostnader. Tabellen viser også at lønnsomheten i tiltaket øker over tid.

Tabell 2.1 Kostnader og nytte ved redusert matsvinn ifølge NIBIO (2017)

Kostnader	2030	2050	Enhet
Reduserte innkjøpskostnader	-1 705	-2 324	Mill NOK/år
Reduserte kostnader knyttet til avfallshåndtering	-66	-140	Mill NOK/år
Reduserte transaksjonskostnader	-362	-578	Mill NOK/år
Økt tidsforbruk	927	979	Mill NOK/år
Redusert driftsmargin i matbransjen	66	73	Mill NOK/år
Netto årlig samfunnsøkonomisk kostnad	-1 140	-1 990	Mill NOK/år

Kilde: NIBIO (2017)

En sensitivitetsanalyse viser at ved 15 minutter merforbruk per uke i husholdningene, er tiltaket ikke lenger lønnsomt.

Mulighet for andre ulemper hos forbrukerne. Avslutningsvis, i avsnittet Diskusjon, tar NIBIO opp spørsmålet om hvorfor matsvinnet er så stort når det tilsynelatende er lønnsomt for forbrukerne selv å redusere det. Man kommenterer at «dette kan skyldes at det fins barrierer mot redusert matsvinn som ikke har blitt verdsatt i denne studien». En opplagt kandidat, i våre øyne, er at redusert matsvinn vil innebære at forbrukerne spiser matvarer av dårligere kvalitet, for eksempel visne grønnsaker, tørt brød, og uspennende rester fra kokekar. NIBIO viser til undersøkelser som argumenterer for at det meste av matsvinnet kunne vært unngått gjennom bedre planlegging og et mer edruelig forhold til datomerking, men uttaler at «det er tvilsomt at denne antagelsen er gyldig for 100 prosent av matsvinnet».

I våre øyne bør det legges stor vekt på at forbrukerne kaster mat selv om de hadde spart penger på å la være. En netto kostnad lavere enn null for forbrukerne virker urimelig på oss. Men det kan likevel hende tiltaket har kostnad lavere enn 500 kroner per tonn, som kostnadskategorien tiltaket er plassert i i lavutslippsrapporten.

Kostnader ved virkemidler. Tiltaket redusert matsvinn krever holdningsendringer i husholdningene, eller regulering ved insentiver. Det kan være vanskelig å finne gode

insentiver. Ulovlig dumping blir for eksempel fort et problem dersom matavfall blir forbudt, eller dyrt å kaste. NIBIO diskuterer holdningsskapende arbeid, og argumenterer for at dette er langsiktig arbeid. «Store deler av holdningsarbeidet bør (...) sannsynligvis foregå gjennom skoler og barnehager.» I dagens befolkning kaster de under 40 år mat i større grad enn de over 65 år. NIBIO argumenterer for at slike kampanjer ikke vil koste noe særlig siden nettstedet som www.matvett.no allerede eksisterer og har mye informasjonsmaterieil.

Uansett hva en mener om kostnader ved virkemiddelutforming, tyder anbefalingen om å starte i barnehagene på at tiltaket redusert matsvinn kun vil ha liten til moderat effekt i Norges forpliktelsesperiode til 2030. Det er fint med mindre matsvinn, særlig hvis man kan påvirke befolkningen til sitt eget beste uten at kampanjene koster noe for samfunnet, men tiltaket redusert matsvinn i husholdningene fremstår ikke som et sentralt tiltak i arbeidet for å overholde norske klimautslippsforpliktelser til 2030. Det kan forholde seg annerledes med tiltak mot matsvinn i utsalgssteder for matvarer, men det er også verdt å merke seg at tiltakets effekt er avhengig av at jordbruksproduksjonen går ned.

Miljødirektoratet har informert oss om at det har blitt gjort en oppdatert analyse av tiltaket, hvor man beregner tiltakskostnaden ved halvering av matsvinn fram til 2030 i stedet for 2050, i tillegg til at man ser på redusert matsvinn fra matindustri, grossist og dagligvarehandel. Så vidt vi forstår informasjonen vi har fått fra Miljødirektoratet er beregningen av tiltakskostnad for husholdningssektoren gjort på samme måte som i NIBIO (2017). Dersom dette stemmer vil vår vurdering av metodikken i NIBIO (2017) også gjelde for den oppdaterte analysen.

2.5 Konklusjon og behov for videre arbeid

For å besvare punkt 1 i utlysningen på en grundig måte er det nødvendig med en kartlegging av tiltaksanalysene som eksisterer. På grunn av prosjektets begrensede ramme har vi tatt utgangspunkt i tiltak innenfor transport og jordbruk. Våre konklusjoner er dermed basert på vurderingene av eksisterende tiltaksanalyser fra disse sektorene, med vekt på de to eksemplene vi har studert inngående. Det finnes kun en kort, overordnet beskrivelse av metodikken for å beregne samfunnsøkonomiske tiltakskostnader fra Miljødirektoratet, og gjennomgangen vår viser at det foreløpig er få tiltak som er utredet ved hjelp av denne metodikken. For mange tiltak er det gjort skjønnsmessige vurderinger, og ikke en fullstendig beregning av tiltakskostnad. Vi finner også at der en har foretatt beregninger, følger en ikke alltid metodikken i sin helhet.

Mangelen på beregninger skyldes i noen tilfeller stor usikkerhet om teknologisk utvikling, og i andre tilfeller manglende tallgrunnlag, eller at tiltakene ikke er grundig utredet av ressursmessige årsaker. Selv om vi ikke har gått gjennom alle tiltak, tyder vår kartlegging og de kommentarene vi har fått, på at det i hovedsak er elbiltiltaket og en gruppe jordbrukstiltak utredet av NIBIO (2017) på oppdrag fra Miljødirektoratet som er utredet ved hjelp av samfunnsøkonomiske analyser som tar utgangspunkt i den anbefalte metoden fra Miljødirektoratet. Utredningen av de resterende tiltakene innenfor transport og jordbruk i lavutslippsrapporten er basert på en kombinasjon av informasjon fra tidligere studier og skjønnsmessige vurderinger, hvor det etter vår oppfatning flere steder er uklart hvilken informasjon man har fra eventuelle underlagsrapporter og hvilke skjønnsmessige vurderinger som er gjort.

For å kunne sammenligne tiltakskostnadene og rangere tiltak etter samfunnsøkonomisk lønnsomhet, bør tiltakene være utredet ved hjelp av samme

metodikk, alle virkninger bør synliggjøres og verdsettes så langt det er mulig, og usikkerheten forbundet med virkningene bør komme fram, for eksempel gjennom følsomhetsanalyser. I vår begrensede gjennomgang ser det ut til å være brukt samme kalkulasjonsrente på tiltakene hvor tiltakskostnadene er beregnet (det vil si der de ikke er skjønsmessig plassert i en kostnadskategori). Skattekostnad er ikke behandlet på en god måte i tiltaket matsvinn, men vi har ikke undersøkt om dette er representativt. Levetid er i praksis en kritisk faktor for samfunnsøkonomisk lønnsomhet. I det begrensede utvalget av tiltak vi har sett på, ser det ut til å være behandlet samvittighetsfullt. Enkelt teknisk-praktiske valg, som at verdien av forringet kulturlandskap akkurat er lik innsparte produksjonskostnader ved lavere kjøttproduksjon, stiller vi oss spørrende til uten at det nødvendigvis har med metoden som sådan å gjøre.

I gjennomgangen over finner vi særlig to potensielt viktige mangler i de eksisterende tiltaksanalysene innen transport og jordbruk som gjør det vanskelig å sammenligne de beregnede tiltakskostnadene:

Endringer i *konsumentoverskuddet*, som er en potensielt viktig kostnad ved flere av tiltakene, er i begrenset grad vurdert, spesielt i det ene av de to eksemplene over.

Vi ser også at det er vanskelig å gjøre en god vurdering av kostnadene forbundet med de ulike tiltakene uten å vurdere *virkemidler*, og kostnadene forbundet med disse, for å utløse tiltakene. For eksempel vil en beregnet tiltakskostnad for redusert personbiltrafikk være lite informativ dersom man ikke kan si noe om endringen i konsumentoverskuddet, som igjen i stor grad avhenger av hvilke virkemiddel som er brukt for å utløse tiltaket. Som nevnt i lavutslippsrapporten vil virkningen på konsumentoverskuddet være et helt annet dersom tiltaket utløses gjennom en effektiv samordning av areal- og transportpolitikk, enn dersom tiltaket utløses gjennom forbud eller høye avgifter. For flere av tiltakene beskrevet over, nevnes det at kostnadskomponenter avhenger av virkemiddelutforming. Vi mener derfor at man i sammenheng med tiltaksanalysene burde synliggjøre kostnadene ved implementering gjennom det mest kostnadseffektive virkemiddelet, og gjerne diskutere hvilke alternative virkemidler som eksisterer.

Miljødirektoratet oppgir i samtale med oss at man ønsker å skille diskusjonen av tiltakskostnader fra diskusjonen av virkemidler, ut fra en tanke om at tiltakskostnadene må avdekkes før man eventuelt gjør virkemiddelvurderinger. Dette synes å passe med en modellverden der tiltak til og med en marginalkostnad på x per enhet CO_2 kan utløses ved en CO_2 -avgift på y . Alternativt kan politikerne subsidiere tiltakene med subsidiet z . Vi vet fra økonomisk teori at subsidiet vil gjøre tiltakspakken dyrere enn om man brukte avgift som virkemiddel, men den innbyrdes rangeringen av tiltak vil normalt ikke påvirkes (selv om det kan skje).

Gjennomgangen av tiltakene økt elbilandel og redusert matsvinn, sammen med den mer overordnede vurderingen av andre tiltak innen transport og jordbruk, er imidlertid tilstrekkelig til å slå fast at det i praksis i mange tilfeller er umulig å skille virkemiddel fra tiltak. Det finnes ingen enkle virkemidler for å redusere for eksempel matsvinn og for elbilers del finnes det virkemidler som for så vidt er enkle, men som ikke treffer CO_2 -utslipp direkte. Det er vel kjent at ved å subsidiere en Tesla er det mer enn CO_2 -reduksjonen som blir billigere. Også bilstereo, setetrekk osv nyter godt av subsidiet.

Etter vår vurdering kan det være hensiktsmessig å skille mellom tiltakskostnad og virkemiddelkostnad, men kostnaden ved å bruke det mest kostnadseffektive virkemiddelet bør legges på tiltakskostnaden. Virkemiddelkostnaden er da differansen

mellom det det koster å bruke det mest kostnadseffektive virkemiddelet og et annet virkemiddel.

En kartlegging av europeiske tiltaksanalyser fra 2016 (Vista Analyse, 2016) viser at en i en del land vurderer tiltak og virkemidler i sammenheng. I den danske tiltaksoversikten (Tverministriel arbeidsgruppe, 2013) er det for eksempel vurdert et utvalg av virkemidler for hvert tiltak, og det er gjort samfunnsøkonomiske analyser av tiltakene koblet med de ulike virkemidlene for å avdekke kostnader og potensiale for utslippsreduksjoner. Vi mener denne tilnærmingen også bør vurderes i det norske tilfellet.

Det kreves en mer omfattende utredning for å kartlegge hvilke typer tiltak disse to svakhetene er spesielt viktige for, og hvilke muligheter man har for å kunne forbedre analysene på disse punktene. Dette er altså en kritikk som retter seg mot de presumptivt «gode» tiltaksanalysene *innen* transport og jordbruk. I tillegg er det selvsagt viktig å vurdere tiltak *utenom* de to eksempeltiltakene vi har sett spesielt på innen transport og jordbruk på en bedre måte, ved hjelp av metodikken man har sagt man ønsker å benytte. I noen tilfeller kan teknologisk usikkerhet og usikkert tallgrunnlag gjøre det vanskelig å gjøre en god beregning av samfunnsøkonomisk tiltakskostnad. Da bør imidlertid virkninger som ikke kan prissettes eller kvantifiseres tydeliggjøres og eksplisitt nevnes dersom man ønsker å plassere tiltak i en kostnadskategori basert på skjønn.

.

3. Hvordan kan beregnede tiltakskostnader brukes i virkemiddelvurderinger?

Den samfunnsøkonomiske tiltakskostnaden skal, som beskrevet i kapittel 2, fange opp alle virkninger av et tiltak, og virkninger som det ikke er forsvarlig å tallfeste skal også synliggjøres. Virkningene kan deles inn etter aktører (virkninger på produsentoverskudd, konsumentoverskudd og eksterne virkninger), eller etter type kostnad (investeringskostnader, produksjonskostnader osv.). Ettersom det er virkninger på samfunnet som helhet som er relevant, er man i utgangspunktet ikke interessert i fordelingen av kostnadene over de ulike aktørene. Dermed kan man for eksempel se bort fra skatter, avgifter og subsidier som kun innebærer en overføring mellom private og staten. Dersom man i stedet er interessert i virkemiddelutforming, og doseringen av økonomiske virkemidler som er nødvendig for å utløse et tiltak, er det de privatøkonomiske kostnadene som er relevante.

3.1 Privatøkonomiske tiltakskostnader

I mange tilfeller vil de privatøkonomiske kostnadene ved et tiltak avvike fra de samfunnsøkonomiske kostnadene på grunn av ulike typer markedssvikt. Et viktig eksempel er eksternaliteter som ikke er internalisert gjennom for eksempel avgifter. For å utløse tiltakene trengs det virkemidler som tetter gapet mellom de samfunnsøkonomiske og privatøkonomiske lønnsomhetsberegningene, enten ved å redusere de privatøkonomiske kostnadene forbundet med tiltaket, eller å øke nytten ved å gjennomføre tiltaket. Tilsvarende argument gjelder for tiltak med positiv tiltakskostnad, hvor den private tiltakskostnaden kan avvike fra den samfunnsøkonomiske tiltakskostnaden på grunn av ulike former for markedssvikt. Dersom den samfunnsøkonomiske tiltakskostnaden er beregnet i en tiltaksanalyse, kan den dermed ikke nødvendigvis brukes direkte for å beregne nivået på økonomiske virkemidler for å utløse tiltaket. Med andre ord kan man ikke sette en avgift eller subsidium lik y for å utløse alle tiltak med samfunnsøkonomisk tiltakskostnad opp til x .

Vista Analyse (2011) viser til en rekke mulige årsaker til avvik mellom privatøkonomiske og samfunnsøkonomiske lønnsomhetsberegninger. Merk at punkt 1 og punkt 2 under ikke dreier seg om markedssvikt, men om feil i den beregnede tiltakskostnaden.

1. Ikke-kvantiserte kostnader

Dette er relatert til svakhetene ved tiltaksanalysene som er gjennomgått i kapittel 2 og dreier seg om at ligning (i) i kapittel 2.1, for eksempel knyttet til endret konsumentoverskudd som følge av tiltaket, ikke fullt ut er kvantisert. Det viktigste man kan gjøre her er å gjøre gode samfunnsøkonomiske analyser av tiltakene, og tydeliggjøre usikkerheten forbundet med anslagene.

2. Høyere avkastningskrav i privat sektor

Høyere avkastningskrav i privatøkonomiske vurderinger av utslippsreducerende tiltak enn i samfunnsøkonomiske vurderinger, kan skyldes at privat sektor står overfor høyere renter og større risiko, begrenset kapitaltilgang, eller andre typer markedssvikt. Vista Analyse (2011) finner ikke grunnlag for at begrenset kapitaltilgang gir spesielt høye avkastningskrav for utslippsreducerende tiltak i privat sektor. Det påpekes at systematisk usikkerhet knyttet til framtidig klimapolitikk kan være viktig, men at denne

usikkerheten er relevant for alle deler av samfunnet, og dermed er et argument for høyere samfunnsøkonomisk avkastningskrav, og ikke større differanse mellom samfunnsøkonomisk og privatøkonomisk avkastningskrav. Vista Analyse (2011) konkluderer med at det er behov for grundigere vurderinger av hvilken kalkulasjonsrente som bør ligge til grunn, samt en vurdering av behovet for ulikt privat og samfunnsøkonomisk avkastningskrav.

Menon Economics har på oppdrag fra Miljødirektoratet utredet bransjespesifikke avkastningskrav for de næringene som er mest relevante for tiltakene Miljødirektoratet undersøker (Menon Economics, 2017). Beregningene er gjort ved hjelp av to modeller (Capital Asset Pricing Model og Weighted Average Cost of Capital), og rapporten viser øvre og nedre anslag på normalavkastningskrav for bransjene som en vektet sum av egenkapitalkostnad og gjeldskostnad etter selskapsskatt. De beregnede normalavkastningskravene er høyest for olje- og gassnæringen, med et estimert nominelt avkastningskrav på mellom 6,7 og 11,1 prosent. Også offshore leverandørindustri og energiintensiv industri har høye beregnede avkastningskrav. Spesielt relevant for sektorene vi ser på i denne rapporten er at landbruksnæringen har det laveste estimerte nominelle avkastningskravet, på mellom 2,7 og 5,6 prosent. Ulike transportnæringer har beregnede avkastningskrav på mellom 4,2 og 8,4 prosent. Vi har ikke hatt mulighet til å vurdere metoden som er brukt for å gjøre disse beregningene, men registrerer at de beregnede avkastningskravene i hovedsak er høyere enn den anbefalte kalkulasjonsrenta for samfunnsøkonomiske analyser på 4 prosent.

I Klimakur 2020 (2010) er følgende antakelser gjort: 5 prosent kalkulasjonsrente, 7 prosent avkastningskrav i byggesektoren, 20 prosent avkastningskrav i industrien. DFØ (2014) og veiledere som bygger på denne, anbefaler som kjent 4 prosent kalkulasjonsrente. Tre ting er å si når en har en slik situasjon:

- Alle tiltak som binder opp kapital i dag, men ikke i fremtiden, vil fortone seg som dyrere sett fra privat ståsted enn sett fra offentlig ståsted. For alle tiltak som binder opp kapital kun i dag, må tiltak med marginalkostnad x utløses av et virkemiddel større enn x . Dersom marginalkostnaden er 10 kroner, trengs kanskje et virkemiddel på 12 kroner osv.
- Forskjellen mellom tiltakskostnad og virkemiddeldosering er større desto høyere kalkulasjonsrente som benyttes i privat sektor. Med tallene fra Klimakur som en fasit for eksempelets skyld, er forskjellen (mye) større for industriltak enn for byggesektoren.
- Forskjellen mellom tiltakskostnad og virkemiddelkostnad er mindre desto mer av (den udiskonterte) totalkostnaden som er plassert langt frem i tid. Et tenkt tiltak der *alle* kostnadene påløper mange år frem i tid, vil fortone seg som billigere for privat sektor enn for samfunnet.

For å illustrere den tallmessige betydningen av disse forholdene, ser vi på et tiltak som koster 100 i investeringskostnad, ingen variabel kostnad og skal nedbetales over 20 år. Som Miljødirektoratet bruker vi annuitetsformelen. Anta at utslippsreduksjonen er så stor at ved fire prosent rente er årlig kostnad per tonn CO₂ lik 10. Legger vi i stedet til grunn ti prosent kalkulasjonsrente, er den private kostnaden 16. Ved en kalkulasjonsrente på ti prosent trengs det altså i dette tilfellet et virkemiddel som er drøyt halvannen gang høyere enn tiltakskostnaden.

Ved 20 prosent kalkulasjonsrente er den private kostnaden 28. Nå trengs et virkemiddel som er nesten tre ganger høyere enn tiltakskostnaden.

3. Markedssvikt: Manglende informasjon

Man må skille mellom manglende informasjon, som er en markedssvikt, og manglende bruk av eksisterende informasjon, som dreier seg om at kostnader forbundet med informasjonsinnhenting ikke er tatt med i den beregnede tiltakskostnaden. Dette dreier seg altså om en feil i beregningsgrunnlaget, som gjør at den samfunnsøkonomiske lønnsomheten er overvurdert, altså et tilfelle av moment 1 over. For eksempel kan alle husholdninger finne ut hvor mye de kaster av hvilke typer mat og hvor mye det koster dem, ved å systematisk registrere avfallsmengder og sammenstille informasjon fra kvitteringer, men her er det også en tidskostnad knyttet til å registrere og sammenstille informasjonen. Dersom man antar at denne informasjonen er kostnadsfri for husholdningen kan man overestimere lønnsomheten ved å redusere matsvinn. Uavhengig av om det dreier seg om manglende informasjon eller at man ikke har tatt hensyn til informasjonskostnaden, vil dette innebære at man trenger en høyere avgift enn den beregnede gjennomsnittlige tiltakskostnaden for å utløse tiltaket.

4. Markedssvikt: Eksterne kostnader

Kostnader knyttet til eksterne effekter som støy og lokal forurensing som ikke er internalisert gjennom avgifter, kan føre til at tiltak har lavere privatøkonomisk enn samfunnsøkonomisk lønnsomhet (eventuelt høyere privatøkonomiske enn samfunnsøkonomiske kostnader). Dette vil være relevant for transporttiltak, hvor for eksempel de positive effektene på lokal forurensing er medregnet i tiltakskostnaden, men hvor de fleste av disse eksterne effektene ikke er internalisert for aktørene som skal utløse tiltakene. Dermed kreves det kraftigere virkemidler enn det som framkommer av en gjennomsnittlig samfunnsøkonomisk tiltakskostnad.

5. Atferdsbarrierer

En siste mulig kilde til differanse mellom privat og samfunnsøkonomisk tiltakskostnad, er det vi kan kalle atferdsbarrierer: Individuer kan ha andre tidspreferanser enn samfunnet som helhet, for eksempel kan individer være mer utålmodige på kort sikt enn på lang sikt, såkalte hyperboliske preferanser, eller nåtidsskjevhet. Dette kan føre til at tiltak som medfører gevinster for individet på sikt, likevel ikke gjennomføres, og det kreves en kraftigere dosering av økonomiske virkemidler enn det som framkommer av den samfunnsøkonomiske kostnaden.

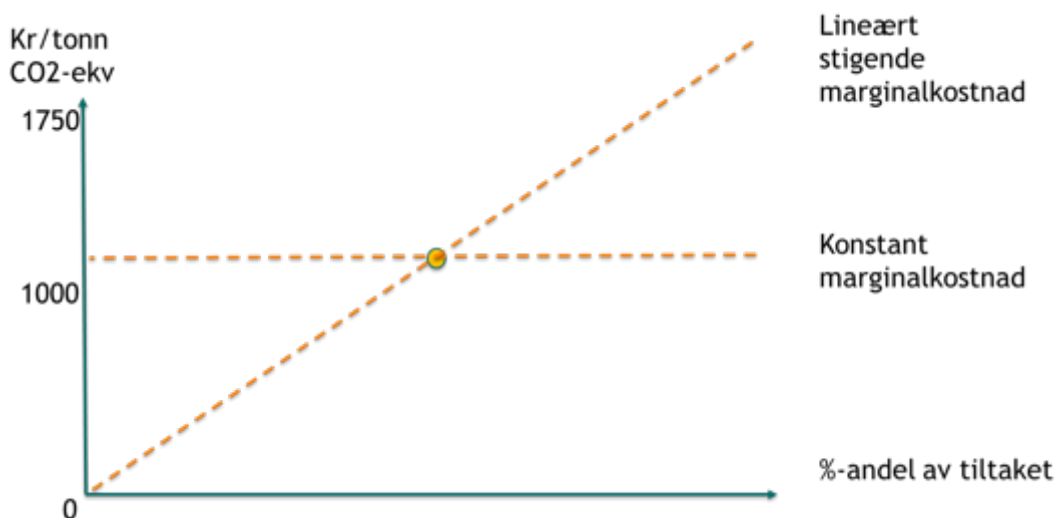
3.2 Gjennomsnittlige og marginale insentiver

Miljødirektoratet (2017) viser til at målet med tiltaksanalysene er å beregne gjennomsnittlige samfunnsøkonomiske kostnader for tiltakene. Selv om disse ikke kan brukes direkte for å vurdere størrelsen på økonomiske virkemidler, argumenterer Miljødirektoratet for at de estimerte tiltakskostnadene kan justeres for å gi grunnlag for virkemiddelvurderinger. For å gjøre virkemiddelvurderinger må man kjenne til den privatøkonomiske kostnaden ved et tiltak, inkludert eventuelle «skjulte» kostnader eller barrierer. For privatøkonomiske kostnader er det markedspriser, inkludert skatter, avgifter og subsidier som er det relevante beslutningsgrunnlaget. Avkastningskravet kan også avvike fra avkastningskravet for samfunnet som helhet, og det kan eksistere skjulte kostnader eller barrierer knyttet til de ulike formene for markedssvikt som nevnes over, eller atferdsbarrierer. Gitt at den beregnede samfunnsøkonomiske tiltakskostnaden inkluderer alle relevante virkninger, vil man måtte justere for følgende elementer for å kunne bruke tiltakskostnaden i virkemiddelvurderinger:

- Justere priser for skatter, avgifter og subsidier

- Justere for eventuelt høyere privatøkonomisk avkastningskrav
- Justere for eksterne effekter som ikke er internalisert for konsumenter/produsenter
- Justere for barrierer som følger av markedssvikt, for eksempel manglende informasjon,

Mange av disse elementene lar seg vanskelig tallfeste, og kan også variere fra person til person eller bedrift til bedrift. Et relevant spørsmål er om marginalkostnaden varierer over tiltaket, eller om den er konstant. Figur 3.1 viser et tilfelle med en konstant marginalkostnadskurve over hele tiltaket, og et tilfelle med en lineært stigende marginalkostnad. Man kan se for seg den privatøkonomiske marginalkostnadskurven som summen av tiltakskostnadene for hver enkelt person eller bedrift. For tiltak som ikke innebærer viktige virkninger på konsumentoverskuddet, for eksempel gjennom ulemper eller ubehag, kan man se for seg en relativt jevn marginalkostnad. I Miljødirektoratet (2017) nevnes biodrivstofftiltak som eksempel på tiltak hvor man kanskje kan anta en konstant marginalkostnad. Tiltak som dreier seg om å redusere personbiltrafikk vil på den andre siden kunne innebære svært varierende ulemper, fra svært liten ulempe for bilister med gode, alternative transporttilbud, til en høy ulempe for reisende med færre og dårligere alternative transporttilbud. Man kan se for seg en høy marginalkostnad for å utløse de siste utslippsreduksjonene i et slikt tiltak.



Figur 3.1 Stigende versus konstant marginal tiltakskostnad.

Kilde: Miljødirektoratet (2017)

Dersom man baserer seg på en gjennomsnittlig privatøkonomisk tiltakskostnad for å dosere virkemiddelet, vil for eksempel en avgift på utslipp lik den gjennomsnittlige tiltakskostnaden kun utløse hele utslippsreduksjonspotensialet dersom marginalkostnaden er konstant. Dersom marginalkostnaden er stigende, vil kun tiltaket bli utløst for individene med tiltakskostnad lavere enn avgiften.

For å gjøre virkemiddelvurderinger for tiltak hvor det er sannsynlig at marginalkostnaden ikke er konstant, kreves det mer kunnskap enn en justert gjennomsnittlig samfunnsøkonomisk kostnad. Her trenger man en vurdering av marginalkostnaden for tiltaket, for eksempel basert på empiriske studier av konsumentatferd eller simuleringer i transportmodeller. Innenfor rammen av dette prosjektet har vi ikke hatt mulighet til å gå nærmere inn på hva slags

kunnskapsgrunnlag som eksisterer for å gjøre slike vurderinger, men vi ser på det som en viktig oppgave for framtidig arbeid.

3.3 Konklusjon og behov for videre arbeid

Som tidligere nevnt kan man i teorien se for seg at tiltakskostnaden kan beregnes helt uavhengig av virkemiddelverdinger, og at man ved hjelp av de beregnede tiltakskostnadene kan tegne en kostnadskurve som viser marginalkostnaden ved ulike nivå på utslippsreduksjonene. Man kan se for seg en første-beste verden hvor man kan utløse tiltakene ved å sette en universell pris på utslipp som sikrer at man når et gitt mål om utslippsreduksjoner. I en slik verden vil alle tiltak med tiltakskostnad lavere enn karbonprisen utløses. Når man i den virkelige verden ikke kan bruke første-beste, kostnadseffektive virkemiddel, kreves det vurderinger av virkemidler for hvert enkelt tiltak.

Det er vanskelig å gi en anbefaling om bruk av tiltakskostnader i virkemiddelverdinger på generelt grunnlag, når metoden for å beregne tiltakskostnader varierer mye fra tiltak til tiltak, og det for mange tiltak ikke har vært mulig å beregne samfunnsøkonomiske kostnader. Mangelen på beregninger skyldes i noen tilfeller stor usikkerhet om teknologisk utvikling, manglende tallgrunnlag, eller at tiltakene ikke er grundig utredet av ressursmessige årsaker. Kartleggingen vår viser at det særlig er krevende å gjøre gode beregninger av kostnader for konsumentene, og flere av tiltakene skal utløses av nettopp konsumentene. Dermed er kunnskap om konsumentenes preferanser sentrale i å utforme effektive virkemiddel.

I teorien virker det enkelt og logisk å basere virkemiddeldosering på beregnede tiltakskostnader, som justeres for skatter/avgifter, avkastningskrav også videre. Vår kartlegging av tiltaksanalysene som eksisterer viser imidlertid at det kan være vanskelig å beregne gode nok virkemiddelkostnader til at en slik enkel justering vil gi nyttig informasjon om dosering av økonomiske virkemidler. I noen tilfeller er det heller ikke åpenbart hvilke virkemidler som eksisterer, eller om det i det hele tatt eksisterer virkemidler for å utløse tiltakene. Man kan derfor argumentere for at en kostnadsberegning av tiltak som gjøres helt uavhengig av virkemiddelverdinger er lite hensiktsmessig, og i noen tilfeller kanskje kan føre til at potensialet for utslippsreduksjoner overestimeres.

I tilfeller hvor det er få, eller enkelt kvantifiserbare virkninger på konsumentoverskuddet, kan det være nyttig å vurdere dosering av virkemidler basert på beregnede tiltakskostnader. Slik kunnskapsgrunnlaget er nå, er det imidlertid vanskelig å anbefale en generell tilpasning av beregnede tiltakskostnader for å bruke dem i virkemiddelverdinger. Uansett mener vi at det i tillegg kreves grundige utredninger av samfunnsøkonomiske kostnader og det reelle potensialet for utslippsreduksjoner som følger av ulike kombinasjoner av tiltak og virkemidler.

4. Tiltaksanalyser og makroøkonomiske modeller

I dette kapitlet sammenlikner vi tiltaksanalyse som metode opp mot bruk av makroøkonomiske modeller for å vurdere samfunnsøkonomiske kostnader ved utslippsreduksjoner. I denne forbindelse vurderer vi også betydningen av å bruke informasjon fra bottom-up analyser i makroøkonomiske modeller. Sammenlikningen er forholdsvis overordnet.

4.1 Karakteristika ved samfunnsøkonomiske tiltaksanalyser

Tiltakskostnader beregnet fra bunnen av (bottom up), som assosieres med samfunnsøkonomiske tiltaksanalyser, skiller seg betydelig fra tiltakskostnader beregnet fra toppen av (top down), som assosieres med modellbasert samfunnsøkonomisk analyse.

I bottom up analyser tas det gjerne utgangspunkt i ett eller flere konkrete tiltak, av den typen vi har gitt eksempler på i kapittel 2. Det samles informasjon om investeringskostnaden qI , der q er prisen på investering og I er kvantum, og videre variable arbeidskraftskostnader wL , der w er lønnskostnad og L er kvantum, sammen med pE (pris på energi og energikvantum) og eventuelle andre innsatsvarer. Investeringskostnaden qI kan være et estimat bygget på anslag fra entreprenører. For å gi dette anslaget kalkulerer entreprenørene inn sine kapitalkostnader til maskiner og utstyr, sine arbeidskostnader osv. Prisene man opererer med i samfunnsøkonomiske tiltaksanalyser kan skille seg noe fra markedspriser, se kapittel 2. Spesielt blir det gjerne regnet priser uten mva.

I tillegg til kostnadene til investering, varer og tjenester, regnes det i gode samfunnsøkonomiske analyser av tiltakskostnader inn en kostnad for miljøskader, det beregnes endring i konsumentoverskudd dersom relevant, og det beregnes en skattekostnad regnet som 20 prosent av netto provenyendring. For å beregne virkninger på konsumentoverskudd må det antas en kompensert etterspørselsfunksjon relatert til det tiltaket man regner kostnad av.

I tiltaksanalysene til Miljødirektoratet er investeringskostnaden ofte gjort om til en årlig kapitalkostnad i form av en annuitet. Annuitetsformelen er som kjent regnet slik at årlig sum av renter og avdrag er konstant over levetiden, med størst vekt på renter til å begynne med, og størst vekt på avdrag mot slutten. Profilen for betaling av avdrag korresponderer økonomisk sett til en likedan profil for depresiering av investeringen. Denne profilen avviker fra for eksempel lineær eller geometrisk depresiering, uten at den dermed er gal.

En vanlig opplevelse i forbindelse med tiltak er såkalte reboundeffekter, dvs at etterspørsel og tilbud av det som er gjenstand for tiltak, endrer seg som følge av tiltaket. Reboundeffekter kan påvirke både tiltakets kostnad (telleren i uttrykket k_t i likning (ii) over) og beregnet utslippsreduksjon (nevneren i uttrykket i (ii)). Reboundeffekter er et eksempel på et mer generelt fenomen i tiltaksanalyser, nemlig at etterspørsel og tilbud som bedømmes utenfor analysen og er låst, i realiteten kan endre seg.

4.2 Karakteristika ved modellanalyser av tiltak

I top down tiltaksanalyser tas det gjerne utgangspunkt i at bedrifter har spesifiserte produksjonsteknologier der kapital (investeringer), arbeidskraft, energi og andre

innsatsfaktorer settes sammen for å produsere varer og tjenester. Alle bedrifter i samme bransje/næring antas å ha liknende eller samme produksjonsteknologi, som kan spesifiseres i én teknologi for bransjen/næringen. Et sentralt aspekt ved produksjonsteknologiene i hver næring er at en innsatsfaktor kan erstatte en annen i produksjonen. Det tekniske ordet er substitusjon og substitusjonsmuligheter. Slik kan enhver næring produsere ved hjelp av mye eller lite energi og utslipp (for eksempel). Bedriftene/næringene antas å velge den produksjonsteknologien som passer best til prisene. Hvis for eksempel energi og utslipp er dyrt, velger bedriftene i modellen en produksjonsteknologi preget av liten energibruk.

Noe tilsvarende gjelder for tiltak som retter seg mot husholdningene. Husholdningene er i top down modeller utstyrt med etterspørselskurver som er avledet av en underliggende såkalt nyttefunksjon. Nyttefunksjonen kan sies å spesifisere en behovsteknologi, parallell til produksjonsteknologien for bedrifter. I nyttefunksjonene spesifiseres substitusjonsmuligheter mellom varer og tjenester ved konstant behovstilfredsstillelse/nytte.

I top down analyser bør tiltaksteknologier beskrives ved hjelp av kvanta K , L , E osv. Bruken av tiltak må kobles fremover til modellens produksjonsteknologi, herunder forutsetningene om hvordan en innsatsfaktor erstatter en annen. Produksjonen av tiltaksteknologi (K , L , E osv) må kobles til produserende næringer, og til kryssløpet.

De tilhørende prisene q , w , p osv er endogene, dvs de regnes ut av modellen som reaksjon på de underliggende økonomiske forholdene. Videre regner modellen ut endring i konsumentoverskudd ved tiltak på grunnlag av de spesifiserte etterspørselsfunksjonene. Enkelte modeller er i stand til å beregne endring i utslipp som følge av en tiltaksteknologi, og den tilhørende miljøkostnaden. I modeller som beregner top down er det vanlig å anta at kapitalslitet er lineært eller geometrisk, selv om en kapitalslitsprofil som svarende til konstant annuitet også er i bruk.

Oppsummert er top-down analyser grovere enn bottom-up tiltaksanalyser på den måten at (dagens generasjon av) top-down analyser antar én produksjonsteknologi per næring og tiltak må tvinges inn i den produksjonsteknologien som antas. Dette må karakteriseres som en ulempe ved slike analyser, det gjør at de går glipp av detaljer i tiltak som er viktige i virkelighetens verden. På den annen side har bottom-up analyser en svakhet i at de antar konstante priser og med noen unntak også konstante kvanta. Tiltakskostnader fra bottom-up analyser kan uansett ikke uten videre tas inn i modellbaserte top-downanalyser. Tiltakskostnadene regner ut samfunnsøkonomiske kostnader (alternativkostnader), mens markedsprisene som inngår utredningen av samfunnsøkonomiske kostnader er endogene i en velspesifisert modell, og skyggeprisene/samfunnsøkonomiske kostnader fremkommer endogent.

4.3 Bottom-up informasjon i økonomiske modeller

Vi rapporterer nå forsøk i SSB på å forene informasjon fra bottom-up analyser og top-down økonomiske modeller. Fremstillingen bygger på Fæhn (2016).

Fæhn kaller sitt innlegg *The best of two traditions*. Det er en tittel som antyder at det kan ha stor betydning og potensial dersom man klarer å forene de to tilnærmingene. Fæhn legger fram tre forskningsretninger som i øyeblikket undersøkes, og her er det uunngåelig med faguttrykk:

1. «soft-link» av SSBs likevektsmodell SNOW og teknologimodellen MARKAL
2. Inklusjon av tiltakskostnader i CGE
3. Rensing som et CES-komposit

(1) Soft-link av SNOW og MARKAL

Dette innebærer at resultater fra den første modellen mer eller mindre manuelt føres inn som input til den andre modellen, hvorpå resultater fra den andre modellen føres inn som input til den første modellen, osv., i en iterativ prosess. Fæhn kommenterer at i tilfellet med SNOW og MARKAL har dette vist seg meget arbeidskrevende, og noen inkonsistenser viser seg umulig å fjerne. Det etterlatte inntrykket er at andre forskningsretninger er mer lovende.

(2) Inklusjon av tiltakskostnader i CGE

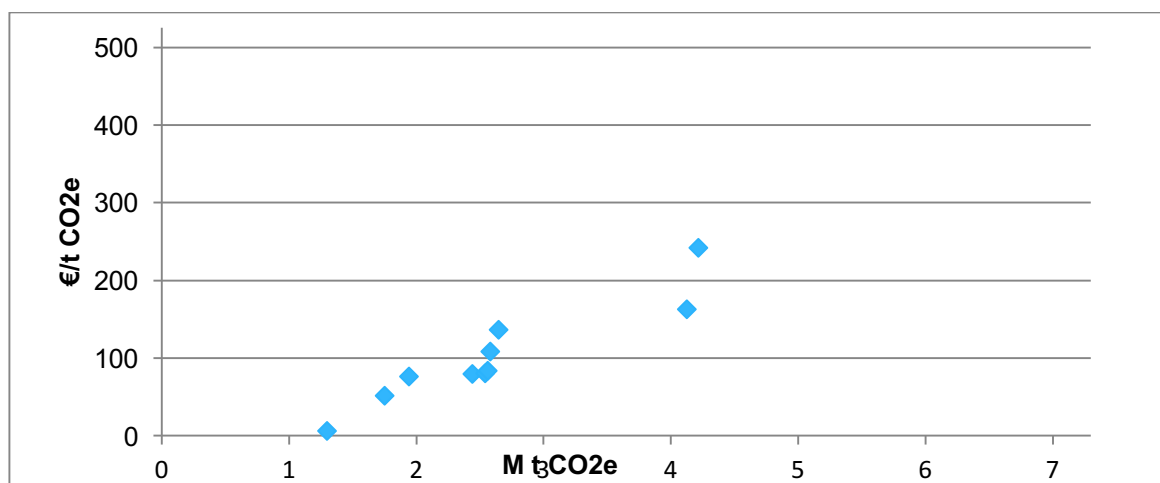
Dette innebærer å estimere en tiltakskostnadsfunksjon basert på estimater av enkelttiltak. Vi kan se nærmere på hva dette innebærer. Startpunktet her er en oversikt over bottom-up tiltakskostnader fra Klimakur 2020 (2010), som spesifisert i Tabell 4.1.

Tabell 4.1 Faksimile av tiltak og tiltakskostnader i prosessindustrien

	Abatement measure	Annuity (EUR/tCO ₂ e)	Abatement (Mt CO ₂ e)	Accumulated abatement (Mt CO ₂ e)
a	Process optimisation (metals)	6	0.50	0.50
b	Energy efficiency and substitution (metals)	6	0.30	0.80
c	Energy efficiency and substitution (pulp and paper)	6	0.29	1.09
d	Substitution of bio (cement and other minerals)	6	0.16	1.25
e	Energy efficiency and substitution (chemicals)	6	0.04	1.30
f	<40% charcoal for coke (ferrosilicon)	52	0.45	1.75
g	<20% charcoal for coke (ferromanganese)	76	0.19	1.94
h	<80% charcoal for coke (ferrosilicon)	79	0.50	2.44
i	Substitution of bio (cement)	81	0.10	2.54
j	Process optimisation (petrochemicals)	83	0.02	2.56
k	Charcoal substitute for coke (silicon carbide)	109	0.02	2.58
l	Substitution of bio (anodes)	137	0.07	2.65
m	CCS (fertilisers)	163	0.69	3.34
n	CCS (cement)	163	0.79	4.13
o	Substitution of bio (pulp and paper)	241	0.09	4.21

Kilde Fæhn og Isaksen (2016)

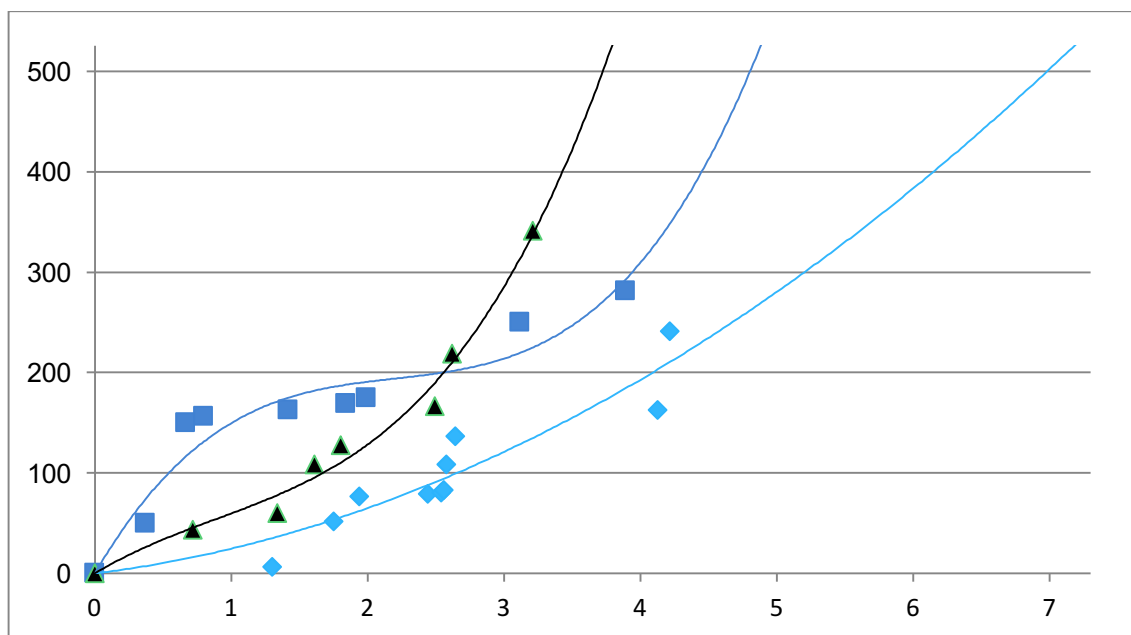
Her ser vi at det er annuiteten som utregnes, sammen med utslippsreduksjon. Slike data kan for eksempel komme fra Miljødirektoratet (2015). Plottet i en figur ser dette ut som i Figur 4.1:



Figur 4.1 Kostnader ved å redusere utslipp av CO₂ ved ulike tiltak

Kilde Fæhn (2016)

På tilsvarende måte regnes det ut kostnader for tiltak innen petroleumsektoren, og veitransport. Til slutt estimeres det trendlinjer for hver av tiltakskategoriene. Vi får da et bilde som gjengitt i Figur 4.2:



Figur 4.2 Kostnadsfunksjoner prosessindustri, petroleum, veitransport

Kilde Fæhn og Isaksen (2016). Mørkeblå firkanter = petroleum. Svarte trekkanter = transport. Lyseblå diamanter = prosessindustri

Disse funksjonene kan så knyttes til de respektive sektorene i CGE-modellen og modellen kan løses med funksjonene inkludert. Med tre nye likninger kan man endogenisere tre utslippskoeffisienter.

Fæhn (2016) kommenterer at sammenliknet med soft-linking er en fordel med dette opplegget at et stort antall beregninger kan gjøres med letthet. En gjenstående ulempe er at renseteknologien for en næring implisitt antas å ha samme faktorsammensetning som næringen som helhet. En annen ulempe er at visse tiltaksmuligheter må påregnes å ligge inne i teknologiforutsetningene fra før av. Det kan føre til dobbelttelling av enkelte tiltak.

(3) Rensing som et CES-kompositt:

Et CES-kompositt av to innsatsfaktorer er en kvantumsindeks over de to varene karakterisert ved at substitusjonselastisiteten mellom varene er konstant (CES står for constant elasticity of substitution). Ideen i denne forskningsretningen er at kapitalinvesteringer kan føre til lavere energibruk, altså en substitusjon, og at denne sammenhengen kan estimeres som en CES-funksjon på grunnlag av data for tiltakskostnader.

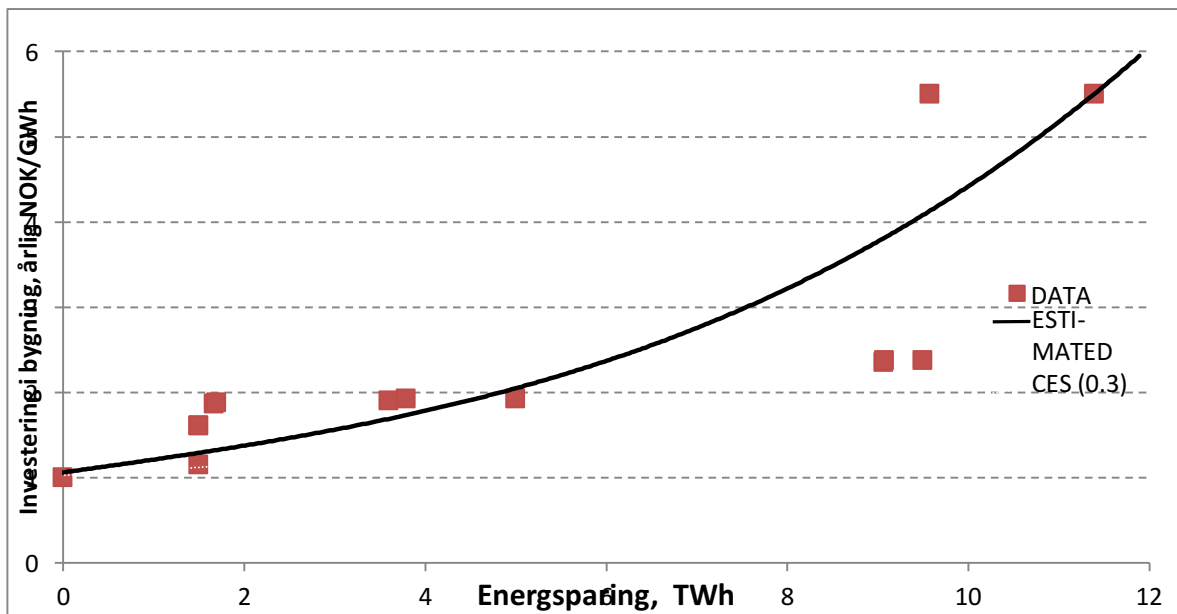
Så langt har man sett på tiltak i husholdningssektoren knyttet til bygninger og noe solenergi. Data for tiltakskostnader i husholdningssektoren er hentet fra energisystemmodellen TIMES-Norway, for energieffektiviseringstiltakene i oppvarming listet opp i Tabell 4.2.

Tabell 4.2 Mulige tiltak i husholdninger, fra TIMES-Norway

Reguleringer	Energieffektiviseringstiltak			Energiproduksjon	
Nåværende krav	Investeringer oppvarming	Investeringer EI-spesifikke	Atferd	Produksjon med:	Bedre virkningsgrad ved:
<ul style="list-style-type: none"> - TEK10 - Glødepæreforbud - etc. 	<ul style="list-style-type: none"> - Etterisolering - Nye dører / vinduer - Tettelister - Sparedusjer - Varmtvannsbereder - Varmeanlegg - Ventilasjon - Styring og regulering - Energioppfølging 	<ul style="list-style-type: none"> - Ventilasjon - Styring og regulering - Energioppfølging - Energieffektivt utstyr 	<ul style="list-style-type: none"> - Standby - Slukke lys - Drift og bruk av husholdningsutstyr - Effektiv lufting 	<ul style="list-style-type: none"> - Varmepumper - Væske-vann - Luft-luft - Solceller (PV) 	<ul style="list-style-type: none"> - Ny vedovn - Ny kjele - Panelovn erstatter kjele - Etc.
Framtidige krav					
<ul style="list-style-type: none"> - TEK - Utstyrskrav - etc. 				<ul style="list-style-type: none"> - Soltermisk - Varmtvann - Kombi vann & varme 	

Kilde: Bye mfl. (2016)

Med utgangspunkt i tiltakene estimeres en sammenheng mellom kapitalkostnad og energisparing, jf **Feil! Fant ikke referanseilden..** Det sentrale er substitusjonselastisiteten, som her estimeres til 0,3.



Figur 4.3 Tiltakskostnader i bygninger og CES-elastisitet, husholdningssektoren

Kilde: Bye m.fl. (2016)

Med substitusjon mellom kapital og energi i husholdningssektoren spesifisert på denne måten, kan det gjøres analyser av virkemidler og tiltak. Så langt har man funnet at bygningstiltakene innebærer en betydelig kostnad når de regnes gjennom hele CGE-modellen, og at rebound er betydelig.

Fæhn (2016) bemerker at en fordel med tilnærmingen er at substitusjonselastisiteten kan beregnes på grunnlag av forventninger om fremtidige tiltak og fremadskuende teknologier, ikke som i tradisjonell økonometri basert på historien. Det kan også være en fordel at mye informasjon om tiltakskostnader er kokt ned til én parameter, substitusjonselastisiteten.

Hun peker også på noen gjenstående problemer: CES-funksjonens styrke, dens enkelhet og all informasjonen som er kokt inn i én parameter kan også være en svakhet idet informasjon om tiltak og tiltakskostnader kan gå tapt. Et annet problem er det forhold at flere tiltak ifølge TIMES har negative tiltakskostnader. Tiltak med negative kostnader utgjør et problem for CGE-modeller, som forutsetter at markedsaktørene gjennomfører tiltak som er privatøkonomisk lønnsomme.

Et neste skritt i SSBs arbeid med å knytte bottom-up informasjon til modellene er å kombinere de to forskningsretningene *tiltakskostnader i CGE* og *energisparing som et CES-kompositt*. Tiltak på energisiden vil representeres som CES-kompositt, mens rene rensetiltak vil representeres av tiltakskostnader. For tiden ser man på tiltakskostnader modellert som en trappetrinnsfunksjon istedenfor de differensierbare funksjonene nevnt over. Hvert tiltak («trappetrinn») er modellert som en Leontief-funksjon, dvs faste faktorforhold. Fæhn (2016) understreker at man dermed også frigjør seg fra forutsetningen om at tiltakene følger sektorens faktorsammensetning. Det gir mer realistisk respons i faktormarkedene.

4.4 Konklusjon og behov for videre arbeid

I dette kapitlet har vi sammenliknet bottom-up tiltaksanalyse sett opp mot bruken av makroøkonomiske modeller for å vurdere samfunnsøkonomiske kostnader ved utslippsreduksjoner, herunder betydningen av bruk av informasjon av bottom-up analyser i makroøkonomiske modeller. Både bottom-up tiltaksanalyse og makroøkonomiske modeller styrker og svakheter, og ingen er generelt best. Det foregår spennende forskningsarbeid for å forene informasjon fra bottom-up og top-down analyser. Å lage en komplett modell som favner alle sider ved bottom-up og top-down er imidlertid langt unna, og neppe heller ønskelig. Fokuserede modeller, inkludert bottom-up modeller, vil ofte være mer kostnadseffektivt og bedre tilpasset konkrete problemstillinger.

Vi har i dette kapitlet ikke hatt anledning til å gå dypt inn bottom-up og top-down analyser hver for seg, eller forskningen som søker å forene disse analyseformene. Vår tilnærming har vært refererende heller enn vurderende. For å gjøre en ordentlig vurdering bør det settes av mer tid og ressurser. Med økende oppmerksomhet om hvordan Norges best kan overholde våre utslippsforpliktelser, får slikt arbeid større aktualitet.

5. Håndtering av tidsaspektet

I dette kapitlet gir vi en kort vurdering av spørsmålet om hvordan man bør vurdere tidsaspektet i analyser av tiltakskostnader når Norge vil stå overfor et karbonbudsjett for ikke-kvotepliktige utslipp for perioden 2021-2030, og ikke bare en utslippsforpliktelse for et valgt målår.

Det prinsipielle i problemstillingen kan illustreres ved å vise en enkel figur for utslippsreduksjonen for et tenkt tiltak, jf. Figur 5.1.



Figur 5.1 Prinsippskisse av utslippsreduksjon i forhold til perioden 2020-2030

Det tenkte tiltaket initieres cirka 2017 og har en levetid frem til henimot 2035. I lavutslippsrapporten divideres tiltakets kostnad på hele utslippsreduksjonen, jf. kapittel 2. Imidlertid er det bare deler av utslippsreduksjonen – mellom 2020 og 2030 – som teller i forhold til Norges forpliktelse for 2020-2030. Spørsmålet er da om det er riktig å dele på hele utslippsreduksjonen, eller om man utelukkende bør dele på utslippsreduksjonen mellom 2020 og 2030? Fordelingen av kostnadene spiller ingen rolle i denne sammenheng.

Svaret på spørsmålet avhenger av om utslippsreduksjoner før 2020 og etter 2030 også har verdi. Dersom reduksjoner før 2020 og etter 2030 alt i alt har samme verdi som reduksjoner i perioden 2020-2030, blir det riktig å gjøre som lavutslippsrapporten gjør, altså å behandle all utslippsreduksjon likt, dele på det hele.

Motsatt, dersom reduksjoner før 2020 og etter 2030 er uten verdi, bør man i kosteffektberegningene nøye seg med å dele på den utslippsreduksjonen som foregår mellom 2020 og 2030. Dette kan passe med en situasjon der man har et karbonbudsjett for hele perioden 2020-2030, men ellers ingen forpliktelser.

Situasjonen er for øvrig ikke prinsipielt forskjellig fra den gangen man forholdt seg til utslippsreduksjon for et enkelt målår.

Det er selvsagt mulig å nyansere det resonnementet vi nå har ført. Kanskje teller utslippsreduksjoner før 2020 og etter 2030 noe, men ikke fullt så mye som reduksjoner mellom 2020 og 2030? Kanskje skal ikke reduksjoner mellom 2020 og 2030 behandles likt, men differensieres år for år? Kanskje skal for eksempel 2030 telle mest, eller det er karbonbudsjett for hvert enkelt år? Prinsipielt kan man se for seg at man istedenfor å dele på $\sum CO_{2i}$ i kost-effektberegningene, deler på $\sum p_i CO_{2i}$ der p_i er den vekten man legger på utslipp i et enkelt år. Noen av disse p_i kan være like, andre forskjellige, det kommer an på situasjonen. Vi ser at vi da nærmer oss nytte-kostnadsanalysen der man istedenfor å dele på summen av CO_2 , eller en vektet sum, isteden legger til den beregnede verdien av CO_2 -reduksjon og beregner tiltakets netto lønnsomhet på det grunnlaget. De tre stadiene man kan se for seg er da

$$k = K/R = K/\sum CO_{2i} \text{ (nåværende prosedyre)}$$

$$\kappa = K/\sum p_i CO_{2i} \text{ (tillater ulik vektning av årlige } CO_2\text{-utslippsreduksjoner)}$$

$$NV = K + \sum p_i CO_{2i} \text{ (netto samfunnsøkonomisk verdi med } p_i \text{ tolket som (neddiskonterte) priser)}$$

Vi har her grovt antydnet et metodisk opplegg. Det ligger utenfor dette prosjektets rammer å vurdere hvorvidt reduksjoner i CO_2 -utslipp på ulike tidspunkter bør ha samme eller ulik verdi. Det bør bero på en grundig vurdering av kortsiktige og langsiktige utslippsforpliktelser og karbonbudsjettets natur. Hensynet til innovasjon, sikkerhet for investering og tiltak, og vanedannelse i bedrifter og husholdninger er andre viktige momenter.

Referanser

Bioforsk. (2014). *Klimagasser i jordbruket. Kunnskapsstatus om utslipp og tiltak for å redusere utslippene*. Rapport Vol. 9, nr.11. 50 s. Bioforsk.

Bye, B., K. Espegren, T. Fæhn, E. Rosenberg og O. Rosnes (2016): Energiteknologi og energiøkonomi: Analyser av energipolitikk i to ulike modelltradisjoner, *Samfunnsøkonomen* 6, 43-53.

Direktoratet for økonomistyring (2014). *Veileder i samfunnsøkonomiske analyser*.

DNV GL (2015): Vurdering av tiltak og virkemidler for mer miljøvennlige drivstoff i skipsfartsnæringen. Rapport nummer 2015-0086, Rev. 0. På oppdrag fra Klima- og miljødepartementet.

Finansdepartementet (2014): *Rundskriv R-109/2014, Prinsipper og krav ved utarbeidelse av samfunnsøkonomiske analyser*. Finansdepartementet

Fæhn, T (2016): The best of two traditions: Integrating bottom-up information in CGE models, including TIMES input; innlegg på Workshop "Linking CGE and TIMES Models", Technology and Innovation Centre, Strathclyde Univ., 09 Nov. 2016

Fæhn, T og E.T. Isaksen (2016) Fæhn, T. and E.T. Isaksen (2016): Diffusion of climate technologies in the presence of commitment problems, *Energy Journal* 37 (2), 155-180, <http://dx.doi.org/10.5547/01956574.37.2.tfae>

Klimakur 2020 (2010): Tiltak og virkemidler for å nå norske klimamål mot 2020, Klima- og forurensningsdirektoratet, Norges vassdrags- og energidirektorat, Oljedirektoratet, Statistisk sentralbyrå, Statens vegvesen. Rapport TA2590

Menon Economics (2017): Bransjespesifikke avkastningskrav. Miljødirektoratet. Av G. Grimsby, L.S. Eide og M. Gulbrandsen. Menon-publikasjon nr. 27/2017

Miljødirektoratet (2015): Klimatiltak og utslippsbaner mot 2030 – Kunnskapsgrunnlag for lavutslippsutvikling. Miljødirektoratet rapport, M-386 2015.

Miljødirektoratet (2016 a): Generelt metodisk utgangspunkt for tiltaksanalyser. Upublisert notat.

Miljødirektoratet (2016 b): Tiltakskostnader for elbil. Samfunnsøkonomiske kostnader ved innfasing av elbiler i personbilparken. Miljødirektoratet rapport, M-620 2016.

Miljødirektoratet (2017): Fra tiltaksanalyser til virkemiddelvurderinger. Upublisert presentasjon

NIBIO (2017): Klimatiltak i norsk jordbruk og matsektor. Kostnadsanalyse av fem tiltak. NIBIO-rapport Vol.3 Nr.2 2017

Tverministriell Arrbejdsgruppe (2013): *Virkemiddelkatalog. Potentialer og omkostninger for klimatiltag*

TØI. (2014). Ressursøkonomisk regnskap for elektrifisering av bilparken. Rapport skrevet av Fridstrøm, L. & Østli, V. TØI rapport 1350/2014. Transportøkonomisk institutt.

Klimatiltak:
Metoder for å beregne kostnader og virkemidler

Vista Analyse (2008): Klima og transport. Rapport utarbeidet for Samferdselsdepartementet. Vista Analyse AS 2008.

Vista Analyse og Thema Consulting Group (2011): Itjnå som kjæm tå sæ sjøl? Hvorfor utløses ikke de lønnsomme klimatiltakene i Klimakur? Vista Analyse rapport 2011/36

Vista Analyse (2016): Europeiske tiltaksanalyser for reduserte klimagassutslipp, en første oversikt. Vista Analyse rapport 2016/42

Vista Analyse AS

Vista Analyse AS er et samfunnsfaglig analyseselskap med hovedvekt på økonomisk forskning, utredning, evaluering og rådgivning. Vi utfører oppdrag med høy faglig kvalitet, uavhengighet og integritet. Våre sentrale temaområder omfatter klima, energi, samferdsel, næringsutvikling, byutvikling og velferd.

Våre medarbeidere har meget høy akademisk kompetanse og bred erfaring innenfor konsulentvirksomhet. Ved behov benytter vi et velutviklet nettverk med selskaper og ressurspersoner nasjonalt og internasjonalt. Selskapet er i sin helhet eiet av medarbeiderne.

Vista Analyse AS
Meltzersgate 4
0257 Oslo

post@vista-analyse.no
vista-analyse.no