

Reduksjon av NO_x i Norge

- En samfunnsøkonomisk vurdering av virkemidler, kostnader og miljø

av

Kristin Stabel Henriksen

Masteroppgave

Masteroppgaven er levert for å fullføre graden

Master i samfunnsøkonomi

Universitetet i Bergen, Institutt for økonomi

Desember 2017

UNIVERSITETET I BERGEN



Forord

Denne utredningen er skrevet i forbindelse med mastergradsstudiet i samfunnsøkonomi ved Universitetet i Bergen. Masteroppgaven utgjør 60 studiepoeng og markerer slutten av et toårig studium.

Allerede tidlig i bachelorstudiet, fikk jeg interesse for miljø- og ressursøkonomi. Problemstillinger og spørsmål knyttet til ressursforbruk, miljøutfordringer og naturens tilstand er aktuelle og kontroversielle tema. Jeg har på bakgrunn av dette valgt å fordype meg i emnet og skrive masteroppgave innenfor dette fagkurset.

Det er imidlertid ganske tilfeldig at jeg har valgt å skrive om reduksjon av NO_x i Norge. I samråd med veileder, ble oppgavetemaet bestemt ut ifra min nysgjerrighet om at så få masterstudenter har skrevet om emnet tidligere. Det gjorde det ekstra spennende å innhente informasjon om NO_x -utslipp og studere temaet i større bredde.

Arbeidet med masteroppgaven har vært en interessant, lærerik og krevende prosess. Jeg vil takke min veileder Eirik Schrøder Amundsen for gode og konstruktive tilbakemeldinger.

Jeg vil også benytte anledningen til å takke samboer, familie og venner, som har lest korrektur, kommet med gode innspill og motiverende ord underveis. De har bidratt til å holde humøret mitt oppe gjennom hele skriveprosessen, noe jeg har satt stor pris på.

Kristin S. Henriksen

Kristin Stabel Henriksen, Bergen 1. desember 2017

Sammendrag

Reduksjon av NO_x i Norge

- En samfunnsøkonomisk vurdering av virkemidler, kostnader og miljø

av

Kristin Stabel Henriksen, Master i samfunnsøkonomi

Universitetet i Bergen, 2017

Veileder: Eirik Schrøder Amundsen

Forurensning kjenner ingen landegrenser. Menneskeskapt utslipp er vår tids aller største og kollektive miljøutfordring. Luftforurensning av nitrogenoksider (NO_x) anses som en alvorlig trussel mot natur, mennesker og biologisk mangfold. Regulering og begrensning av NO_x-utslipp er av avgjørende betydning. Uten bruk av økonomiske virkemidler og ulike reduksjonstiltak, kan konsekvensene for miljø, liv og helse være uopprettelige.

Denne masteroppgaven undersøker hvordan og hvorvidt virkemidler fungerer for å redusere utslippene av NO_x i Norge. Det er fordeler og ulemper forbundet med bruken og ytelsen til alle typer virkemidler. Spesielt foretrekkes virkemidler som er styringseffektive og kostnadseffektive, i tillegg til at de skal være politisk gjennomførbare og gi gunstige fordelingsvirkninger. Tiltakene har så langt gitt vellykkede resultater, sterke insentiver og betydelige utslippsreduksjoner. Virkemidlene har imidlertid vist ulike egenskaper og effekter i miljømarkedet, særlig i forhold til kostnader og avgiftsnivå. En NO_x-avgift anses som det mest kostnadseffektive virkemiddelet, gitt at avgiftssatsen settes riktig. En miljøavtale om NO_x kan betraktes som en *nest beste løsning* i situasjoner der avgiftssystemet ikke er politisk gjennomførbart. En miljøavtale om NO_x kan imidlertid gi betydelige provenytnap for staten sammenlignet med en avgift. En grønn ideologi kan i utgangspunktet være god, men kan likevel føre til utilsiktede og uforutsette konsekvenser.

Innholdsfortegnelse

Forord	ii
Sammendrag	iii
Innholdsfortegnelse	iv
Tabeller	vi
Figurer	vii
Forkortelser	viii
1. Innledning	1
1.1. <i>Bakgrunn</i>	1
1.2. <i>Problemstilling</i>	2
1.3. <i>Disposisjon</i>	2
2. Miljø og luftforurensning	3
2.1. <i>Hva er nitrogenoksid (NO_x)?</i>	3
2.2. <i>Hvilke miljøproblemer og konsekvenser knyttes til utslipp av NO_x?</i>	4
2.2.1. <i>Sur nedbør</i>	8
2.2.2. <i>Bakkenær ozon (O₃)</i>	9
2.3.	11
2.4. <i>Utslippskilder</i>	11
2.5. <i>Miljøavtaler</i>	14
3. Virkemidler som bidrar til å redusere NO_x i Norge	17
3.1. <i>Økonomiske- og administrative virkemidler</i>	17
3.2. <i>NO_x-avgiften</i>	18
3.3. <i>NO_x-fondet</i>	19
4. Samfunnsøkonomisk teori	25
4.1. <i>Effektivitet og velferdsteori</i>	25
4.2. <i>Markedssvikt</i>	27
4.2.1. <i>Eksternaliteter</i>	28
4.2.2. <i>Ufullstendig konkurranse</i>	31

4.2.3. Ufullstendige markeder	34
4.3. Virkemidler for å korrigere markedssvikt.....	35
4.3.1. Coase-teoremet	37
4.3.2. Direkte regulering.....	40
4.3.3. Pigou-skatt	43
4.3.4. Subsidier	47
4.3.5. Omsettelige kvoter.....	48
4.3.6. Kostnadseffektivitet.....	51
5. Analyse av virkemidler	54
5.1. Valg av virkemidler	54
5.2. Egenskaper ved en NO_x -avgift	55
5.2.1. Double dividend hypotesen	57
5.3. Egenskaper ved en miljøavtale for utslipp av NO_x	59
5.3.1. Modell.....	62
5.3.2. Gevinster og ulemper ved en fondsløsning.....	64
5.3.3. Fordelingsvirkninger av en fondsløsning kontra en avgiftsløsning.....	69
5.4. Egenskaper ved et kvotesystem for utslipp av NO_x	74
5.4.1. Virkemidler som bidrar til å redusere NO_x i USA	77
5.5. Diskusjon av resultater	82
6. Avslutning.....	86
Referanser	88
Appendiks	95
A. Tabeller.....	95

Tabeller

Tabell 1 Endoterm reaksjon [6].....	3
Tabell 2 Parametere som gir økte (↑) NO _x -utslipp (oppsummert) [11, s.14, 12]	4
Tabell 3 Grenseverdier for NO _x og NO ₂ [21, s.11].	7
Tabell 4 Nasjonale mål for NO ₂ [22, s.19].	7
Tabell 5 Luftkvalitetskriterier for NO ₂ [21, s.65].	7
Tabell 6 Grenseverdier for SO ₂ [21, s. 11].	9
Tabell 7 Luftkvalitetskriterier for SO ₂ [21, s.156]	9
Tabell 8 Målsettingsverdier og terskler for bakkenær ozon [28]	10
Tabell 9 Luftkvalitetskriterier for bakkenær ozon [21, s.82].	10
Tabell 10 Norges forpliktelser i Gøteborgprotokollen (i tonn) [35].	15
Tabell 11 Inntekter til NO _x -fondet fordelt etter næring, 2008-2016 [52, s.17]	22
Tabell 12 Rapporterte NO _x -utslipp (i tonn) fordelt etter næring, 2008-2016 [52, s.16]	23
Tabell 13 Kilder til eksternaliteter [23, s.25-27]	29
Tabell 14 Kriterier for valg av virkemidler [58, s.178].	37
Tabell 15 Størrelsesforholdet mellom medlemsavgift og avgift på NO _x	64
Tabell 16 Kostnadseffektivt prisnivå på miljøtiltak i ulike sektorer.	66
Tabell 17 Beregning av provenyeffekt for staten i perioden 2011-2016 [86].	73
Tabell 18 Beregning av provenyeffekt for staten i perioden 2008-2010 [52].	74
Tabell 19 EPAs grenseverdier for luftforurensning (NAAQS)* [93].	78
Tabell 20 Oppsummering og evaluering av ulike typer virkemidler	85

Figurer

Figur 1 Dannelse av termisk NO _x [12, s.27]	4
Figur 2 Utslipp av NO _x i Norge, 1990-2015 [2].....	6
Figur 3 Sammendrag helseeffekter av NO ₂ [21, s.65].....	8
Figur 4 Sammendrag helseeffekter av Ozon [21, s.81].....	11
Figur 5 Utslipp av NO _x i Norge etter kilde, 1990-2015 [2].....	12
Figur 6 Utslipp av NO _x i Norge etter kilde, 2015 [2].....	12
Figur 7 Antall personbiler registrert i Norge [29].....	13
Figur 8 Langtransportert luftforurensning fra utenlandske kilder [31]	14
Figur 9 Verdens energikonsum etter kilde, 2015 [30, s.30].....	14
Figur 10 Statens inntekter fra miljøavgifter på NO _x , 2007-2014 [47].	19
Figur 11 Hvordan NO _x -fondet reduserer utslipp av NO _x [51].....	20
Figur 12 Inntekter til NO _x -fondet [49, s.10].....	22
Figur 13 Utbetalinger fra NO _x -fondet [4, s.17]	22
Figur 14 Fordeling av utslippsreduksjoner.....	23
Figur 15 Fordeling av utslippsreduksjoner etter tiltak, 2011-2017 [54, s.14].....	23
Figur 16 Overholdelse av forpliktelsene	24
Figur 17 Utslippsreduksjonsforpliktelser under	24
Figur 18 Markedslivevekt [23, s.24]	26
Figur 19 Negativ eksternalitet i produksjon [59, s.78].....	30
Figur 20 Monopoltilpasningen [58, s. 130].....	33
Figur 21 Forhandlingsløsning på eksternalitetsproblemet [58, s.124]	38
Figur 22 Direkte virkemidler og offentlige tiltak mot luftforurensning [63, s.5].....	41
Figur 23 Optimal beskatning [59, s.85].....	45
Figur 24 Effektiv subsidiering av utslippskutt [59s, 86].....	47
Figur 25 Effektiv utslippsreduksjon ved bruk av omsettelige kvoter [58, s.207]	49
Figur 26 Kostnadseffektivitet [23, s.369].....	52
Figur 27 Besparelser i NO _x -avgifter for bedrifter som har vært medlem i NO _x -fondet i perioden 2008-2013 [4, s.13].....	65
Figur 28 Kart over stater i USA hvor Cross State Air Pollution Rule (CSAPR) er ratifisert [95, s.9-10].	80
Figur 29 Utslipp av NO _x under CSAPR og ARP, etter kilde, 2000-2015 [95, s.23].....	81
Figur 30 Kvotepriiser på utslipp av NO _x og SO ₂ i perioden 2007 til 2011 [94, s.29].....	82
Figur 31 Spotpris i U.S. EPAs kvotesystem for NO _x (januar – desember 2015) [94, s.29].....	82

Forkortelser

Symbol	Navn
$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Mikrogram per kubikkmeter
APCA	Luftforurensningslov i USA (Air pollution control act, 1955)
CAA	Luftforurensningslov i USA (Clean Air Act, 1963)
CE	Forbrenningseffektivitet (Combustion efficiency)
CO₂	Karbondioksid
DNV GL	Det Norske Veritas og Germanischer Lloyd.
EFTA	Det europeiske frihandelsforbund (European Free Trade Association)
EPA	USAs miljødirektorat (U.S. Environmental Protection Agency)
ESA	EFTAs overvåkingsorgan (EFTAs Surveillance Authority)
EU	Den europeiske union
EU ETS	EUs kvotehandelssystem (EU Emissions Trading System)
FN	De forente nasjoner (United Nations, UN)
FSB	Prinsippet om at forurenser skal betale
LNG	Flytende naturgass (Liquefied natural gas)
LRTAP	Konvensjonen om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning (Convention on Long-range Transboundary Air Pollution)
MAC	Marginal rensekostnad (Marginal abatement cost)
MB	Marginal nytte (Marginal benefit)
MD	Marginal skadekostnad (Marginal damage)
MC_P	Marginal privat kostnad (Marginal private cost)
MC_S	Marginal sosial kostnad (Marginal social cost)
N	Nitrogen
NBP	EPAs kvotesystem for NO _x (NO _x Budget Trading Program)
NH₃	Ammoniakk
NHO	Næringslivets Hovedorganisasjon
NILU	Norsk Institutt for luftforskning
NO	Nitrogenmonoksid
NO₂	Nitrogendioksid

NO_x	Nitrogenoksider
O	Oksygen
O₃	Ozon
P	Pris
pH	Målenhet sur/basisk vannløsning
ppb	Deler per milliard (parts per billion)
ppm	Deler per million (parts per million)
Q	Kvantum (Quantity)
SCR	Selektiv katalytisk reduksjon
SDØE	Statens direkte økonomiske engasjement
SO₂	Svoveldioksid
SO_x	Svoveloksider
UNECE	FNs økonomiske kommisjon for Europa (United Nations Economic Commission for Europe)
VOC	Flyktige organiske forbindelser (Volatile organic compounds)

1. Innledning

1.1. Bakgrunn

I løpet av de siste tiårene har problemstillinger knyttet til klima og miljø fått stadig større oppmerksomhet. Verdens befolkning er blitt mer bevisst på hvilke virkninger menneskelig aktivitet og forurensning har på omgivelsene, naturressurser, menneskers og dyrs helse og levevilkår. Det har blitt opprettet en rekke internasjonale og nasjonale miljøavtaler for å redusere og håndtere menneskelige utslipp som påviselig knyttes til klimaendringer. I tillegg har det blitt innført offentlige reguleringer som gir virksomheter økonomiske insentiver til å minimere utslipp. Til tross for positiv utvikling og iverksetting av ulike klimatiltak, står man fortsatt overfor betydelige og økende miljøutfordringer. Verden har behov for grunnleggende endringer og miljøvennlige omstillinger innen produksjon og forbruk, som bygger på bærekraftig forvaltning av naturressurser og fornybare løsninger. Økonomisk vekst og utvikling må foregå innenfor naturens tålegrense. Den norske regjeringen kaller det for et globalt *grønt skifte* [1].

Utslippstrenden for NO_x har vært avtagende siden slutten av 1990-tallet og det stilles i dag strengere krav til renseteknologi og utslippsreduksjoner. I 2015 ble det sluppet ut 153 200 tonn NO_x i Norge. Dette var en nedgang på 3,7 prosent sammenlignet med året før. Utslippene kommer hovedsakelig fra oljevirkosomhet og forbrenning av fossilt brennstoff. Veitrafikk utgjør også en betydelig forurensningskilde. Norge har overholdt forpliktelsene sine i henhold til Gøteborgprotokollen for tredje året på rad, og det nasjonale utslippsmålet for 2020 er allerede oppnådd. Det er likevel stor usikkerhet knyttet til fremtidig utvikling og konsekvenser av NO_x-utslipp i Norge. I et samfunnsøkonomisk perspektiv, vil økonomiske virkemidler og internasjonale avtaler være avgjørende for å kunne redusere forurensende utslipp og for å løse globale miljøutfordringer på lang sikt [2].

Det har blitt innført en rekke virkemidler og det gjennomføres årlig omfattende tiltak for å redusere utslipp av forsurende NO_x i Norge. Forpliktende reduksjonsavtaler, forurensningsforskrifter, strengere utslippsgrenser og avgasskrav, NO_x-avgifter og et NO_x-fond, har bidratt, enkeltvis og sammen, til en nedadgående utslippstrend de siste årene [3]. Virkemidlene har så langt gitt vellykkede utslippsreduksjoner, men de har ulik virkning i markedet og tiltakskostnadene og effektiviteten divergerer betraktelig mellom de forskjellige løsningene. En avgift på NO_x vil eksempelvis gi andre økonomiske insentiver og være mer

eller mindre kostnadseffektiv sammenlignet med et NO_x-fond. Vurdering av tiltakene i et kortsiktig eller langsiktig perspektiv, vil også ha betydning i forhold til forventet effekt i miljømarkedet [4].

1.2. Problemstilling

Hovedfokuset i denne masteroppgaven er å undersøke hvordan og hvorvidt virkemidler fungerer for å redusere utslippene av NO_x i Norge. Spørsmål som diskuteres er blant annet:

- Er virkemidlene som benyttes både samfunnsøkonomisk effektive og miljøvennlige?
- Hvilke virkninger har innføringen av NO_x-avgiften og miljøavtalen ført til?
- Hvordan påvirker NO_x-fondet offentlige budsjetter sammenlignet med en NO_x-avgift?
- Gir en avgift eller et fond bedre utslippsresultater enn et kvotemarked?
- Hvor effektiv er miljøpolitikken og virkemidlene i Norge sammenlignet med andre land?
- Kreves det innføring av ytterligere tiltak for å sikre at Norge klarer å oppfylle sine nasjonale forpliktelser og overholder internasjonale miljøavtaler i fremtiden?

1.3. Disposisjon

Masteroppgaven er todelt og består i hovedsak av en introduksjonsdel og en analysedel. Første del av oppgaven gir generell informasjon og en forklaring på hva NO_x er, hvilke miljøkonsekvenser som er forbundet med NO_x, en oversikt over de største utslippskildene i Norge og en beskrivelse av de internasjonale miljøavtalene som Norge er pliktet til å følge. Andre kapittel i utredningen presenterer ulike offentlige virkemidler som benyttes for å møte utfordringene forbundet med NO_x-utslipp. I kapittel tre gjennomgås samfunnsøkonomisk teori knyttet til markedssvikt og problemstillinger vedrørende eksterne effekter og forurensende utslipp. Ved bruk av økonomiske modeller vises sammenhengen mellom optimal virkemiddelbruk og effektivt utslippsnivå. Dette danner videre et grunnlag for å kunne undersøke virkemåten, formålet og resultatet av tiltak mot reelle miljøutfordringer i samfunnet. I analysedelen drøftes og sammenlignes de ulike virkemidlene opp mot hverandre, også i forhold til virkemiddelbruk for å redusere NO_x-utslipp i USA. Det diskuteres blant annet hvilke virkninger de har hatt etter implementeringen, hvorvidt de gir ønsket utslippsresultat og om de er samfunnsnyttige og kostnadseffektive.

2. Miljø og luftforurensning

2.1. Hva er nitrogenoksid (NO_x)?

Nitrogenoksid (NO_x) er en samlebetegnelse for ulike kjemiske forbindelser mellom nitrogen (N) og oksygen (O). Notasjonen x i NO_x, henviser til at det finnes flere typer bindinger mellom de to grunnstoffene. NO_x refererer vanligvis til de reaktive gassene nitrogenmonoksid (NO) og nitrogendioksid (NO₂) [5, s.11].

Tabell 1 Endoterm reaksjon [6]

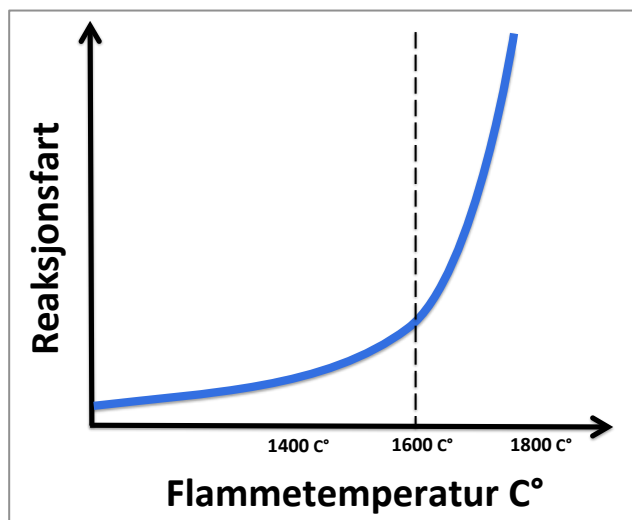
$N_2(g) + O_2(g) + energi \rightarrow 2NO(g)$
<i>nitrogengass + oksyngengass + energi → nitrogenmonoksid</i>
$2NO(g) + O_2(g) \rightarrow 2NO_2(g)$
<i>nitrogenmonoksid + oksyngengass → nitrogendioksid</i>

Nitrogenmonoksid er en fargeløs, luktfri og giftig gass som binder seg lett til oksygen og fører til dannelsen av blant annet nitrogendioksid. Nitrogendioksid er en svært giftig, illeluktende og brunrød gass [7]. Høye konsentrasjoner over grenseverdiene av nitrogenmonoksid og nitrogendioksid (NO_x), er svært forurensende for miljøet og fører til helseskader for mennesker og andre levende organismer [8].

NO_x er avgasser som dannes når nitrogen og oksygen reagerer med hverandre ved at de utsettes for høy temperatur. Dette kalles for en endoterm reaksjon, fordi stoffene kun kan reagere med hverandre om det tilføres energi i den kjemiske prosessen, se tabell 1 [9]. NO_x dannes hovedsakelig gjennom tre ulike mekanismer der man skiller mellom brensel NO_x, termisk NO_x og prompt NO_x. Brensel NO_x er avgasser som dannes ved forbrenning av nitrogen- og energiholdig materiale. Ved forbrenning av fossil brensel og biomasse, frigjøres nitrogen som reagerer med oksyngengassen i luften og det dannes NO_x [8]. Temperaturen er avgjørende for hvor store mengder NO_x som produseres. Jo høyere temperatur, desto mer NO_x genereres. Ved temperaturer over 1600 grader, vil eksisterende nitrogen og oksygen i luften reagere med hverandre og danne ytterligere mengder NO_x [10, s. 7]. Dette kalles for termisk NO_x, og utvikles spesielt i motorer, gassturbiner og andre forbrenningsprosesser. Prompt NO_x dannes umiddelbart i en forbrenningsprosess og forekommer som regel i lavere konsentrasjoner enn brensel- og termisk NO_x. Høy forbrenningseffektivitet (CE) og rikelig tilførsel av oksygen i en forbrenningsprosess, vil også gi større mengder NO_x-utslipp. Forbrenningseffektiviteten sier noe om hvor godt brenselet blir utnyttet ved forbrenning [11, s.15, 12, s.27].

Tabell 2 Parametere som gir økte (↑) NO_x-utslipp (oppsummert) [11, s.14, 12]

	Flammetemperatur	Energiinnhold	Forbrenningseffektivitet (CE)
Utslipp av NO _x	↑	↑	↑

Figur 1 Dannelse av termisk NO_x [12, s.27]

Figuren ovenfor viser hvilken innvirkning flammetemperaturen kan ha på formeringen av NO_x i en forbrenningsprosess. Temperaturen stiger jo lenger østover man beveger seg i figuren, og konsentrasjonen av NO_x øker jo lenger nordover man forflytter seg i figuren. Konsentrasjonen av NO_x øker eksponentielt med temperaturen når den overstiger 1600 grader [12, s.27]. En forbrenningsmotor, som benyttes i flere typer biler, fly og båter, vil i de fleste tilfeller oppnå høyere temperaturer enn 1500-1600 grader [13].

2.2. Hvilke miljøproblemer og konsekvenser knyttes til utslipp av NO_x?

Nitrogen er et viktig grunnstoff og en ressurs for alle levende organismer. Atmosfæren, og dermed den luften vi puster inn, består blant annet av 78,08 prosent nitrogen og 20,95 prosent oksygen [14]. Mennesker, planter og dyr er avhengig av nitrogen, som inngår i både proteiner, enzymer, hormoner, organer og arvestoff [15]. Nitrogen er ufarlig og naturlig i små mengder, men kan være livsødeleggende om det forekommer i store konsentrasjoner og utsettes for varme i en oksidasjonsprosess [8]. Nitrogendioksid (NO₂) betraktes som en av de mest skadelige av nitrogenoksidene (NO_x), mens nitrogenmonoksid (NO) kun utløser negative effekter ved ekstremt høye konsentrasjoner [8].

Menneskelig aktivitet, som blant annet forbrenning av fossil energi og bruk av mineralgjødning i landbruket, har endret det globale nitrogenkretsløpet og medført store utslipp av NO_x [16, s.2]. Selv om formålet er å dekke behovene til en stadig økende befolkning, kan økt virksomhet, forbruk, produksjon og transport få utilsiktede miljøkonsekvenser. Forsuring av vann og jordsmonn, sur nedbør, bakkenær ozon, helseplager og ødeleggelse av økosystem, kan være noen av de negative effektene forårsaket av NO_x-utslipp [17].

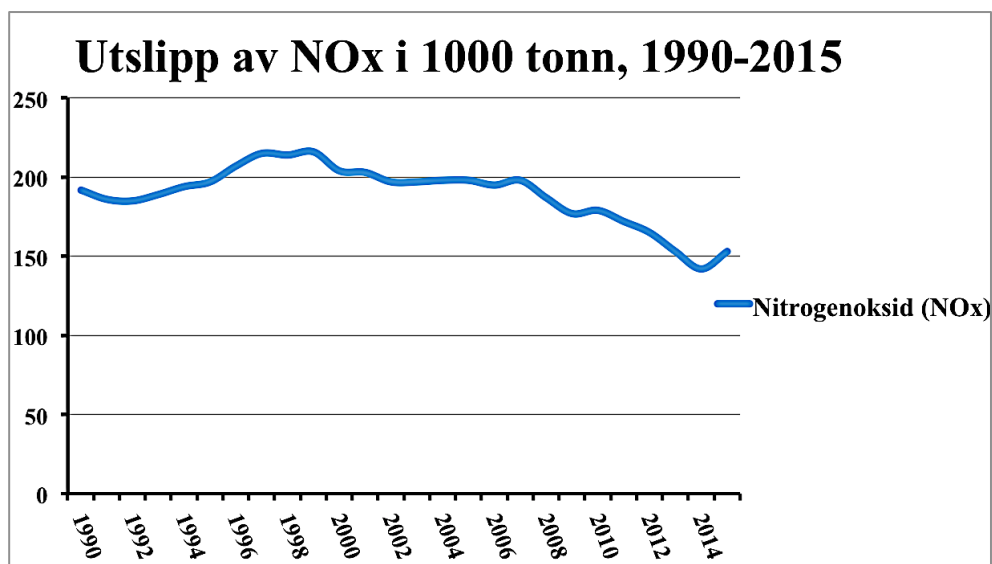
NO_x-utslipp kan defineres som såkalte kortvarige klimadrivere. Kortvarige klimadrivere er stoffer som har relativt kort levetid i atmosfæren sammenlignet med klimagasser som blant annet karbondioksid (CO₂). NO_x-utslipp vil hovedsakelig påvirke omgivelsene lokalt og regionalt, men kan også medvirke til oppvarming av kloden som ozonforløpere [18, s.63]. Levetiden til NO_x-gassene i atmosfæren varierer og avhenger av hvor fort gassene reagerer med andre komponenter i luften. Det kan ta et par timer eller dager før NO_x omdannes til klimaskadelige stoffer som ozon. NO_x i seg selv, kan i motsetning bidra til å avkjøle atmosfæren [18, s.72]. Reguleringer for å redusere forsurende gasser og ozonforløpere kan redusere global oppvarming på kort sikt. Kortsiktige miljøtiltak kan gi positive virkninger for miljøet og omgivelsene på lang sikt. Kortlevde klimadrivere er et relativt nytt forskningsfelt, men har i de siste årene fått økende nasjonal og internasjonal anerkjennelse [18, s.14].

Luftkvaliteten i Norge har generelt bedret seg de siste 20 årene. Utslippstrenden for totale NO_x-utslipp har vært fallende siden slutten av 1990-tallet, mye grunnet internasjonale miljøavtaler, se figur 2 [2]. Likevel er lokal luftforurensning og forsurening fremdeles et stort miljøproblem og en alvorlig helsetrussel. Flere norske byer har gjentatte ganger overskredet nasjonale utslippsmål og juridisk bindende grenseverdier som er fastsatt for NO_x-utslipp [17]. Senest i oktober 2015, ble Norge dømt i EFTA¹-domstolen for farlig høy luftforurensning. EFTAs overvåkingsorgan ESA² slo fast at Norge brøt forpliktelsene og målet i EØS-avtalen³ om ren luft [19, s.2].

¹ EFTA: Det europeiske frihandelsforbund. Norge, Liechtenstein, Sveits og Island er medlemmer.

² ESA: EFTAs Surveillance Authority. Sørger for at EØS-avtalen overholdes.

³ Handelsavtale for Europeisk Økonomisk Samarbeidsområde (EØS). Felles lover og regler. Gjelder for EU-landene, Norge, Liechtenstein, og Island.



Figur 2 Utslipp av NO_x i Norge, 1990-2015 [2]

Barn, eldre, gravide og personer med dårlig helse, er særlig sårbare og utsatt for sykdom, forverring av sykdom eller forkortet levetid som følge av NO_x-forurensning. Utslipp av NO_x kan medføre redusert lungefunksjon hos mennesker, som videre kan gi nedsatt immunforsvar, og dermed økt sjanse for å pådra seg infeksjoner. NO_x kan også virke irriterende på øyne og slimhinner, særlig for allergikere [20]. Helseisikoen og konsekvensene avhenger av hvor høy konsentrasjonen av NO_x er og hvor lenge man blir eksponert for miljøgiftene. På bakgrunn av de negative helseeffektene og miljøkonsekvensene knyttet til lokale NO_x-utslipp, er det vedtatt grenseverdier, nasjonale mål og luftkvalitetskriterier for NO_x [21].

Grenseverdiene for NO_x er fastsatt av klima- og miljødepartementet og er juridisk bindende konsentrasjonsnivåer for å sikre god luftkvalitet. Kommunene har hovedansvaret for at regelverket i forurensningsforskriften blir overholdt. Nasjonale mål vedtas av regjeringen og stiller strengere krav til konsentrasjonsnivå enn grenseverdiene. De nasjonale målene for NO_x-utslipp er man ikke pliktig til å overholde, men de er veiledende for å kunne oppnå fremtidige utslippsmål og forpliktelser. Folkehelseinstituttet og Miljødirektoratet utarbeider luftkvalitetskriterier for NO_x basert på kunnskap om hvilke helseeffekter utslippene gir. Luftkvalitetskriteriene er satt så lavt at selv de mest utsatte gruppene i samfunnet kan eksponeres for slike utslippsnivå [21, s.8].

Tabell 3 Grenseverdier for NO_x og NO₂ [21, s.11].

Komponent	Midlingstid	Grenseverdi	Antall tillatte overskridelser
NO ₂	Time	200 µg/m ³	Maks 18 ganger per år
NO ₂	År (helse)	40 µg/m ³	
NO _x	År (vegetasjon)	30 µg/m ³	

Tabell 4 Nasjonale mål for NO₂ [22, s.19].

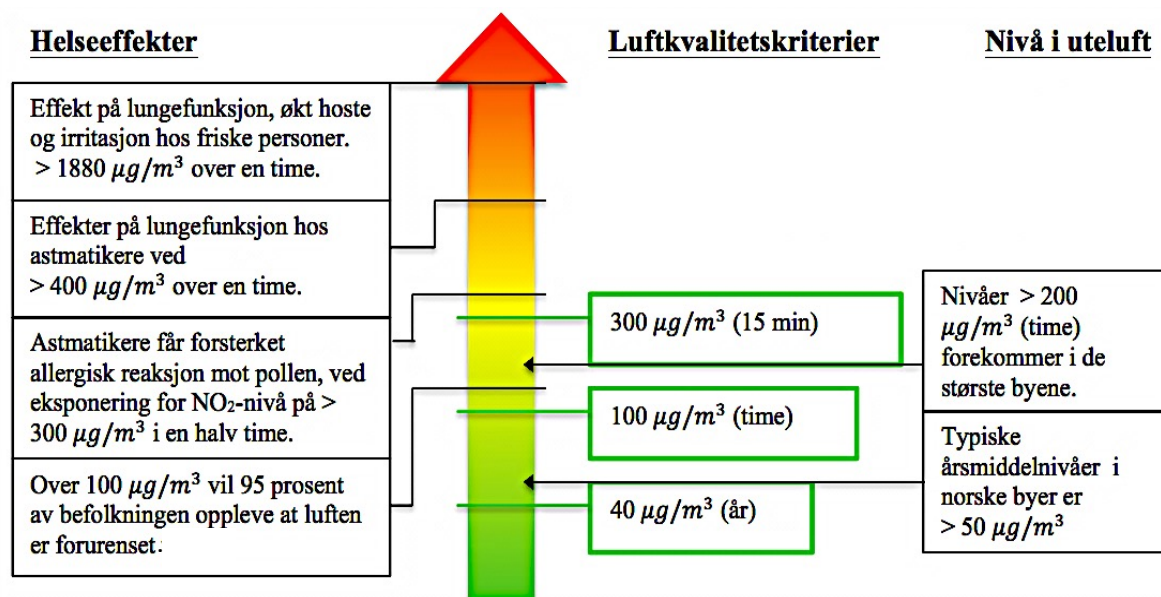
Komponent	Midlingstid	Grenseverdi	Antall tillatte overskridelser
NO ₂	Time	150 µg/m ³	Maks 8 ganger per år
NO ₂	År	–	

Tabell 5 Luftkvalitetskriterier for NO₂ [21, s.65].

Komponent	Midlingstid	Luftkvalitetskriterier
NO ₂	15 min	300 µg/m ³
NO ₂	Time	100 µg/m ³
NO ₂	År	40 µg/m ³

De årlige gjennomsnittsnivåene av NO_x varierer blant annet ut i fra årstid, meteorologiske forhold, område og tid på døgnet. I de største byene i Norge ligger gjennomsnittsnivåene mellom 40 µg/m³⁴ og 50 µg/m³ per år. Spesielt kan konsentrasjonen av NO_x være høy i trafikkerte byer på kalde vinterdager, med lite vind og lav spredning av avgassene. Det er blant annet et forurensningsproblem på Danmarks plass i Bergen, hvor grenseverdiene har blitt overskredet gjentatte ganger. I Bergen har timesmålinger vist NO_x-konsentrasjoner opp mot 450 µg/m³, som er langt over det juridisk bindende nivået på 200 µg/m³ [21, s.65-69].

⁴ Mikrogram per kubikkmeter. Måleenhet for konsentrasjon av gasser.



Figur 3 Sammendrag helseeffekter av NO₂ [21, s.65].

2.2.1. Sur nedbør

Sur nedbør dannes i atmosfæren når utslipp av svoveldioksid (SO₂) og nitrogenoksider (NO_x) reagerer med oksygen, vanndamp og andre kjemikalier i luften. Sur nedbør er en konsekvens av luftforurensning og har skadelig effekter på omgivelsene. Nedbøren kan forekomme både som våte og tørre element som regn, snø, hagl, tåke eller tørre partikler. Surt vann har en pH-verdi⁵ lavere enn 5.0 og er spesielt ødeleggende for vegetasjon, jordsmonn, og vassdrag [23, s.412]. Sur nedbør fraktes med vinden på tvers av landegrenser og kan spre seg over store områder. Utslipp av NO_x fører dermed både til lokal og regional forurensning som kan få ringvirkninger for flere land. Grenseoverskridende forurensning krever internasjonalt samarbeid og langsiktige miljøavtaler for å redusere og løse utslippsproblemene.

Siden 1980-tallet har det vært en kraftig nedgang i sur nedbør, som følge av internasjonale avtaler. Likevel er forsurende skade på naturen og omgivelsene fremdeles et av de alvorligste miljøproblemene i Norge. Fremtidig bedring av forurensningssituasjonen er usikker og det antas å skje langsomt. Områder på Sør- og Vestlandet, med kalkfattig berggrunn og tynt jordsmonn, har spesielt lav tålegrense for sur nedbør. Forsuring utgjør en stor trussel for biologisk mangfold og kan ha negative virkninger på dyr og planter som lever i slike økosystem [24]. Kalking av vann og vassdrag er et av de viktigste miljøtiltakene for å begrense

⁵ pH er et mål på surhet i væske; jo lavere verdi, desto surere løsning. pH-verdi på 7 regnes som rent vann og har en nøytral løsning. pH-verdier over 7 er basiske (17).

forsurningsskader, gjenopprette god økologisk tilstand og unngå fiskedød i Norge. Kalking finansieres av statlige tilskudd på flere millioner kroner hvert år og utgjør en stor samfunnsøkonomisk kostnad [25].

Tabell 6 Grenseverdier for SO₂ [21, s. 11]

Komponent	Midlingstid	Grenseverdi	Antall tillatte overskridelser
SO ₂	Time	350 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Maks 24 ganger per år
	Døgn	125 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Maks 3 ganger per år
	Kalenderår, og i vinterperioden (1.10-31.3) (økosystem)	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	

Tabell 7 Luftkvalitetskriterier for SO₂ [21, s.156]

Komponent	Midlingstid	Luftkvalitetskriterier
SO ₂	15 min	300 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
SO ₂	Døgn	20 $\mu\text{g}/\text{m}^3$

2.2.2. Bakkenær ozon (O₃)

Ozon forekommer naturlig i øverste del av atmosfæren og bidrar til å bevare jordens strålebalanse. Bakkenær ozon kan derimot være helseskadelig og ubehagelig for levende organismer [26]. Langvarig eksponering av bakkenær ozon, kan blant annet føre til store ødeleggelser på vegetasjon og jordbruksavlinger. Forskningsresultater offentliggjort i tidsskriftet *American Geophysical Union*, viser at India taper rundt 5,6 tonn avlinger hvert år på grunn av ozon i jordbruket. Avlingene kunne i utgangspunktet ha mett ca. 94 millioner av Indias befolkning [27, s.1]. I Norge forekommer avlingstap og miljøskader som følge av bakkenær ozon i betraktelig mindre grad. Dette skyldes hovedsakelig at Norge har et generelt kaldere klima og en senere vekstsesong sammenlignet med mange andre land. Plantene vil dermed unngå de høyeste ozonkonsentrasjonene om sommeren. Til tross for gunstige forutsetninger for et sunt norsk landbruk, er det årlige variasjoner i ozonnivået som overstiger forurensningslovens mål for helse og vegetasjon og som gir skade på jordbruksavlinger. Dette er særlig påfallende i varme perioder i Sør-Norge [26].

Ozon dannes ved en kjemisk reaksjon mellom NO_x og flyktige organiske forbindelser (VOC) under påvirkning av sollys. Konsentrasjonen og dannelsen av bakkenær ozon er sesongvarierende, og kan spesielt være høy i trafikkerte byer på solfylte dager med lite vind

[26]. Timesmålinger av ozon har på visse steder i Norge kommet opp i 150-200 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ i senere år. Ved slike høye konsentrasjoner kan friske barn og voksne oppleve redusert lungefunksjon og forurensningen kan bidra til akutte luftveissykdommer. Barn er mest følsomme for bakkenær ozon, ettersom de har mindre lunger og smalere luftveier enn voksne, og dermed absorberer mer av forurensningen. Helseeffektene kan spesielt være negative ved høy fysisk aktivitet i uteluft som er sterkt ozonforurenset [21].

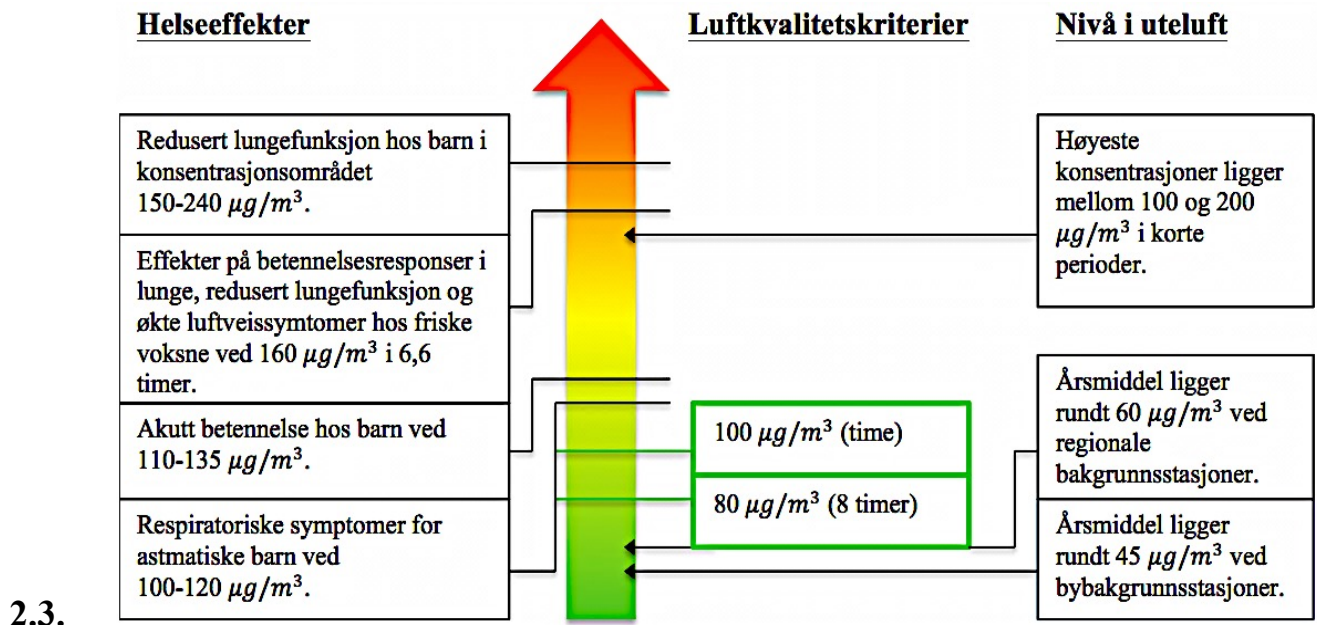
Ozon kan transporteres flere hundre kilometer og er et stort grenseoverskridende forurensningsproblem. Forekomsten av bakkenær ozon i Norge, skyldes først og fremst langtransportert forurensning fra andre europeiske land. Ozon regnes også som en viktig klimagass, som bidrar til å forsterke drivhuseffekten og fører til at temperaturen på jorden stiger. De samfunnsøkonomiske og menneskelige kostnadene knyttet til ozonforurensning kan dermed bli betydelig store. Høye konsentrasjoner av ozon nær bakken medfører alvorlig risiko for folks helse, store skader på vegetasjon, naturens mangfold og visse materialer [26].

Tabell 8 Målsetningsverdier og terskler for bakkenær ozon [28]

Komponent	Midlingstid	Grenseverdi	Antall tillatte overskridelser
O ₃	Maksimum daglig 8-timers gjennomsnitt	120 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Maks 25 dager per kalenderår, i gjennomsnitt over tre år.
O ₃	1-times gjennomsnitt	180 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Informasjonsterskel
O ₃	1-times gjennomsnitt	240 $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Alarmterskel

Tabell 9 Luftkvalitetskriterier for bakkenær ozon [21, s.82].

Komponent	Midlingstid	Luftkvalitetskriterier
O ₃	Time	100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
O ₃	8-timer	80 $\mu\text{g}/\text{m}^3$



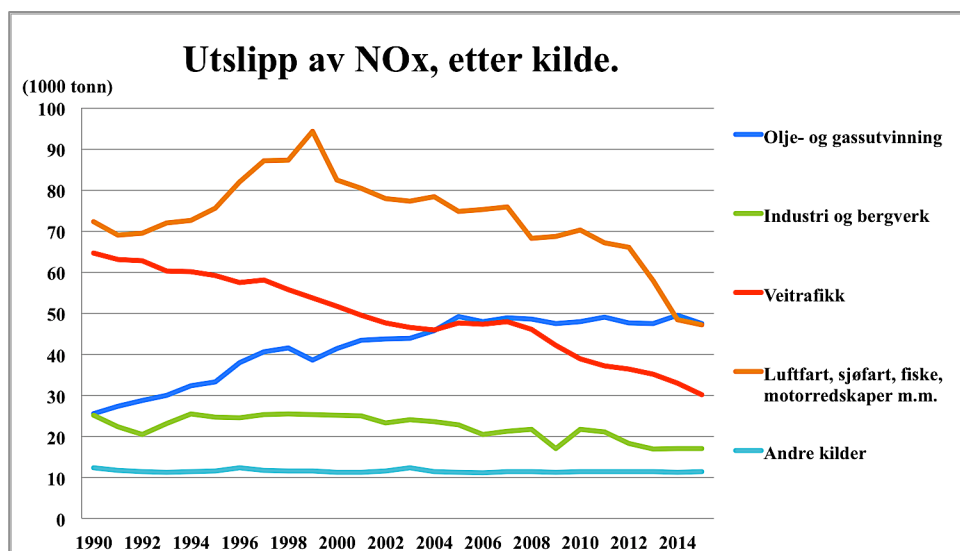
2.3.

Figur 4 Sammendrag helseeffekter av Ozon [21, s.81]

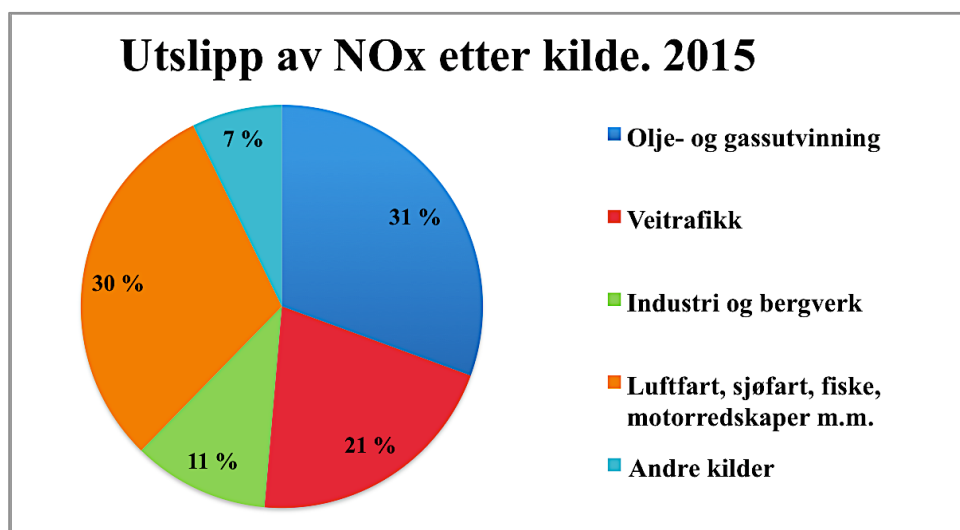
2.4. Utslippskilder

Norsk økonomisk aktivitet står årlig for utslipp av rundt 750 tusen tonn forsurende gasser og ozonforløpere, hvor 21 prosent av dette er utslipp av NO_x. Figur 5 og 6 viser de største kildene til NO_x-utslipp i Norge. Olje- og gassvirksomhet er hovedkilden til regionale NO_x-utslipp, mens veitransport er den største kilden til lokal luftforurensning. Innenriks sjøfart og fiske er også en viktig utslippskilde i Norge, og utgjør 20 prosent av de totale utslippene [2]. Fokus på tiltak og utslippsreduksjoner i disse tre hovedsektorene, kan dermed få enorm betydning for nasjonalt forurensningsnivå og sikre bedring av luftkvaliteten. Økt befolkning og økonomisk vekst er sentrale årsaker til utviklingen i nasjonale utslipp av NO_x i perioden 1990 til 2015⁶.

⁶ Oppdaterte verdier for perioden 1990-2015 avslører høyere utslipp enn tidligere antatt. Dette skyldes nye estimeringsmetoder og inkludering av flere utslippsvariabler.



Figur 5 Utslipp av NO_x i Norge etter kilde, 1990-2015⁷ [2].

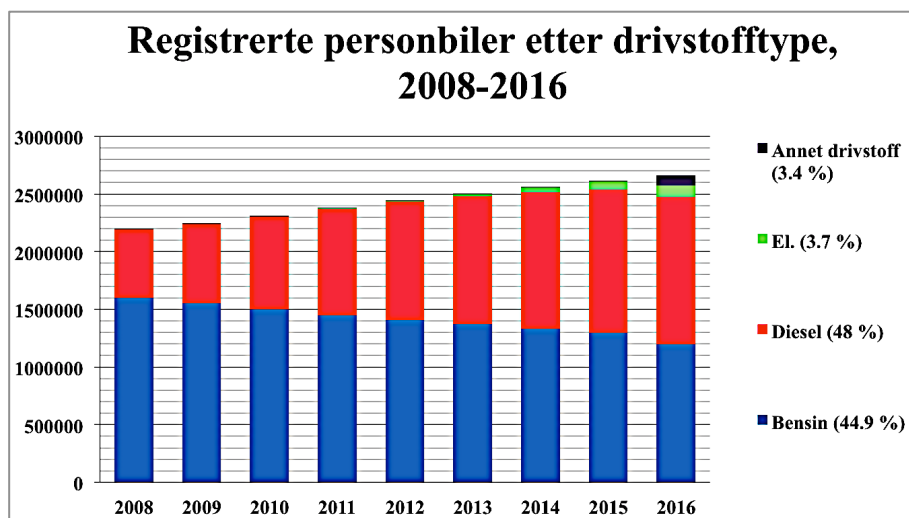


Figur 6 Utslipp av NO_x i Norge etter kilde, 2015 [2].

I Norge er det registrert over 2,6 millioner personbiler og antallet motorvogner er økende, se figur 7. Fra 2015 til 2016 var den totale trafikkveksten i Norge på 2,0 prosent. Elbilbestanden økte med 41 prosent i 2016 sammenlignet med året før. Selv om det i dag finnes over 100 000 elbiler i landet og katalysator er påbudt i alle nye biler, er det fortsatt negative klimaeffekter og større miljøkostnader forbundet med økt biltrafikk [29]. Det er særlig økningen i antall dieselbiler som har ført til høyere NO_x-utslipp fra veitrafikken. Forbrenningstemperaturen er høyere i en dieselmotor enn i en bensinmotor, noe som gir mer produksjon av termisk NO_x. I

⁷ Andre kilder innbefatter blant annet jordbruk, energiforsyning og oppvarming i andre næringer og husholdninger. De totale NO_x-utslippene omfatter ikke utenriks luft- og sjøfart. Gjelder både for figur 5 og 6 [4].

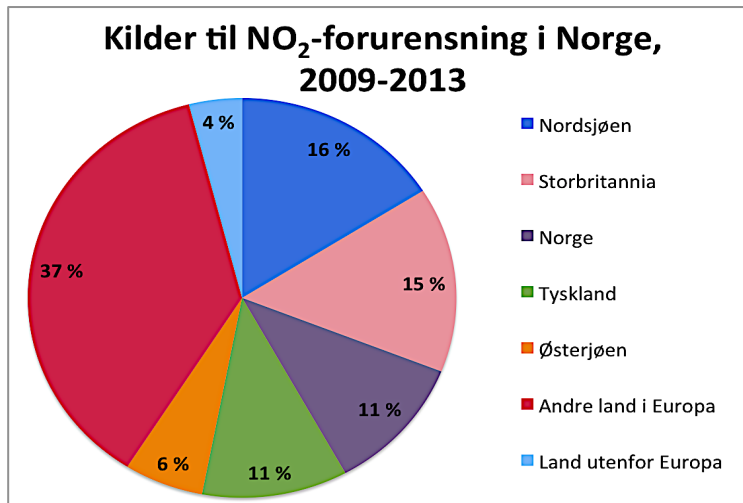
tillegg er renseteknologien mindre effektiv i dieslbiler sammenlignet med bensinbiler [21, s.66].



Figur 7 Antall personbiler registrert i Norge⁸ [29].

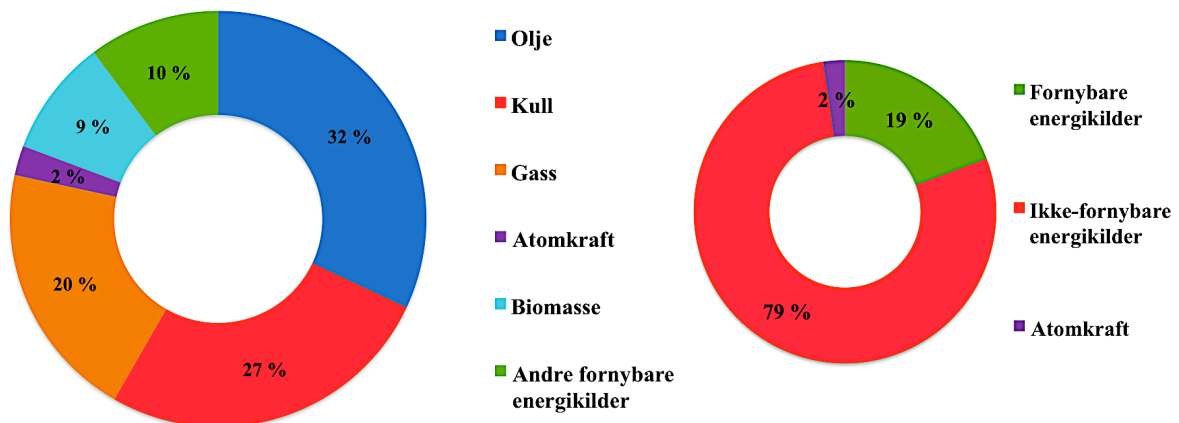
En betraktelig andel av forsurende NO_x-utslipp i Norge, skyldes langtransportert luftforurensning fra andre land. Figur 8 viser at utslippene historisk sett har kommet fra Storbritannia og Tyskland, men også andre europeiske land bidrar med forsurening. Sur luft og nedbør fraktes nordover med vinden og avsettes i norsk jord, vann og vassdrag [6]. Globalt dominerer bruken av fossile energikilder, se figur 9. Over 79 prosent av verdens energikonsum stammer fra ikke-fornybar energikilder som olje, gass og kull. Et stort forbruk av fossil kraft, vil øke utslippene av NO_x og andre klimagasser, og ha store konsekvenser for omgivelsene både lokalt, regionalt og globalt [30, s.30]. Miljøet og naturen på Sør- og Vestlandet er mest utsatt for og er hardest rammet av forsureningsskader. Områdene har lav tålegrense for forsurening, fordi mye av berggrunnen består av sure bergarter som gneis og granitt, jordsmonnet er tynt og det er spesielt mye granskog i dette terrenget. Mindre forsurende utslipp i Nord-Europa, er blant de få langsiktige tiltakene som kan løse og begrense forsureningsproblemet i Norge [25].

⁸ Fra og med 2016, er bensin-hybridbiler og diesel-hybridbiler trukket ut av gruppene for henholdsvis bensinbiler og dieslbiler, og plassert under gruppen *Annet drivstoff* [28].



Figur 8 Langtransportert luftforurensning fra utenlandske kilder [31]

Globalt energiforbruk fordelt på energikilder, 2015



Figur 9 Verdens energikonsum etter kilde, 2015 [30, s.30]

Forurensning som et grenseoverskridende problem, ble ikke anerkjent før slutten av 1970-tallet. Norsk Institutt for Luftforskning (NILU) gav i 1977 ut en utslagsgivende rapport om luftbåren forurensning som et internasjonalt miljøproblem. Det ble klart at nasjonale tiltak måtte bistås av globale handlingsplaner og forpliktelser for å kunne redusere utslipp [32].

2.5. Miljøavtaler

Konvensjonen om langtransportert grenseoverskridende luftforurensning (LRTAP) ble opprettet i 1979 under verdens første klimakonferanse i Genève i Sveits. Høynivåmøtet ble holdt i regi av FNs økonomiske kommisjon for Europa (UNECE). Sammen med andre vitenskapelige studier på 1970-tallet, dannet NILU sin rapport om luftbåren forurensning

grunnlaget for etableringen av konvensjonen. LRTAP trådte offisielt i kraft i 1983, og regnes som det første internasjonale og rettslige virkemiddelet for å begrense luftforurensning. De første utslippsberegningene av NO_x ble gjennomført samme året i Norge. Konvensjonen har siden den gang resultert i opprettelsen av en internasjonal miljørett, og bidratt til økt global og nasjonal forståelse for å redusere utslipp og bevare miljøet [33]. I dag er det 32 land som har undertegnet avtalen og 51 nasjoner som har ratifisert konvensjonen, noe som gjør dem forpliktet til å arbeide mot redusert luftforurensning [34]. LRTAP har gitt vellykkede resultater og positive virkninger for natur og miljø på tvers av landegrensener.

I ettertid har det blitt utarbeidet åtte protokoller som er underlagt langtransportkonvensjonen. Den siste er Gøteborgprotokollen, som forplikter medlemslandene til å begrense forsurende forurensning, utslipp av partikler, bakkenær ozon og overgjødning. De fleste landene i Europa og USA har inngått avtalen, og er dermed pliktig til å redusere utslipp av svoveldioksid, nitrogenoksider, ammoniakk, flyktige organiske forbindelser og partikler. Utslippsmålene i protokollen skulle opprinnelig nås innen 2010. Norge innfridde de fleste av målene innen fristen, bortsett fra utslippene av ammoniakk (NH₃) og NO_x. Disse lå henholdsvis 17,4 prosent og 18,6 prosent over fastsatt utslippsgrense i 2010 [35]. Tre år senere klarte Norge å nå målet. I 2012 ble Gøteborgprotokollen revidert og det ble vedtatt nye forpliktelser og reduksjonskrav frem mot 2020. Den endrede protokollen inkluderer flere land enn tidligere og setter i tillegg begrensninger for utslipp av svevestøv og partikler. Norge er forpliktet til å redusere utslipp av NO_x med 23 prosent innen 2020 i forhold til basisåret 2005 [35]. Det vil si en reduksjon på ytterligere 2000 tonn NO_x sammenlignet med utslippsverdiene fra 2015 [2].

Tabell 10 Norges forpliktelser i Gøteborgprotokollen (i tonn) [35].

År	1990	2005	2010	2020
Utslipp av NO_x	191 000	196 000	185 000	-
Utslippsforpliktelse			156 000	151 000

Implementeringen av Gøteborgprotokollen koster Norge mellom 350 og 550 millioner kroner hvert år. Gevinsten av utslippskuttene er imidlertid anslått til å være dobbelt så stor som de beregnede kostnadene. Lavere utslipp kan gi betydelige fordeler i form av bedre luftkvalitet, effektiv utnyttelse av ressurser, økt energisikkerhet og positive helseeffekter for mennesker og dyr. Tiltakene i Gøteborgprotokollen bygger på sentrale samfunnsøkonomiske prinsipper,

som innebærer at totale utslippsreduksjoner og miljøforbedringer skal tilfredsstilles til lavest mulig kostnad. Det skal iverksettes flest reduksjonstiltak der rensekostnadene er minimale og miljøgevinsten estimeres til å være størst, ut i fra gitte utslippsmål. Kollektivt samarbeid og global enighet om utslippsreduksjoner er dermed god samfunnsøkonomi [35]. Det er på en annen side kontroversielt hvilke metoder og tiltak som kan sikre best mulig miljøgevinst per investerte krone.

3. Virkemidler som bidrar til å redusere NO_x i Norge

3.1. Økonomiske- og administrative virkemidler

Forurensningsloven ble iverksatt av miljøverndepartementet i 1983, og den er et viktig miljøpolitisk virkemiddel for å redusere forurensning og avfall i Norge. All forurensning er i utgangspunktet forbudt, men virksomheter kan søke om utlippstillatelse fra miljødirektoratet i medhold av loven [28]. Gjennom EØS-avtalen deler Norge og EU et felles og omfattende miljøregelverk. EØS-reglene er sentrale for å ivareta felles interesser om å bevare naturen og begrense grenseoverskridende luftforurensning. Norge er i tillegg knyttet til EUs kvotehandelssystem (EU ETS) for utslipp av klimagasser. Kvoteene setter et tak på årlige klimautslipp, og fungerer også som et indirekte virkemiddel for å redusere forbruket av drivstoff og utslipp av NO_x. EUs miljøpolitikk har dermed stor innflytelse på norsk forurensningslovgivning [36].

I tillegg til globale miljøavtaler, er det innført en mengde politiske virkemidler, reguleringer og teknologitiltak for å få ned konsentrasjonen av NO_x i Norge. Alle nye bensinbiler som er produsert etter 1989 er lovpålagt å ha katalysator [37, §25-2, 38]. Katalysatoren renser skadelige eksosutslipp fra biler gjennom en kjemisk prosess. Dette har fjernet en stor del giftige stoffer fra biltrafikken, inkludert utslipp av NO_x. Dieserbiler har også katalysator, men renseteknologien er mindre effektiv enn i bensindrevne personbiler. I dag forskes det på å utvikle en bedre, billigere og mer miljøvennlig løsning som kan redusere ytterligere utslipp fra trafikken [38].

Utslipp av NO_x bidrar sterkt til lokal luftforurensning. Myndighetene vedtar stadig strengere reguleringer for å begrense utslipp, spesielt i de største byene [17]. I Norge må man overholde trafikkregler som blant annet omfatter forbud mot *unødvendig kjøring og forstyrrende kjøring med motorvogn*. Det er ulovlig å la bilen gå unødig på tomgang og utsette andre for ubehagelig forurensning og støy [39, s.98]. I Bergen har datokjøring blitt gjennomført flere ganger grunnet høy luftforurensning og overskridelse av fastsatte grenseverdier i forurensningsforskriften [19, s.2]. Kjøprising, piggdekkgebyr, miljøfartsgrenser, tilskudd til kollektivtrafikk og økt bompengavgift er eksempler på andre virkemidler som kan gi lavere konsentrasjoner av NO_x og bedre den lokale luftkvaliteten [40].

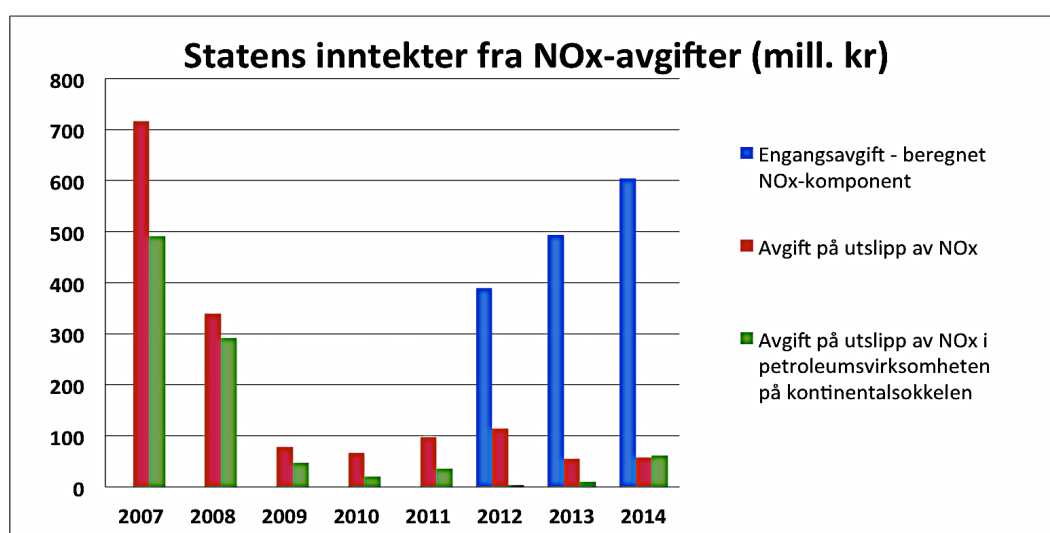
Regjeringen arbeider med å utvikle mer miljøvennlige virkemidler, som stiller større krav til utslipp fra kjøretøy [40]. Tiltak som fører til lavere drivstofforbruk og renere forbrenningsmotorer, gir gevinster både i form av reduserte utslipp av NO_x og CO₂. I 2012 ble det blant annet innført en NO_x-komponent i engangsavgiften på personbiler [41, s.1]. Elbiler og hybrider er i tillegg fritatt for flere statlige avgifter. Myndighetene ønsker å gjøre det lønnsomt å velge miljøvennlig kjøretøy med utslippsreducerende teknologi, og desto mer kostbart å slippe ut helseskadelig NO_x. Dette har ført til en kraftig nedgang i salget av dieselmotorer i Norge, og en vridning mot biler som er mer miljøriktige og utslippsvennlige. En rekke skip og tyngre kjøretøy har fått installert partikkelfilter og renseteknologi med kjemisk urea for å redusere NO_x-utslipp. Som følge av disse moderne rensemåtene, vil dagens store dieselmotorer med oppdaterte kontrollsystem, normalt ha utslipp som samsvarer med nasjonale og internasjonale utslippskrav. Myndighetene og kommunene har en viktig rolle i å iverksette effektive tiltak som fører til endring i forbruksmønster og som fremmer grønn og bærekraftig adferd [42].

Olje -og gassvirksomheten er den største regionale NO_x-kilden og står for 31 prosent av de norske utslippene [2]. Det meste av luftforurensningen stammer fra forbrenning i gassturbiner, motorer og kjeler. Av den grunn, er petroleumsvirksomheten på norsk sokkel underlagt noen av verdens strengeste klima- og miljøkrav. Ingen annen sektor betaler høyere utslippkostnader. Staten får inn betydelige skatteinntekter fra petroleumsvirksomheten, som hovedsakelig skal tilbakeføres til fellesskapet. Samlet skattesats i oljenæringen er på 78 prosent, mens øvrige næringer betaler 24 prosent skatt totalt [43]. Utslippene er regulert av petroleumsløven, forurensningsloven, klimakvotelloven, særavgiftsloven og CO₂-avgiftsloven. Bindende grenseverdier og utslippskrav for NO_x overholdes og reguleres i henhold til forurensningslovens konsesjonssystem [11, 44]. Energieffektivisering, økt bruk av naturgass, forbedret teknologi og elektrifisering av petroleumsvirksomhet, er eksempler på tiltak som har bidratt til å redusere NO_x-utslippene fra norsk sokkel de siste tiårene. Tiltakene har medført at produksjon av olje fra norsk sokkel genererer relativt lite utslipp sammenlignet med oljeproduksjon i andre land [3].

3.2. NO_x-avgiften

I januar 2007 innførte regjeringen en særavgift på 15 kroner per kilo NO_x-utslipp. Avgiften skal stimulere til kostnadseffektive utslippsreduksjoner og sørge for at Norge innfrir sine

forpliktelser i henhold til Gøteborgprotokollen. Norske næringer som ble berørt av avgiften, slapp ut rundt 128 000 tonn NO_x i 2007 [8]. De totale utslippene fra samtlige næringer dette året var på 205 000 tonn [2]. Dagens avgiftsats på NO_x er justert opp til 21,59 kroner og omfatter det meste av skipsfart, større motorer, kjeler, fakler og turbiner. NO_x-avgiften gjelder ikke for veitrafikk, mindre ovner, utenriks luftfart eller utenriks sjøfart [45, 46]. Avgiftspliktige næringer er pålagt å registrere egen virksomhet og forurensende aktivitet. Statens samlede inntekter fra avgifter på utslipp av NO_x var i 2007 på over 1,2 milliarder kroner, se figur 10. Tre år etter implementeringen, var det totale beløpet fra avgiftspliktige næringer redusert til 87 millioner kroner [47]. I 2016 utgjorde inntektene fra NO_x-avgifter 368 millioner kroner, som tilsvarte 1,08 prosent av statens totale inntekter fra miljøavgifter [48]. Neste delkapittel omtaler bakgrunnen for det kraftige fallet i skatte- og avgiftsinntekter på utslipp av NO_x.

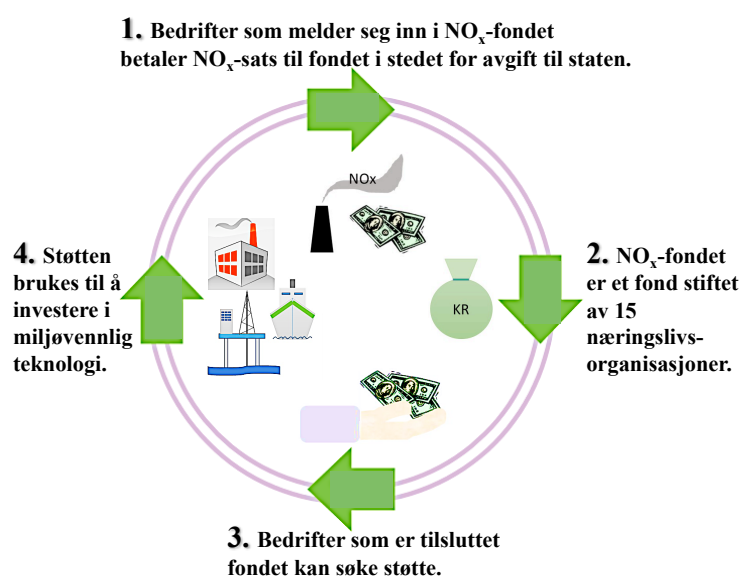


Figur 10 Statens inntekter fra miljøavgifter på NO_x, 2007-2014 [47].

3.3. NO_x-fondet

Allerede under implementeringen av NO_x-avgiften, ble det bestemt å etablere en frivillig miljøavtale som kunne gi næringer fritak fra å betale avgift. I 2008 inngikk Miljøverndepartementet og 14 næringsorganisasjoner en slik avtale, med formål om å redusere nasjonale NO_x-utslipp [49, s.4]. Norge fikk dermed ikke erfart de reelle virkningene av den statlige NO_x-avgiften, ettersom de fleste avgiftspliktige virksomhetene valgte å undertegne miljøavtalen med myndighetene [8, s.27-28]. NO_x-fondet er hovedårsaken til nedgangen i statens inntekter fra NO_x-avgifter i løpet av det siste tiåret, se figur 10.

Bortimot 500 bedrifter sluttet seg til miljøavtalen om NO_x for perioden 2008-2010. Disse utgjør nærmere 85 prosent av alle registrerte avgiftspliktige bedrifter, og rundt 93 prosent av de avgiftspliktige utslippene⁹ [10, s.16]. Virksomhetene forpliktet seg til å redusere de årlige NO_x-utslippene med 18 000 tonn i løpet av de tre første årene [3]. Næringene klarte å innfri målene ved å sette inn penger i et NO_x-fond i henhold til egne utslipp. Pengene i NO_x-fondet administreres av Næringslivets Hovedorganisasjon (NHO), og blir brukt til å finansiere utslippsreducerende- og kostnadseffektive tiltak i enkeltvirksomhetene [10, s.2]. Miljødirektoratet har ansvar for å kontrollere at de årlige reduksjonsforpliktelsene og vedtektene overholdes av medlemmene [50, s.4]. NO_x-fondet administreres ellers uten innflytelse fra myndighetene. Staten har heller ikke rett til representasjon i styre i fondet [50, s.3].



Figur 11 Hvordan NO_x-fondet reduserer utslipp av NO_x [51]

I den opprinnelige miljøavtalen, som gjaldt for perioden 2008-2011, var hovedmålet å begrense de totale utslippene av NO_x til 98 000 tonn. Medlemmene var da forpliktet til å kutte minst 30 000 tonn NO_x hvert år i avtaleperioden. Gjennom bedre målinger og mer pålitelig datagrunnlag, estimerte man at de reelle utslippene fra norske næringer var betydelig lavere enn først anslått. Innrapporterte utslipp for 2007, ble blant annet nedjustert fra 128 000 tonn

⁹ Om lag 15 prosent av avgiftspliktige bedrifter var ikke medlem av NO_x-fondet under den første miljøavtalen. Disse virksomhetene slapp ut rundt 7 prosent av de avgiftspliktige utslippene [10, s.16]. En del av disse utslippene skyldtes forurensning fra mobile rigger eller statlige skip som ikke er avgiftspliktige [8, s.31] Flyttbare rigger ble i 2014 inkludert i de rapporterte utslippene til NO_x-fondet.

til 116 000 tonn NO_x. Basert på representativ data, besluttet styret i NO_x-fondet å senke kravene om utslippsreduksjoner fra 30 000 tonn til 18 000 tonn [4, s.12]. Det ble følgelig mindre krevende og ikke like kostbart for bedriftene å overholde forpliktelsene og oppnå utslippsmålene i løpet av avtaleperioden [8, s.31].

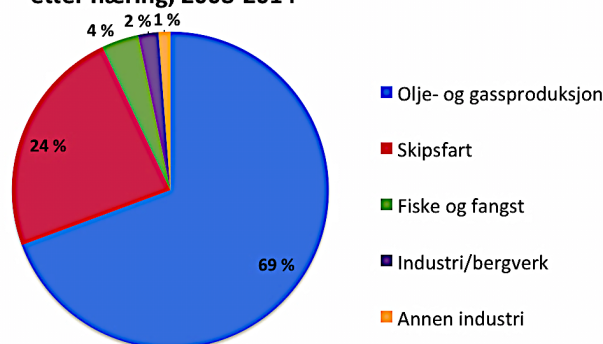
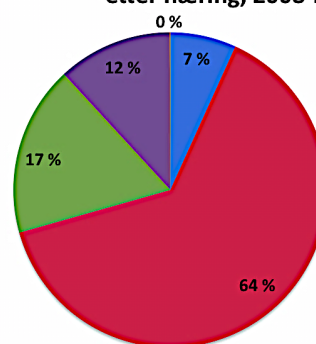
Miljøavtalen er i dag forlenget til å gjelde for perioden 2011-2017. Det er totalt 938 bedrifter innenfor 15 ulike næringsområder som har tilsluttet seg avtalen [52, s.7]. Antall medlemmer er altså tilnærmet fordoblet i løpet av ti år og flere innser gevinstene med å være tilsluttet miljøavtalen om NO_x. Bedriftene representerer bortimot alle de avgiftspliktige utslippene i Norge¹⁰[52, s.11]. Fondet domineres av virksomheter innen petroleumsnæringen, men også maritime næringer, som fiske og skipsfart, utgjør en betydelig andel av de tilsluttede bedriftene. Virksomhetene har påtatt seg videre forpliktelser om å redusere NO_x-utslippene med 16 000 tonn innen 2017 [3]. De samlede reduksjonsforpliktelsene for hele perioden 2008-2017 er på 34 000 tonn NO_x. Foreløpige utslippsberegninger tilsier at dette målet vil bli oppnådd innen utløpet av desember i år, se figur 16 og 17 [52, s.7].

Alle medlemmer må gjennomføre kvartalsvise utslippsrapporteringer, utarbeide en intern tiltaksplan og har betalingsplikt til Næringslivets NO_x-fond. Bedrifter innen petroleumsnæringen må betale en medlemsavgift på 11 kroner per kilo NO_x, mens annen virksomhet, som skipsfart og industri, har en innbetalingssats på 4 kroner per kilo NO_x [53]. Det er styret i NO_x-fondet, næringene selv, som bestemmer betalingssatsene. Innbetalingssatsen til NO_x-fondet er lavere enn satsen på NO_x-avgiften som er på 21,59 kroner. NO_x-fondets årlige inntekter fra medlemsavgifter er på over 600 millioner kroner. Dette utgjør imidlertid halvparten av inntektssummen som staten innhentet fra NO_x-avgifter i 2007. Staten mottar årlig et lavere avgiftsbeløp og NO_x-fondet medfører et provenyrtap [8, s.31]. Innbetaling til NO_x-fondet er et rimeligere alternativ for bedriftene sammenlignet med en fiskal avgift. Til tross for lavere skatteinntekter, ønsker norske myndigheter å begrense unødvendig høye utslippskostnader og ivareta konkurransevnen for virksomhetene. Hovedstrategien er å støtte tiltak som bidrar til å oppnå utslippsreduksjoner som samsvarer med nasjonale og internasjonal utslippsmål. Avtalen skal være gunstig for miljøet og bedriftsøkonomisk for næringene, noe som er god samfunnsøkonomi [4].

¹⁰ Med unntak av noen få fartøy, som i kortere og sporadiske perioder oppholder seg innenfor avgiftspliktig område i Norge [52, s.11].

Tabell 11 Inntekter til NO_x-fondet fordelt etter næring, 2008-2016 [52, s.17]

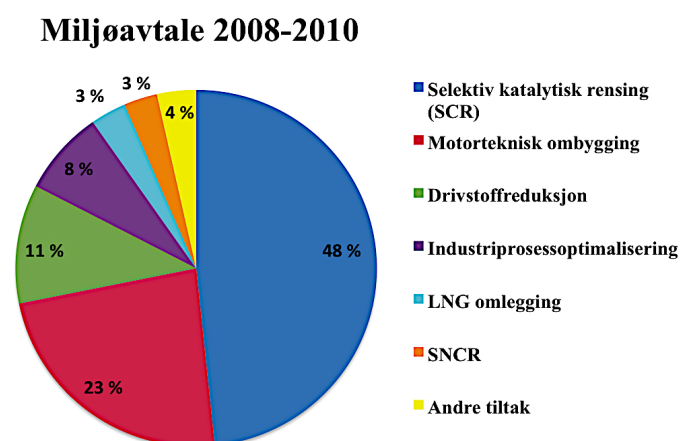
Næring	2008	2010	2012	2014	2016	2008-2016
Olje- og gassproduksjon	453,8	432,2	411,7	457	452,6	3973
Skipsfart	155	147	162,2	155,4	125,9	1355,5
Fiske og fangst	33,6	30,8	23,9	24,9	23,6	240,5
Industri	17,5	19	17,1	13,7	13,9	146,8
Luftfart	4,4	4,9	5,4	6,1	5,5	47,1
Jernbane	0	1,4	1,7	1,8	1,5	11,9
Sum	664,3	635,3	622	658,9	623	5774,8

Inntekter til NO_x-fondet fordelt etter næring, 2008-2014Figur 12 Inntekter til NO_x-fondet [49, s.10]Støtte fra NO_x-fondet til utslippsreduksjoner etter næring, 2008-2014Figur 13 Utbetalinger fra NO_x-fondet [4, s.17]

Siden 2008, har NO_x-fondet gitt støtte til om lag 1000 utslippsreducerende prosjekter. Dette tilsvarer en samlet sum på over 5,5 milliarder kroner [52, s.50]. Investeringsstøtten er begrenset til 80 prosent av forventede tiltakskostnader [52, s.12]. Tabell 11 og figur 12 viser de totale inntektene til NO_x-fondet fra de ulike næringene i perioden 2008-2014. Hovedandelen av inntektene, bortimot 69 prosent av totalen, stammer fra olje- og gassvirksomhet [49, s.10]. Figur 13 viser imidlertid at bedrifter innen skipsfart og fiske og fangst har fått innvilget mest støtte fra NO_x-fondet. Bortimot 81 prosent av fondets totale utbetalinger har finansiert tiltak i disse sektorene [4]. NO_x-utslippene er størst i petroleumsnæringen, men tilgjengelige reduksjonstiltak og renere teknologi er generelt kostbare. Mindre effektive og dyre tiltak blir nedprioritert for å sikre ressurser og støtte til de mer kostnadseffektive tiltakene i andre næringer [10].

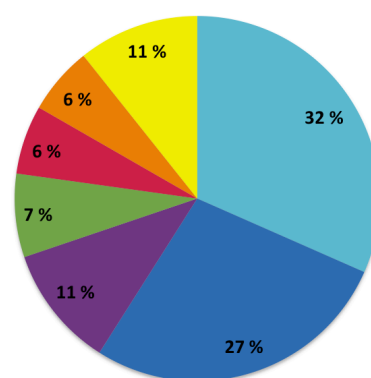
NO_x-fondet har subsidiert flere typer tiltak i forskjellige næringer for å redusere utslipp av NO_x. Som tidligere nevnt, er de fleste utslippsreduksjoner gjennomført i maritim næring, hvor tiltakene er billigst. Passasjerferger, lasteskip, servicebåter, fisketrålere og andre former for fartøy, innbefattes i denne gruppen. Utslippene kan hovedsakelig reduseres ved å begrense

drivstofforbruket, bruke en renere type brensel, få ned dannelsen av NO_x under forbrenning, eller rense utslippene etter forbrenningsprosessen [54, s.14]. Figur 14 og 15 viser de mest brukte teknologiene under miljøavtalen 2008-2010 og 2011-2017. Rensing ved bruk av katalysator ble fortrinnsvis prioritert i perioden 2008-2010, såkalt *selektiv katalytisk reduksjon (SCR)*. Ved hjelp av kjemisk urea, baserer denne teknologien seg på å omdanne NO_x til nitrogen og vann. NO og H₂O er ufarlige avfallsstoffer for mennesker og omgivelsene. I miljøavtalen for perioden 2011-2017, ble det benyttet flere nye og alternative teknologier med lengre levetid. Gruppen for andre typer tiltak¹¹ økte med 7 prosent disse årene. De fleste av utslippsreduksjonene ble utført ved at fartøyer fikk støtte til motorombygging og omlegging fra store tungolje- og dieselmotorer til LNG-gassmotorer. Flytende naturgass (LNG) betraktes som mer klima- og miljøvennlig enn andre fossile energikilder, i tillegg til at det anses som et varig og konkurransedyktig virkemiddel [54, s.15].



Figur 14 Fordeling av utslippsreduksjoner etter tiltak, 2008-2010 [54, s.14].

Miljøavtale 2011-2017



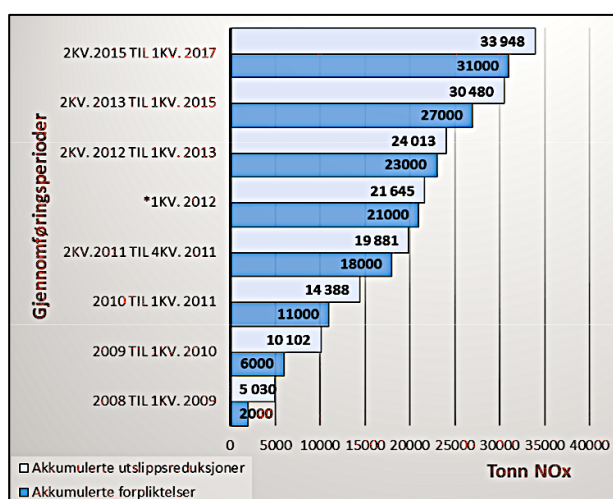
Figur 15 Fordeling av utslippsreduksjoner etter tiltak, 2011-2017 [54, s.14].

Tabell 12 Rapporterte NO_x-utslipp (i tonn) fordelt etter næring, 2008-2016 [52, s.16]

Næring	2008	2010	2012	2014	2016	2008-2016
Olje- og gassproduksjon	41 257	39 298	37 425	47 499	43 569	371 509
Skipsfart	38 745	36 825	40 553	38 875	31 138	337 848
Fiske og fangst	8 318	7 720	5 968	6 216	5 903	60 043
Industri	4 390	4 766	4 278	3 443	3 465	36 823
Luftfart	1 101	1 241	1 362	1 529	1 369	11 557
Jernbane	-	359	431	457	379	2 997
Sum	93 811	90 209	90 017	98 019	85 823	820 777

¹¹ Andre tiltak viser blant annet til motorutskiftning, motorvanntilsetning, omlegging til elektrisitet, bruk av landstrøm, eksosgassresirkulering (EGR), turbinutskiftning og ombygging av turbiner [53, s.14]

I 2015 ble det samlet sluppet ut 153 200 tonn NO_x i Norge [2]. Nærmere 60 prosent av disse utslippene ble rapportert inn til NO_x-fondet samme året, se tabell 12. Miljøavtalen og NO_x-fondet har så langt gitt vellykkede resultater og alle tiltak og målinger er godt dokumentert [49]. Alle foregående forpliktelser har blitt overholdt, se figur 16 og 17. Fondet har hittil bidratt til å redusere de nasjonale NO_x-utslippene med 31 000 tonn [52, s.6]. EFTAs overvåkningsorgan ESA har godkjent begge de foregående avtalene og det forhandles om å videreføre miljøavtalen fra 2018-2025 [55, 56]. Den nye miljøavtalen skal inneholde strengere sanksjoner ved brudd på utslippsgrensen, samt høyere medlemsavgifter. Innbetalingssatsen øker til 12 kroner per kilo NO_x for olje- og gassvirksomhet, mens øvrige næringer må betale inn 6 kroner per kilo NO_x. Avtalen skal sikre at Norge oppfyller utslippsmålene i Gøteborgprotokollen om å slippe ut mindre enn 153 000 tonn NO_x i 2020 [35].



Figur 16 Overholdelse av forpliktelsene i Miljøavtalen 2008-2010 og 2011-2017 [52, s.21].

År	Utslippsreduksjoner (tonn NO _x)	Resultat
2008	2 000	Forpliktelse oppnådd
2009	4 000	Forpliktelse oppnådd
2010	12 000	Forpliktelse oppnådd
2011	3 000	Forpliktelse oppnådd
2012	2 000	Forpliktelse oppnådd
2013 og 2014	4 000	Forpliktelse oppnådd
2015 og 2016	4 000	Forpliktelse oppnådd
2017	3 000	-
Sum	34 000	2008-2017

Figur 17 Utslippsreduksjonsforpliktelser under Miljøavtalen for perioden 2008-2017 [57].

4. Samfunnsøkonomisk teori

I dette kapitlet gjennomgås standard samfunnsøkonomisk teori. For å kunne vurdere og drøfte de anvendte og tilgjengelige virkemidler mot NO_x-forurensning i Norge, og avsløre eventuelle svakheter ved dem, er det nødvendig å starte med en teoretisk tilnærming. Teorien skal belyse og redegjør for ulike økonomiske begreper, metoder og modeller, slik at man kan forstå miljøtiltakenes virkemåte, konsekvenser og formål i samfunnet. Analysen som presenteres er elementær og modellene illustrerer et svært forenklet bilde av virkeligheten. Det skal likevel være mulig å anskueliggjøre virkningene av de alternative virkemidlene ved hjelp av samfunnsøkonomisk teori. Teorien bidrar også med å forsvare reelle miljøpolitiske og offentlige inngrep i økonomien som har til hensikt å verne miljøet og begrense forurensning.

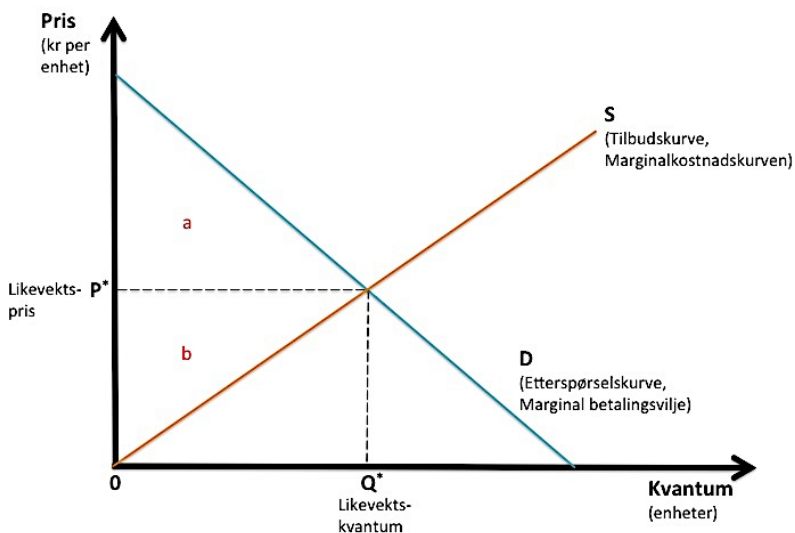
4.1. Effektivitet og velferdsteori

Økonomisk velferdsteori gir et normativt rammeverk som argumenterer for hva som er gode økonomiske beslutninger og utfall. Grunnsetningene i teorien kan benyttes for å identifisere markedssvikt, sammenlikne nytteverdien av ulike økonomiske utfall og evaluere politiske tiltak som kan forbedre markedssituasjonen [58, s.7-8]. Når økonomer analyserer politiske spørsmål knyttet til miljø, bygger resultatene i særlig grad på grunnleggende velferdsteoretiske konsepter [58, s.92].

Det første sentrale velferdsteoremet uttrykker at enhver perfekt frikonkurranselikevekt er Pareto-optimal. En perfekt markedsliekevekt betyr at det er effektiv allokering av samfunnets knappe ressurser, det er fravær av markedssvikt og det samfunnsøkonomiske overskuddet er maksimert [59, s.41-42]. Pareto-optimalitet er en markedssituasjon der ingen individer kan få det bedre uten at minst et enkelt individ får det verre, for en gitt ressursallokering. I Pareto-optimal tilstand, vil det ikke være mulig å gjennomføre forbedringer eller endringer i økonomien, som kan realisere høyere samfunnsøkonomisk velstand eller effektivitet [60, s.252]. Det er følgelig den beste løsningen for samfunnet som helhet.

Fullkommen konkurranse er ofte en standard antakelse i enkle generelle likevektsmodeller. I frikonkurransemarkeder er det mange konsumenter og mange produsenter som tilbyr standardiserte varer og tjenester til sine potensielle kunder. Den enkelte produsent har ingen innvirkning på markedsprisen som er lik marginalkostnaden, og prisene oppfattes som

eksogent gitt. Bedriftene kan fritt forlate eller etablere seg i markedet, som gjelder ved henholdsvis tap og underskudd eller vesentlige profittmuligheter i industrien. Ved fullkommen konkurranse forutsettes det at markedsaktørene er rasjonelle, de har full tilgang på informasjon, det er fravær av transaksjonskostnader og det eksisterer et marked for alle typer goder [58, s.103]. Det stilles krav om effektivitet i alle leddene i økonomien; både i produksjon, i konsumet og i sammensetningen mellom disse faktorene [58, s.94]. Konsumentene tilpasser seg i markedet med sikte på å maksimere individuell nytte, mens produsentene fatter beslutninger med hovedformål å maksimere profitten. I frikonkurransemarkeder blir samfunnets disponible ressurser fullt utnyttet og goder produseres til lavest mulig kostnad. Produsentenes tilbud og konsumentenes etterspørsel av varen er like store og likevektsprisen klarer markedene. Det er altså en rekke vilkår som må være oppfylt for at markedene kan sies å være effektive og frikonkurransemodellen skal kunne gjelde [58, s.103-106].



Figur 18 Markedslikevekt [23, s.24]

Figur 18 illustrerer markedslikevekten i frikonkurransemodellen. Markedet er i likevekt der tilbudet er lik etterspørselen, $D = S$. I frikonkurranseløsningen er samfunnets og produsentenes marginale kostnad lik konsumentenes marginale betalingsvilje for godet. Produseres det et lavere kvantum enn likevektskvantumet Q^* , vil etterspørselen overstige tilbudet. Produsentenes marginale kostnader ved å produsere varen er lavere enn kjøpernes betalingsvillighet for varen. Både bedriftene og kundene kan få det bedre ved at det totale tilbudet i markedet øker. I likevekt er det samfunnsøkonomiske overskuddet maksimert og tilsvarer summen av konsumentoverskuddet, a , og produsentoverskuddet, b . Den totale

Samfunnsgevinsten vises som arealet $a + b$, og velferdsteoriens første teorem er oppfylt i modellen [23, s.23].

Fremstillingen av et perfekt frikonkurransemarked er en ideell og utopisk økonomisk situasjon. Samtlige markeder vil aldri være i likevekt samtidig. Ytre påvirkninger, institusjonelle rigiditeter og reformer bidrar til å forhindre dette. Pareto-optimalitet oppstår sjelden i praksis og markeder er som regel mer dynamiske og komplekse sammenlignet med den teoretiske beskrivelsen [58, s.110-111, 61, s.113]. Det er glidende overganger mellom alle markedstyper og det er vanskelig å finne en konkret og nøyaktig definisjon. De fleste markeder vil kunne klassifiseres et sted mellom markedsstrukturens to ytterpunkter, som er perfekte konkurransemarkeder og rene monopol [61, s.98-99].

Pareto-prinsippet tar heller ikke hensyn til rettferdig fordeling¹² av ressurser i samfunnet. Inntektsfordelingen i en økonomi kan være svært skjev og gi store ulikheter mellom fattig og rik, samtidig som den er Pareto-optimal. Pareto-effektivitetsbegrepet betrakter heller ikke hvilke varer og tjenester som bør produseres i samfunnet. Det andre sentrale velferdsteoremet viser imidlertid at man kan opprettholde effektivitet i markedet samtidig som fordelingshensynene ivaretas. Teoremet sier at hvis samfunnet fritt kan fordele eierrettigheter til ressursene i økonomien, og situasjonen er Pareto-optimal, så vil samfunnsnyttens maksimeres og realiseres i en frikonkurranselikevekt. Andre velferdsteorem indikerer at alle individ får lik tilgang til ressurser og fordelingen oppfattes som rettferdig. Dette er en løsning som kan fungere i en liten økonomi, med få aktører og entydige preferanser. Det er imidlertid vanskelig å få til i praksis [60, s.264] [62].

4.2. Markedssvikt

Fullkommen konkurranse vil under bestemte og rigide betingelser føre til en effektiv ressursfordeling i markedet som maksimerer samfunnsøkonomisk overskudd. Markedssvikt innebærer at minst én av disse forutsetningene ikke er oppfylt og det oppstår et effektivitetstap i økonomien. I en moderne økonomi vil sistnevnte utfall være mest

¹² *Rettferdighet* er imidlertid et subjektivt begrep som er vanskelig å definere. En rettferdig fordeling vil for noen representere lik fordeling av ressurser, slik at alle mennesker har de samme rettighetene og mulighetene i samfunnet. For andre er det rettferdig å belønne dem som yter mest innsats og har best resultat og kvalitet i arbeidet. Kontekstuelle forhold forsterker utfordringene ved å oppnå Pareto-optimalitet [62].

sannsynlig. I situasjoner med markedssvikt, vil ikke samfunnets marginale kostnader ved å produsere et gode, samsvare med samfunnets marginale nytte ved å konsumere et gode. Ressursallokeringen er ikke effektiv og det er mulig å gjøre rasjonelle Pareto-forbedringer i økonomien. Man skiller mellom ulike former for markedssvikt, som imperfekt konkurranse, eksternaliteter, kollektive goder, makroøkonomiske fluktasjoner og ufullstendige markeder [58, s.93]. Markedssvikt og ineffektiv ressursbruk rettferdiggjør offentlig regulering og markedsinngrep, som har til formål å bedre økonomiens virkemåte [58, s.111]. Videre beskrives tre former for markedssvikt som kan gi ytterligere utfordringer når det gjelder reduksjon av forurensende utslipp.

4.2.1. Eksternaliteter

Økonomisk aktivitet impliserer en viss mengde forurensning. Produksjon og forbruk kan påvirke omgivelsene negativt og det er risiko for utilsiktede effekter på menneskers og dyrs miljø og helse. I samfunnsøkonomisk teori, benevnes slike konsekvenser for negative eksternaliteter. Eksterne effekter oppstår når konsumenter eller produsenter ubevisst påvirker nytten eller produksjonsmulighetene til andre konsumenter eller produsenter, uten at det innebærer en viss kompensasjon. I et uregulert marked vil ikke disse ekstra kostnadene bli tatt hensyn til. Eksternaliteter er en form for markedssvikt som reduserer effektiviteten og fører til velferdstap i økonomien [59, s.73] [58, s.121].

Eksternaliteter kan være positive eller negative. Vaksinerings mot smittsomme sykdommer har en positiv eksternalitet. Ved vaksinasjon får man selv immunitet mot bestemte infeksjoner. Samtidig reduserer man sannsynligheten for at andre personer blir smittet, og man sparer samfunnet for fremtidige sykehusutgifter gjennom forebyggende tiltak. Betydningen av slike ringvirkninger mellom konsumenter blir ikke vektlagt i tilstrekkelig grad. Privat nytte avspeiler ikke sosial nytte, noe som resulterer i et underforbruk av vaksiner [58, s.122].

Forurensning er et klassisk eksempel på en negativ eksternalitet, som utspiller seg fra produsenter, og kan ramme både konsumenter og andre produsenter, se tabell 13. Enkeltvirksomheter tar kun hensyn til egne bedriftsøkonomiske kostnader når de velger produksjonsvolum. Uten offentlige inngrep, vil bedriftenes egne beslutninger og strategier føre til overproduksjon og for høye utslipp i forhold til hva som er samfunnsøkonomisk optimalt. De private kostnadene forbundet med forurensning og økonomisk aktivitet er for lave. Forurensningen blir ikke fanget opp av prissystemet, og bedriftene blir ikke tilstrekkelig

belastet for å påføre miljøet skade og forringe luftkvaliteten. Virksomhetenes kostnader er uforenlig med de reelle kostnadene som påføres samfunnet kollektivt [59, s.46-48].

Tabell 13 Kilder til eksternaliteter [23, s.25-27]

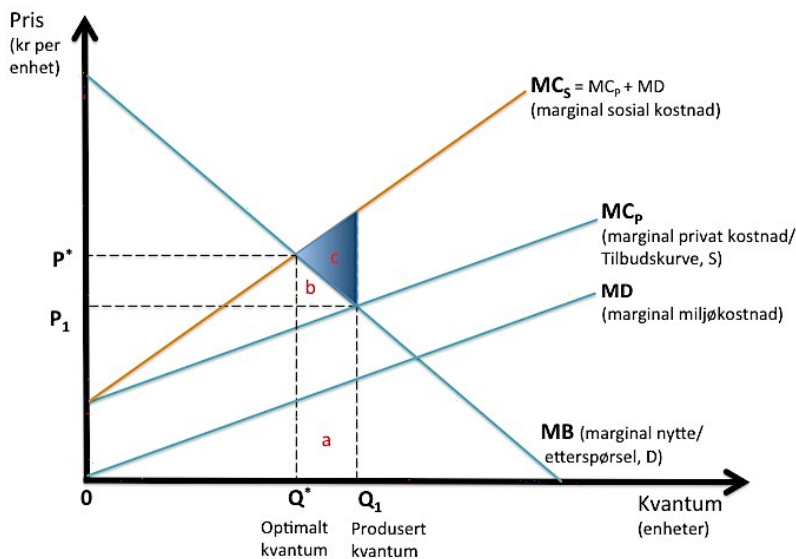
Klassifisering av eksternaliteter				
1. Konsument-Konsument	Vaksinasjon	Positiv	$U^A(X^A, Y^A, X^B)$	$\partial U^A / \partial X^B > 0$
2. Produsent-Konsument-Produsent	Forurensning	Negativ	$U^A(X^A, Y^A, S)$ $X(K^X, L^X, S)$	$\partial U^A / \partial S < 0$ $\partial X / \partial S > 0$

1. U^A viser til nytten individ A får av å konsumere godene X og Y . Individ B sitt forbruk av gode X har en positiv eksternalitet for individ A , ($\frac{\partial U^A}{\partial X^B} > 0$). Konsumet til individ B , X^B , inngår som argument i nyttefunksjonen til individ A , men dette blir ikke tatt hensyn til i markedet eller av individ B . [58, s.122].
2. Produksjon av gode X medfører en viss mengde utslipp S . Utslippene har en negativ effekt på individ A sin livskvalitet og velvære. Forurensningen kan også ha negativ innvirkning på andre produsenter og konsumenter. Når utslippene S øker, reduseres profitten eller nytten til den eller de som rammes, ($\frac{\partial U^A}{\partial S} < 0$). For et gitt nivå av innsatsfaktorene K og L , vil imidlertid utslippene ha positiv effekt for produsenten av vare X , ($\frac{\partial X}{\partial S} > 0$). Hvis den forurensende bedriften må redusere egne utslipp, vil produsentens rensekostnader øke og medføre lavere privat marginalprofitt og produksjonsvolum [58, s.126-129].

Negative eksternaliteter som luftforurensning, kan karakteriseres som ikke-ekskluderende- og ikke-rivaliserende kollektive onder. Selv om luften er forurensset, er det vanskelig å unngå og puste. Det er ikke mulig å etablere individuell eiendomsrett og ekskludere noen fra å konsumere luft. Ressursen er ubegrenset og forbruket er gratis, noe som vil si at ressursen er ikke-rivaliserende i bruk. Hele økonomien blir påvirket av forverret luftkvalitet og atmosfæren blir offer for *allmenningens tragedie* [63, s.22]. Problemet med kollektive onder, er at ingen enkeltpersoner tar ansvar for forurensningen. Det er få konsumenter som ønsker å finansiere tiltak for å forbedre luftkvaliteten, til tross for at det eksisterer tiltakende etterspørsel etter ren luft. Fellesgoder og eksternaliteter blir utnyttet av konsumenter uten at de omsettes i et marked. Hovedutfordringen er at det ikke eksisterer en markedspris eller veldefinert eiendomsrett til slike ressurser [58, s.126-129]. Samtlige individer blir gratispassasjerer i økonomien. Hvert individ har en forestilling om at det er mest lønnsomt å handle i egeninteresse, enn å ta hensyn til fellesskapets beste. Samfunnet oppnår derimot større gevinster hvis alle handler i fellesinteresse. Kollektive goder står i motsetning til private goder, som eksempelvis bruken av innsatsfaktorene arbeidskraft og kapital i en produksjonsprosess. Slike private goder er både rivaliserende og eksklusive goder, som følgelig kan omsettes effektivt i et marked [58, s.113-114].

I en økonomi med mange aktører, vil hver enkelt konsument tilpasse seg ut i fra en oppfatning om at deres forbruk av varer har minimal effekt på samfunnets totale velferd. De tar ikke hensyn til at deres samlede konsum kan påføre alle forbrukere i økonomien skade og forringelse av luftkvaliteten [64, s.73]. Gratispassasjerer nyter godt av kollektive goder, uten at de betaler for den økte velstanden eller belastes for medførende miljøskade. Skal økonomien fungere effektivt, må miljøkostnadene inkluderes i produksjonskostnadene og markedssystemet. De samfunnsøkonomiske kostandene ved å konsumere en ressurs må gjenspeiles i prisen på ressursen [58, s.126-129].

Negative eksterne effekter kan også sies å begrense tilgangen på fellesgoder og produksjonskapital. Naturen består av rikelige mengder ressurser og rekreasjonsmuligheter for både mennesker og dyr. Forverres miljøtilstanden, reduseres det biologiske mangfoldet, og mulighetene man har til direkte konsum og foredling av naturressursene [63, s.17-18]. Klare begrensninger på utslipp og innføring av reduksjonstiltak vil kunne forbedre miljøet og bevare allmennhetens interesser. Individuer har imidlertid svake insentiver til å handle og finne løsninger på slike forurensningsproblemer [58].



Figur 19 Negativ eksternalitet i produksjon [59, s.78]

Figuren ovenfor er en grafisk fremstilling av en negativ eksternalitet i produksjon. En bedrift produserer etterspurt kvantum av en vare Q , som uunngåelig medfører en viss mengde luftforurensning. Øker bedriften produksjonsvolumet med en ekstra enhet, vil også utslippene øke. Utslippene kan på den måten klassifiseres som en indirekte innsatsfaktor i produksjonen.

Produksjonen måles langs den horisontale akse, mens den vertikale akse tilsvarer produktprisen P . Markedsprisen antas å være eksogent gitt. Bedriften velger det produksjonsvolumet som maksimerer profitten, uten å ta hensyn til miljøkostnadene knyttet til forurensningen. Bedriften produserer kvantum så lenge marginalprofitten, MB , er positiv og overstiger den marginale private kostnaden MC_P . Profittmaksimerende kvantum er gitt ved skjæringspunktet mellom bedriftens marginale kostnader MC_P og bedriftens marginale nytte MB , for ethvert produksjonsnivå. Bedriftens rasjonelle tilpasning er derfor i punktet Q_I, P_I [59, s.76-78].

Eksternaliteter fører til at utfallet presentert ovenfor ikke er samfunnsøkonomisk effektivt. Andre produsenter og konsumenter påvirkes negativt av bedriften som forurensner, og utslippene forårsaker en reduksjon i aktørenes profitt og nytte. De marginale eksterne kostnadene øker i takt med mengden forurensning. Samfunnet taper overskudd i form av for høyt forbruk av ressurser, betydelig skade på miljøet og for høye utslipp. Det samfunnsøkonomiske velferdstapet er lik arealet c i figur 19 [59, s.76-78].

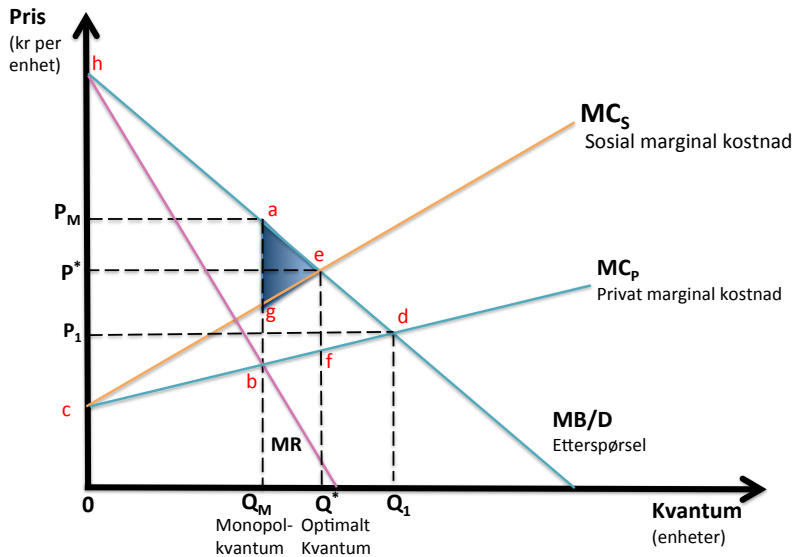
Samfunnseffektiv tilpasning er gitt i skjæringspunktet mellom de sosiale kostnadene MC_S og etterspørselen til produktet MB . De sosiale kostnadene inkluderer de eksterne miljøkostnadene ved utslipp MD . Effektivt produksjonsvolum tilsvarer punktet Q^* i figuren og maksimerer det samfunnsøkonomiske overskuddet. I optimalt punkt reduseres produksjonen og utslippene. De private kostnadene øker og tilbudet begrenses, noe som videre vil gi høyere markedspris P^* . Det betyr også at bedriften genererer et lavere produsentoverskudd enn tidligere. Produsentens tap tilsvarer arealet b i figur 19. Samfunnsgevinsten er derimot dobbelt så stor som kostnadene og vises som arealet a i figuren. Arealet a er lik summen av arealene $b + c$ [59, s.76-78]. Selv om hvert enkelt individ handler rasjonelt, vil private uregulerte markeder mangle kollektiv rasjonalitet og det vil foreligge markedssvikt. Økonomien vil normalt ikke kunne realisere samfunnseffektiv- og Pareto-optimal tilpasning, Q^*, P^* , uten offentlige markedsinngrep [64, s.73].

4.2.2. Ufullstendig konkurranse

Imperfekt eller ufullstendig konkurranse er en samlebetegnelse på flere markedstyper hvor det er begrenset eller ingen konkurranse i markedet. Eksempler på slike markedstyper er rent monopol, duopol, oligopol og monopolistisk konkurranse. Disse markedsformene oppfyller ikke de bestemte betingelsene som er gjeldende i et frikonkurransemarked. De vil ikke kunne

innfri Pareto-optimale løsninger uten at offentlige myndigheter griper inn med regulerende tiltak og virkemidler [61, s.97-99]. Staten kan blant annet påvirke og endre prisnivået eller mengde kvantum tilbudt i markedsøkonomien. Stordriftsfordeler, teknologidominans, nettverkseffekter, patenter og eierskap til knappe ressurser er mulige kilder til markedsrett [60, s.281]. Konkurransetilsynet håndhever konkurranseloven som forbyr ulovlig samarbeid mellom bedrifter og misbruk av markedsrett [60, s.278-279].

Monopol er det motsatte av perfekt konkurranse, og beskriver en markedsituasjon der det kun er en tilbyder av et gode. I motsetning til en bedrift i fri konkurranse med horisontal etterspørselskurve, vil monopoles etterspørsel være en fallende funksjon av prisen. For å oppnå en høy pris på en vare eller tjeneste, må produksjonen begrenses. Monopolisten ønsker å maksimere profitten og tilpasser produksjonen slik at marginalkostnaden er lik marginal inntekt. Monopoleset er prissetter, mens bedrifter i fullkommen konkurranse er pristakere i markedet. Prisen settes høyere enn den marginale kostnaden. Monopolisten har stor grad av markedsrett og kan sette en høy pris uten å miste alle kundene sine. Ingen andre bedrifter i økonomien klarer å produsere tilfredsstillende substitutter på kort sikt. Jo mer uelastisk etterspørsel, desto høyere pris kan monopolisten velge. Monopoltilpasningen er økonomisk gunstig for bedriftene. Markedsituasjonen er imidlertid uheldig for konsumentene, ettersom det er færre salgsheter tilgjengelig til en høyere pris. Samfunnsøkonomisk overskudd og total velferd er lavere under monopol enn under fullkommen konkurranse. Nivået på konsumentoverskuddet reduseres mer enn det produsentoverskuddet øker ved en slik tilpasning [60, s. 269-288].



Figur 20 Monopoltilpasningen [58, s. 130]

Figur 20 viser et spesielt tilfelle der en forurensende bedrift har monopol på et bestemt gode. Det er to typer markedssvikt i økonomien, både markedsmakt og en negativ eksternalitet. Når bedrifter produserer varer som medfører utslipp, vil som regel ikke forurensningen bli tatt hensyn til i beregningen av kostnader og fastsettelse av produksjonsvolum. Bedriftens egen marginale kostnad estimeres for lavt i forhold til hva som er gunstig for samfunnet. Monopolisten tilpasser seg i punktet hvor marginalkostnaden er lik marginalinntekten, $MC_P = MR$. Monopolprisen er markert som P_M og kvantumet er markert som Q_M i figuren. Markedsløsningen er ikke optimal og velferdsteoremene er ikke oppfylt. Samfunnets velferd svekkes med et tap lik arealet abd . Produsentoverskuddet utgjør arealet $P_M abc$, mens konsumentoverskuddet er lik arealet $P_M ah$. Samfunnsøkonomisk overskudd er summen av konsument- og produsentoverskuddet, ekskludert effektivitetstapet. Tilpasser monolet produksjonen til sosial marginalkostnad og tar hensyn til utslippene, vil velferdstapet reduseres til arealet lik aeg [58, s.130].

Frikonkurransen vil heller ikke være den optimale løsningen i forurensningssituasjonen beskrevet ovenfor. Bedriftene vil tilpasse seg der marginalkostnaden er lik prisen, $MC_P = P_1$. Produksjonsnivået, Q_1 , og påfølgende utslipp blir for høye, og den totale samfunnsvelferden reduseres. Optimal tilpasning er i punkt e i figuren, hvor det samfunnsøkonomiske overskuddet er maksimert. I dette punktet, tilbys det et høyere kvantum, Q^* , til en lavere markedspris P^* , enn ved monopoltilpasningen. Samtidig tilbys det et lavere kvantum til en høyere pris sammenlignet med frikonkurranseløsningen. Konsumentoverskuddet er lik arealet

P^*eh , mens produsentoverskuddet er lik arealet P^*ce . Det samfunnsøkonomiske tapet ved betydelig markedsrett og forurensende utslipp er eliminert. Resultatet er imidlertid vanskelig å få til i praksis, ettersom den forutsetter at myndighetene har korrekt og tilstrekkelig informasjon om bedriften i enhver situasjon [58, s.130].

4.2.3. Ufullstendige markeder

En sentral betingelse som beskrives i første velferdsteorem, er at det finnes et marked for alle typer varer og tjenester. Hvis denne forutsetningen ikke er oppfylt, vil det heller ikke kunne oppstå Pareto-optimale løsninger og effektivitet i økonomien. Forurensning er et klassisk eksempel på en negativ eksternalitet eller et kollektivt onde, som gir opphav til ufullstendige eller manglende markeder [59, s.47]. Utslipp og industriell forurensning reduserer luftkvaliteten og har skadelig effekt på helse, matforsyning og naturmangfoldet i en økonomi. Til tross for stor etterspørsel etter ren luft, eksisterer det ikke et velfungerende marked for en slik knapp og sårbar ressurs. Framtidige generasjoners velferd og interesser blir ikke tatt tilstrekkelig hensyn til av nåværende generasjon når det foretas intertemporale beslutninger. Prisen for å forurense er for lav og konsumet av ren luft er for høyt i et uregulert marked. Samfunnets marginale kostnad sammenfaller ikke med bedriftenes marginale kostnader ved utslipp og produksjon. Pris- og markedssystemet svikter og alternativkostnaden ved økt forurensning og aktivitet ignoreres [59, s.47].

I tillegg til en manglende markedspris, vil informasjonsskjevheter mellom aktørene i økonomien skape ytterligere begrensninger for effektiviteten. Full informasjon og fravær av transaksjonskostnader er en sentral betingelse for å oppnå Pareto-optimalitet i et marked. Total transparens og åpenhet er imidlertid en urealistisk antakelse og skjer sjelden i praksis. Den ene aktøren i en transaksjon har som regel kjennskap til annen informasjon enn andre aktører idet de foretar beslutninger [58, s.130-131]. Slike informasjonsskjevheter kan utnytted bevisst eller ubevisst, og påvirker aktørenes holdninger og forventninger. Det er utfordrende å vurdere adferden til aktører, anslå hvor omfattende skadene er etter utslipp og hvem som skal holdes ansvarlig for forurensningen. Kommunikasjonssvikt, samordningsproblemer og bruk av utilstrekkelig teknologi, fører til at de involverte aktørene ikke tar på seg skylden for utslippene. Bedriftene har full informasjon om egen virksomhet, kostnader og produkter men har ofte insentiver til å holde tilbake informasjon overfor myndighetene og konsumenter. Aktørene opptrer som gratispassasjerer i økonomien og undergraver muligheten til å samarbeide i et marked. Problemer med asymmetrisk informasjon leder til ineffektiv

ressursbruk, høyere utslipp, markeder vil unnlate å oppstå eller de står i verste fall i fare for å kollapse [65, s.40].

Markedssvikt begrunner offentlig inngrep. Myndighetene har mulighet til å øke økonomisk effektivitet og redusere informasjonsskjevheter. I neste delkapittel presenteres ulike virkemidler som kan bidra til å begrense forurensning og som eventuelt kan løse felles og globale miljøutfordringer.

4.3. Virkemidler for å korrigere markedssvikt

Miljøøkonomi regnes som et relativt nytt begrep innen samfunnsøkonomi. Det ble først etablert som et anerkjent forskningsområde og fagdisiplin på 1960-tallet. Mye av det teoretiske grunnlaget om markedssvikt og eksternaliteter, ble imidlertid lagt allerede i Marshall (1890) og Pigou (1920, 1928) [58, s.8].

For å oppnå kollektiv rasjonalitet i en økonomi med markedssvikt, er det nødvendig med offentlige tiltak og markedsinngrep. Manglende effektivitet i markedet, miljøproblemer og ugunstig ressursbruk forårsaket av negative eksternaliteter, kan korrigeres ved at myndighetene innfører ulike virkemidler [64, s.74]. Virkemidler er styringsverktøy som myndighetene kan ta i bruk for å påvirke individers og bedrifters adferd og interesser. Den norske miljøpolitikken består av en rekke miljøpolitiske og administrative instrumenter, som tidligere nevnt i delkapittel 3.1-3.3. Tiltakene kan være økonomiske, juridiske, frivillige avtaler eller ordninger med fokus på miljøvennlige holdninger og adferd. Kontekstuelle faktorer og svingninger i økonomien kan påvirke virkemidlenes effektivitet og virkning. I praksis er det vanskelig å bedømme hvilke tiltak som er best egnet og som gir optimale løsninger for miljøet [66, s.7].

Myndighetene har ansvaret for å forvalte ressursene i økonomien på en bærekraftig og fornuftig måte. Samfunnsoptimal løsning kan realiseres og de eksterne kostnadene kan internaliseres, ved at det offentlige iverksetter bestemte miljøtiltak. Beslutningstakerens kostnader og samfunnets kostnader vil være like store i en slik optimal situasjon. Eksternaliteten vil reflekteres i markedsprisen, utslippene avtar og det blir mer kostbart for bedriftene å skade miljøet [67, s.1].

Hovedmålet med korrekt virkemiddelbruk, er å oppnå effektiv ressursallokering og et utslippsnivå som ikke er skadelig for menneskers og dyrs helse eller miljø. Samtidig må de samlede kostnadene holdes så lave som mulig for samfunnet. Optimalt utslipps- og produksjonsnivå bestemmes ut fra nytte-kostnadsanalyser. Nytte-kostnadsanalyser gir konkret og systematisk informasjon om effektene av alternative offentlige virkemidler, og bidrar til å avklare hvilke tiltak som bør prioriteres. For hvert enkelt markedsinngrep beregnes den samfunnsøkonomiske gevinsten av tiltaket [22, s.4, 66, s.8]. Er konsekvensene av tiltakene i norske kroner beregnet til å være positive, anser man virkemiddelet som samfunnsøkonomisk lønnsomt eller effektivt i miljøpolitikken. Utslippsreguleringer skal føre til at det ikke lenger blir lønnsomt for bedrifter å forurense og opprettholde like stor produksjon som tidligere. Tiltakene skal sikre at prinsippet om at *forurenser skal betale* overholdes, som er et avgjørende suksesskriterium i internasjonal og nasjonal forurensningslov. FSB-prinsippet innebærer at aktører som utnytter naturressurser, også skal belastes for miljøkostnaden den økonomiske aktiviteten påfører samfunnet [66, s.39-40] [68, s.34].

Ved valg av virkemidler i miljøpolitikken er det flere forhold som vurderes, se tabell 14. For å overholde forpliktelsene i Gøteborgprotokollen og oppnå nasjonale mål, ettertraktes virkemidler som er styringseffektive og kostnadseffektive. Samtidig stilles det krav til praktisk og politisk gjennomførbarhet. Styringseffektivitet vil si at man med stor grad av sikkerhet kan oppnå internasjonale og nasjonale mål, og at dette nås til rett tid. Styringseffektiv miljø- og forurensningspolitikk vil sikre god kontroll på totalutslippet og at luftkvaliteten holdes på et stabilt og ønsket nivå. Kostnadseffektivitet innebærer at man oppnår et gitt utslippsmål til lavest mulig kostnad. Ved bruk av kostnadseffektive virkemidler maksimeres miljøgevinsten i samfunnet og ressursbruken reduseres til et minimum. Virkemidlene vil generelt ikke kunne oppfylle alle kriteriene i praksis. Myndighetene må derfor avgjøre hvilke tiltaksegenskaper som bør vektlegges og hvilke mål som er viktigst å oppnå [68, s.34].

Tabell 14 Kriterier for valg av virkemidler [58, s.178]

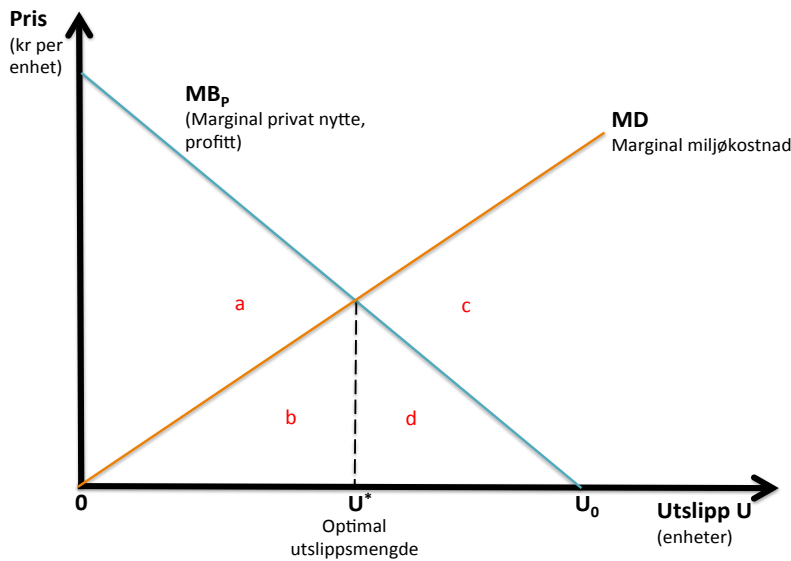
Kriterier	Beskrivelse
Kostnadseffektivitet	Bidrar virkemiddelet til at man oppnår utslippsmålet til lavest mulig kostnad?
Langsiktige effekter	Blir effektene av virkemidlene svekket, styrket eller er de konstante over tid?
Dynamisk effektivitet	Gir virkemidlene kontinuerlige insentiver til å forbedre produkter og produksjonsprosesser? Punktet viser til kostnadsbesparelser, utslippsreduksjoner og miljøforbedringer over tid.
Inntektsfordeling	Hvilke implikasjoner har virkemiddelbruk på inntektsfordelingen og konkurransesituasjonen i markedet?
Pålitelig og driftssikker	Sikrer virkemidlene at man når utslippsmålene? Tilsiktet virkning.
Fleksibilitet	Er virkemidlene mulig å justere ved strukturelle endringer i økonomien, endring i kostnadsstruktur, fastsetting av nye utslippsmål, tilgang på ny informasjon eller nye erfaringer?
Kostnadsestimering under usikkerhet	Hvor stort blir effektivitetstapet under imperfekt informasjon? Vil virkemidlene likevel være samfunnsøkonomisk lønnsomme?
Informasjonskrav	Hvor mye informasjon er nødvendig for at virkemiddelet skal fungere optimalt? Medfører det høye kostnader ved å skaffe ytterligere informasjon?

I neste delkapittel presenteres en strategi som kan bidra til at man oppnår Pareto-optimal tilpasning uten at myndighetene griper inn i markedet. Det kan vises at under visse betingelser kan aktørene i økonomien selv produsere en privat og effektiv løsning på eksternalitetsproblemet [64, s.74]. Etterfølgende underkapitler tar for seg forskjellen mellom direkte og indirekte virkemidler på individ- og virksomhetsnivå, og det presenteres også eksempler på slike tiltak. Virkemidlene skal endre rammevilkårene og korrigere aktørenes holdninger og adferd i økonomien.

4.3.1. Coase-teoremet

En metode for å eliminere eksternaliteter er å tilegne personer eiendomsrettigheter på goder og ressurser. Individuer har da håndhevbar og eksklusiv rett til å forvalte og utnytte ressursen slik de selv ønsker. Samtlige innsatsfaktorer i en økonomi må ha en bestemt eier for at man skal oppnå markedseffektivitet og unngå eksterne effekter [58, s.125-126]. Ifølge en artikkel fra 1960 av økonomen Ronald Coase, kan aktørene i markedet komme frem til en optimal løsning på eksternalitetsproblemet gjennom frie forhandlinger og private løsninger.

Myndighetene behøver ikke å involvere seg i slike avtalesituasjoner. Dette gjelder uavhengig av hvem av partene som sikrer seg eiendomsretten på ressursen [64, s.74].



Figur 21 Forhandlingsløsning på eksternalitetsproblemet [58, s.124]

Coase-teoremet illustreres grafisk i figur 21. Modellen tar utgangspunkt i en situasjon med to forhandlingsparter; en fisker og en industribedrift. Bedriften slipper ut forsurende utslipp i en elv som begrenser fiskerens muligheter til å drive med fangst i elven. Elven er en fellesressurs og begge parter har samme rett og like muligheter til å benytte seg av dens goder. Bedriften påfører fiskeren negative eksternaliteter som ikke blir tatt hensyn til eller kompensert for i markedet. Industribedriften genererer en viss mengde profit av å forurense og produsere varer. Marginalprofitten måles av den marginale private nyttekurven MB_P i figur 21. Hver enhet vare som blir produsert av bedriften, gir en unngåelig mengde forurensning, som videre forårsaker en ekstern kostnad for fiskeren. Skaden fiskeren blir utsatt for, angis ved miljøkostnadskurven MD i figuren. I et uregulert marked vil ikke den økonomiske tilpasningen til aktørene være Pareto-optimal. Det er mulig å forbedre markedstilstanden i modellen ved at partene forhandler seg imellom [58, s.125-126] [59, s.81-82] [64, s.74-78].

Antar at industribedriften får overført eiendomsretten til elven. Bedriften tar ikke hensyn til fiskerens preferanser og nytte når den bestemmer produksjonsvolum. Produsenten velger det kvantumet som maksimerer profitten og vil tilpasse seg slik at produksjonen forårsaker en utslippsmengde lik U_0 i figur 21. Industribedriften produserer for mye varer og forurenses for mye i forhold til optimal utslippsmengde U^* . Forsurende utslipp fører til fiskedød og svekker

kvaliteten på fangsten i elven, og fiskeren blir belastet for ekstra kostnader. Inntektstapet til fiskeren er lik arealet under den marginale miljøkostnadskurven, $(b + c + d)$. Det totale samfunnsøkonomiske tapet tilsvarer arealet c i modellen [64, s.74-75].

Ved forhandlinger kan partene komme frem til effektivt utslipps- og produksjonsnivå. Ettersom industribedriften har lovlig berettigelse til å råde over elven, vil fiskeren forhandle og tilby bedriften penger for å rense og begrense den forurensende produksjonen. Produsenten vil være villig til å redusere kvantum så lenge betalingen overgår den marginale profitten ved å produsere varer. Fiskerens utbetaling må altså være større enn renseskostnaden til bedriften. Fiskeren ønsker å finansiere rensingen av utslippene til bedriften, så lenge miljøkostnaden overstiger den marginale private nytten. MB_P forklarer på den måten aktørenes marginale betalingsvilje i markedet [64, s.75-76].

Gevinsten ved forhandlinger vil bestå frem til punktet for optimal utslippsmengde U^* i modellen. I dette punktet er marginal skade av utslipp lik marginal nytte av utslipp, $MD = MB_P$. Markedet er i likevekt og ingen av partene kan få det bedre uten at en av aktørene får det verre. Frie forhandlinger fører frem til at utslippsmengden reduseres fra U_0 til U^* og de totale kostnadene er minimert. Arealet b representerer de totale skadekostnadene og arealet d viser til de totale renseskostnadene. Bedriften oppnår et lavere produsentoverskudd og mister inntekt lik arealet d , mens det samfunnsøkonomiske tapet c er eliminert i figur 21. I markedslikevekten er samfunnsgevinsten maksimert uten offentlig støtte eller markedsinngrep [64, s.76-77].

Hvis man i motsatt tilfelle antar at fiskeren får overført eiendomsretten på elven, vil frie forhandlinger likevel føre til samme likevekt og Pareto-optimal utslippsmengde U^* . Ifølge Coase-teoremet, vil utfallet bli det samme uansett hvem av partene som får utdelt eiendomsretten [23, s.39]. Forskjellen er at når fiskeren råder over elven, vil det være industribedriften som betaler fiskeren for å få lov til å forurense og produsere varer. Uten forhandlinger vil utslippsmengden og miljøskaden være lik null, og fiskeren tilpasser seg i skjæringspunktet origo. Ingen produksjon av varer påfører bedriften og samfunnet store tap i form av begrenset velferd og verdiskapning. Dette er ikke optimal tilpasning. Det er rom for forhandlinger og forbedring av markedstilstanden, slik at samfunnsøkonomisk overskudd blir maksimert. Begge parter vil tjene på å oppnå Pareto-optimal likevekt [64, s.77].

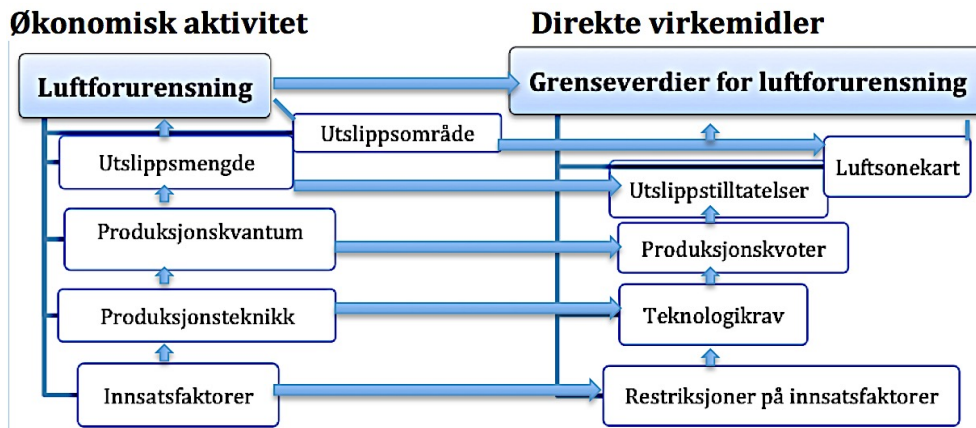
Det såkalte Coase-teoremet vil imidlertid kun gjelde under bestemte vilkår. Det stilles blant annet krav til veletablerte eiendomsrettigheter på ressurser, samtidig som det må være totalt fravær av transaksjonskostnader i markedet [64, s.74]. Disse kriteriene vil ikke alltid være oppfylt i reelle økonomiske situasjoner. Utslipp til luft kan både være et lokalt, regionalt og globalt forurensningsproblem. Atmosfæren omgir hele jorden, luft er et kollektivt gode som ikke er ekskluderbart, og forurensende utslipp kan påvirke store deler av verdens befolkning. Alle mennesker har lik rett til å puste ren luft og alle har ubegrenset tilgang til ressursen. Allmenne miljøgoder som luft, er derfor ikke mulig å individualisere eller underlegge privat eiendomsrett. Totalt fravær av transaksjonskostnader er heller ikke en realistisk forutsetning [63, s.5, 64, s.78]. Høye transaksjonskostnader og svært mange aktører som forårsaker eller berøres av luftforurensning, hindrer at en optimal forhandlingsavtale og et optimalt utfall blir en realitet. I tillegg er det vanskelig å følge opp om noen av aktørene skulle unngå fra forhandlingsavtalen. Den eventuelle rettsprosessen vil være dyrere enn skaden som påføres hver enkelt aktør, noe som kommer i konflikt med kravet om kostnadseffektivitet og *forurenser skal betale*-prinsippet. Offentlige markedsinngrep vil være avgjørende for å kunne eliminere negative eksternaliteter forbundet med luftforurensning i en økonomi [63, s.21-23].

4.3.2. Direkte regulering

Ut i fra en nytte-kostnadsvurdering vil ikke forhandlingsløsninger være effektivt i en markedssituasjon med allmenne miljøeksternaliteter. Under slike forhold vil inngåelse av frivillige kontrakter som skal bidra til lavere utslipp til luft, innebære urimelige høye administrative kostnader [64, s.78]. En tradisjonell tilnærming og alternativ taktikk til slike forurensningsproblemer er å ta i bruk direkte virkemidler. Direkte reguleringer er ulike statlige opprettede restriksjoner og administrative virkemidler, som kontrollerer og setter begrensninger for forurensning [58, s.188]. I de fleste velferdsøkonomiske modeller, vil staten normalt representere en enkelt aktør som tar alle avgjørelsene i økonomien. Norske myndigheter angir blant annet bestemte utslippsgrenser og utslippsstandarder, de setter krav til bruk av spesifikke teknologier eller teknikker og de regulerer produksjon eller forbruk av goder som skaper forurensning [64, s.89]. Tiltakene bidrar til å skape klare spilleregler, struktur og forutsigbarhet for aktører i miljømarkedet.

Direkte reguleringer har direkte innvirkning på konsumenters og produsenters beslutningsvalg og adferd. Offentlige restriksjoner og utslippsstandarder betinger at myndighetene gjennomfører overvåking og kontroll av bedrifter, industrianlegg og andre utslippskilder.

Hvert enkelt individ og hver bedrift har insentiv til å avvike fra myndighetenes pålagte regler. Dette medfører at virksomhetene gjør motstridende valg i forhold til samfunnets kollektive og overordnede interesser. Samtlige aktører kan betraktes som gratispassasjerer i økonomien og vil sjelden redusere forurensningen ytterligere enn de fastsatte utslippsgrensene [69, s.33-34].



Figur 22 Direkte virkemidler og offentlige tiltak mot luftforurensning [63, s.5]

Venstre kolonne i figur 22 viser at det er en direkte sammenheng mellom økonomisk aktivitet og forurensning. Utslipp kan defineres som avfall, avgasser eller andre biprodukt fra produksjonen, som ikke tilfaller den ferdigproduserte enheten. Det er flere forhold som påvirker mengden luftforurensning og dens evne til å forringe miljøet. Skadeomfanget er blant annet avhengig av bedriftens produksjonsvolum, hvilke varer som produseres og hvilke produksjonsteknikker og innsatsfaktorer som tas i bruk. Direkte regulering kan gi resultat på ethvert nivå og på alle stadier i produksjonsprosessen [58, s.188]. Ulike former for direkte virkemidler, forbud og påbud vises i høyre rekke i figur 22.

All forurensning er forbudt og forurenserne bryter norsk lov hvis utslippene overstiger de juridisk bindende grenseverdiene eller utslippsstandardene [28]. Produsenter og foretak vil i slike tilfeller bøtelegges eller ilegges et overtredelsesgebyr. I mindre alvorlige forurensningssaker vil det kun gis advarsel og pålegg, mens i de mest alvorlige tilfellene kan det gis fengselsstraff opp mot femten år [70]. Ved fare for ulovlig forurensning, er forurenser pliktig til å gjennomføre alle mulige tiltak som kan hindre at forurensningen inntreffer, vedvarer eller øker. Myndighetene kan også velge å forby bestemte typer utslipp som medfører spesielt høy risiko for alvorlige helse- og miljøskader. Forurensende virksomhet kan imidlertid søke om konsesjon fra Miljødirektoratet i medhold av forurensningsloven [28]. Virksomheter kan få utslippstillatelse så lenge forurensningen ikke strider mot nasjonale- og internasjonale

målsetninger og utslippene er forsvarlig å håndtere. Fastsatte utslippsgrenser kan gi forurenserne fleksibilitet i forhold til hvilken metode og renseteknologi som benyttes ved utslippsreduksjoner [59, s.98].

Teknologistandarder er alternative virkemidler for direkte regulering. Et eksempel på en type teknologipåbud er kravet om bruk av best tilgjengelige teknikker (BAT). BAT er en rettslig standard som innebærer at virksomheter må slippe ut så lite forurensning som teknisk mulig ved bruk av renere og effektiv teknologi [64, s.89]. Gjennom EØS-avtalen er norske virksomheter pliktige til å basere produksjonen og utslippsforpliktelser på BAT [10, s.17]. BAT har bidratt til store utslippsreduksjoner i flere typer sektorer og innen flere områder. Effektene av BAT har vært spesielt positive innen petroleumsindustrien [66, s.103].

En teknologistandard er ifølge økonomisk teori og i motsetning til utslippsgrenser, ofte et rigid og lite kostnadseffektivt virkemiddel i miljøpolitikken. Hvis forurensere reduserer utslipp ved bruk av annen produksjonsteknologi eller renseteknologi enn den som er pålagt av myndighetene, vil det klassifiseres som lovbrudd, uavhengig av hvor effektiv utslippsreduksjonen er. Det vil da påløpe store kostnader i form av bøter eller sakskostnader ved overtredelse av forurensningsloven. Produsenter vil ikke ha insentiv til å forske og utvikle ny og utslippsvennlig teknologi når det er fastsatt en bestemt standard i markedet [59, s. 98]. Direkte virkemidler samsvarer dårlig med kriteriet om dynamisk effektivitet og reduserte utslipp over tid [66, s.27]. I tillegg vil slike reguleringsformer stille store krav til fullstendig informasjon hos myndighetene. Den regulerende myndighet må i teorien kjenne til alle produsentenes tekniske muligheter, produksjons- og renseteknologier. Forskjellige typer bedrifter og industrivirksomheter vil som regel bruke ulike teknologier og de vil av den grunn ha heterogene renskostnadsforhold. Direkte reguleringer vil derfor sjelden være kostnadseffektive når det foreligger asymmetrisk informasjon. Offentlige inngrep kan også forverre markedssituasjonen ytterligere [64, s.89].

Direkte reguleringer kan under noen omstendigheter likevel begrense det samfunnsøkonomiske tapet ved forurensning. Offentlige tiltak vil ofte være styringseffektive og bidrar til å oppnå tiltenkt utslippsnivå, sammenlignet med den utslippsmengden og miljøskaden som oppstår i et uregulert marked [58, s.188]. Direkte reguleringer kan gi varige forbedringer av lokal luftkvalitet når industrien består av få og store utslippskilder. Teknologikrav kan blant annet fungere i forurensningstilfeller der det er umulig eller svært

kostbart å måle eller kvantifisere utslippsmengden. Er administrasjonskostnadene for høye, og omsettelige kvoter betraktes for å være ulønnsomme, vil det være hensiktsmessig å benytte direkte reguleringer [66, s.29]. Anskaffelse av ny produksjonsteknologi eller renseteknologi kan være nyttig, ettersom det er mulig å vurdere og kontrollere effektene i etterkant av installasjonen [59, s.98]. Det viktig at teknologien er teknisk gjennomførbar og økonomisk oppnåelig for foretakene. På lengre sikt, vil ny teknologi vanligvis kunne bidra til å redusere kostnader forbundet med utslippsreduksjoner [68, s.34].

4.3.3. Pigou-skatt

Direkte reguleringer er juridiske forpliktelser eller restriksjoner som forurensende aktører er pliktige til å følge. Indirekte virkemidler er i kontrast insentivbaserte virkemidler, som bidrar til å omfordele ressurser og redusere miljøskadelig aktivitet. Hovedformålet med indirekte virkemidler er å frembringe økonomiske insentiver, slik at forurensende aktører *frivillig* begrenser utslippene til optimal og riktig mengde [58, s.195]. Insentivbaserte tiltak vil vanligvis gi større gevinster enn straff i form av strenge offentlige reguleringer. Skatte- og avgiftsnivået bestemmes av staten. I motsetning til direkte reguleringer, velger virksomhetene selv strategi om hvordan de ønsker å redusere forurensningen. Bedriftene har normalt bedre kunnskap og informasjon om sine egne kostnadsforhold og teknologimuligheter. Asymmetrisk informasjon vil av den grunn ikke være en like stor hindring for å nå utslippsmålene ved innføring av indirekte virkemidler [71].

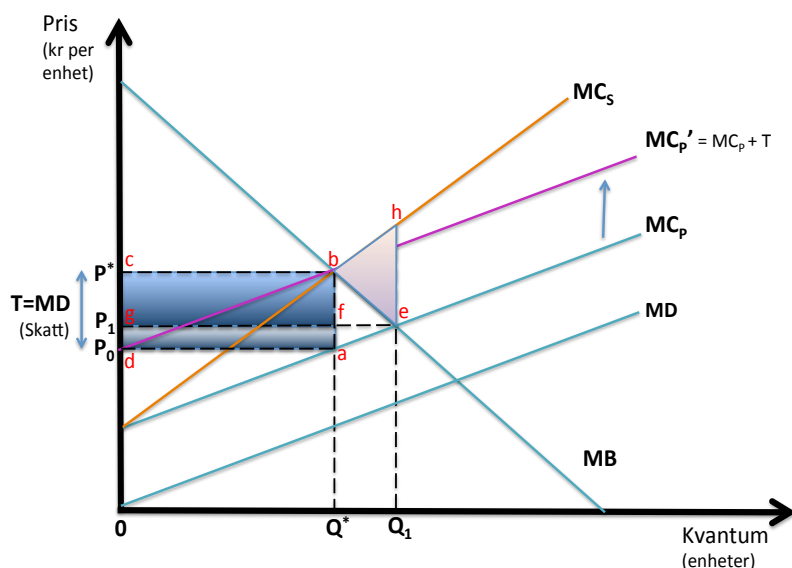
En Pigou-skatt er et eksempel på en såkalt grønn skatt eller markedsbasert miljøavgift, som staten kan pålegge forurensende aktører. Stykkskatten har til hensikt å internalisere de eksterne effektene knyttet til utslipp. Pigou-skatter ivaretar prinsippet om at *forurenser skal betale* og gir ofte kostnadseffektive løsninger på ulike utslippsproblemer [64, s.90-91]. Skatte- og avgiftssystemet gir i tillegg betydelige inntekter til staten, som blant annet bidrar til å finansiere ulike offentlige velferdsordninger og redusere andre vridende skatter og avgifter [72]. Miljøskatter kan gi en dobbel samfunnsgevinst, såkalt "*double dividend*" effekt, som gir både forhøyet miljøkvalitet og reduserer negative vridninger i økonomien [58, s.140].

Pigou sine økonomiske analyser, om miljøeksternaliteter og betingelsene for optimal beskatning, bygger på generell velferdsteori. En optimal miljøavgift skal ifølge Pigou legges direkte på den forurensende aktiviteten og settes lik den marginale miljøskaden MD . På den måten settes det en pris på naturforringelsen og tilhørende konsekvenser for personers helse

og livskvalitet. Forurensere vil ta hensyn til denne prisen på samme måte som andre kostnader forbundet med produksjonen. De tilpasser seg effektivt, minimerer utgifter og gjennomfører de rimeligste utslippsreduksjonene først. Selvregulerende mekanismer fører til at næringene selv begrenser den økonomiske aktiviteten som forårsaker skadelige utlipp. Bedriftenes private marginalprofitt og samfunnets eksterne marginalkostnad vil bli like store, ved et gitt indirekte avgifts- eller skattenivå [59, s.84-85]. Skatter og avgifter på utlipp, er blant Norges viktigste virkemidler for å redusere skadelig miljøforurensning [71].

Bedriftene vil oppfatte en Pigou-skatt på utlipp som en skatt på produksjonen av varer, og vil tilpasse seg deretter. De relative prisene endres i markedet etter skatteleggingen og det blir dyrere for aktørene å opprettholde samme produksjonsvolum som tidligere. Bedriftene vil rasjonelt velge å redusere utslippene sine, så lenge reduksjonskostnadene er lavere enn skattekostnaden. Bedriftene vil produsere et lavere kvantum, som minimerer summen av renskostnader og skattebetaling, og samtidig maksimerer profitt. Lavere produksjon vil innebære at prisen på produktet vil stige i markedet. En skatt eller avgift vil følgelig påvirke både forbrukere og produsenter, ettersom bedriftene får solgt et lavere kvantum og konsumentenes kjøpekraft er redusert [64, s.90-94]. Lavere miljøskadelig aktivitet kan også bety at statens skatteinntekter reduseres på lengre sikt [72].

Antar at myndighetene innfører en stykkskatt T per produserte enhet, som er på størrelsen med den negative eksterne effekten MD . Skatten settes lik den marginale miljøskaden som dannes og forårsakes av den økonomiske aktiviteten, $T = MD$. Dersom skatten settes til et effektivt nivå, vil den forurensende aktøren tilpasse seg optimalt og de private kostnadene vil gjenspeile de reelle samfunnsøkonomiske kostnadene ved utlipp. Produksjonen og primærutslippet antas å være konstant. Figur 23 gjengir eksempelet på en negativ eksternalitet fra figur 19, men det inkluderes i tillegg en stykkskatt T i modellen [59, s.84-85].



Figur 23 Optimal beskatning [59, s.85]

Forurensers reaksjon og de økonomiske virkningene av en stykkskatt illustreres i figur 23. Den vertikale avstanden mellom marginale private kostnader MC_P og marginale sosiale kostnader MC_S , ab , tilsvarer den eksterne effekten i modellen. For at eksternaliteten skal internaliseres, må den konstante miljøavgiften T på utslipp være like stor som miljøkostnaden MD . Uten skatt er produsentens marginale kostnader lik MC_P og bedriften vil tilpasse seg i likevektspunktet Q_1, P_1 i figuren. I denne likevekten vil det være for stor produksjon og for høye utslipp enn det nivået som er samfunnsøkonomisk optimalt. Innføring av en Pigou-skatt fører til at forurensers effektive marginalkostnad MC_P skifter oppover til et høyere nivå MC_P' i modellen. Forurensers må både betale skatt til staten og dekke kostnadene ved produksjon og rensing av utslipp. Produsenten vil av den grunn erfare økte marginale kostnader og vil dermed velge å redusere produksjonsnivået til optimalt nivå Q^* . Grunnet økte private kostnader, vil markedsprisen øke til prisnivået P^* og utslipperens marginalprofitt MB vil avta etter skatteleggingen. Avgiftssatsen må ikke settes for høyt slik at produsentene får negativ marginalprofitt. I et slikt tilfelle, kan forurenser velge å stenge ned produksjonen og trekke seg ut av markedet. Ingen produksjon kan resultere i et større velferdstap og medføre økonomiske nedgangstider, enn ved nærmest ubegrensede utslipp. Ineffektivt bruk av tilgjengelige ressurser vil heller ikke være et samfunnsøkonomisk optimalt utfall.

Pareto-optimal likevekt er i det effektive punktet (Q^*, P^*) og tilpasningen maksimerer det samfunnsøkonomiske overskuddet. I likevekt vil bedriftens private nytte MB være lik

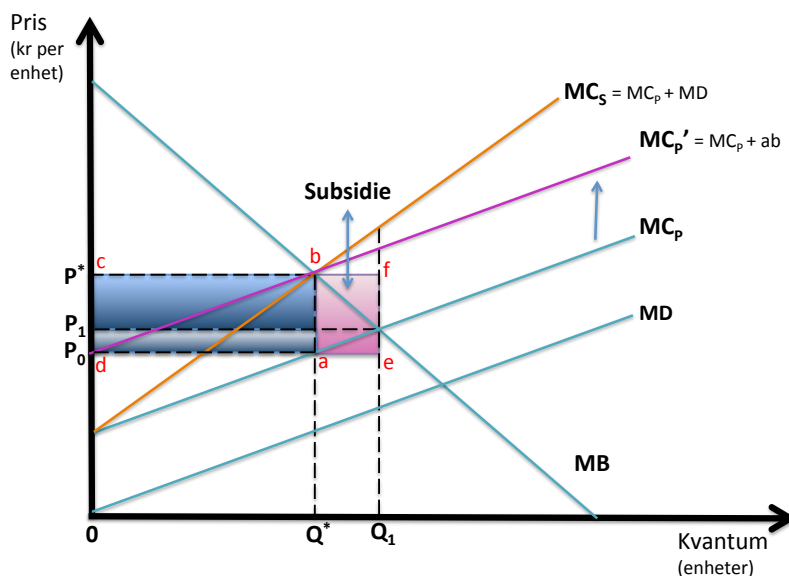
bedriftens private marginalkostnader MC_P pluss skatt T . Skatten gjør at forurenseren tar hensyn til hvilke virkninger produksjonen har på miljøet, og oppfordrer aktøren til å justere produksjonsprosesser og redusere utslippene ytterligere [59, s.84-85]. Som følge av skatteleggingen, reduseres konsumentoverskuddet med arealet lik rektangelet $bcfg$ og trekanten bef i figur 23 ($\blacksquare + \triangle$). Produsentoverskuddet reduseres med det skraverete rektangelet $adgf$ og arealet av trekanten aef ($\blacksquare + \triangle$). Det totale samfunnsøkonomiske overskuddet øker imidlertid med arealet av det tidligere effektivitetstapet før skatt beh i figur 23 (\triangle) [73]. Statens skatteinntekter tilsvarer summen av begge rektanglene og utgjør arealet $abcd$ i figuren.

Modellen beskrevet ovenfor fremstiller Pigou-skatt som et kostnadseffektivt virkemiddel, som internaliserer den eksterne kostnaden i markedet. Samme avgift pålegges alle utslippskilder, som medfører at de tilpasser seg slik at marginalkostnadene blir like. Inntekter og ressurser omfordeles og effektivitetstapet reduseres etter pålagt skattesats. Ut i fra økonomiske og administrative hensyn, vil indirekte virkemidler som Pigou-skatt normalt være mer hensiktsmessig sammenlignet med forhandlingsløsninger og direkte reguleringer. Enkelte indirekte skatter og avgifter betegnes som effektivitetsfremmende skatter som kan bidra til å forbedre samfunnets ressursbruk. En Pigou-skatt kan også gi virksomheter insentiver til å utvikle ny teknologi. Forsker bedriftene frem nye og bedre metoder som kan bidra til å redusere egne utslipp, vil det bety en lavere skattebyrde og miljøkostnader på lang sikt.

En optimal beskatning er ofte vanskelig å få til i praksis. Myndighetene kan velge å teste ut ulike skattesatser over tid, for å se om de fører til ønskede utslippsreduksjoner, en såkalt prøve og feile-prosess. Man kan oppnå betydelig lavere utslipp ved å innføre en vilkårlig skatt på forurensning. Denne metoden krever imidlertid tålmodighet, og kan føre til økte kostnader og høyere utslipp på kort sikt. Stadig endringer i skatte- og avgiftssystemet, kan i tillegg påvirke aktørers forventninger og være uheldig for stabiliteten i markedet. Total fysisk kontroll over samlede utslipp er urimelig og man kan ikke vite eksakt hvor omfattende de eksterne virkningene er. Forurensere kan oppgi feil eller upresis informasjon om private rensekostnader og utslipp, med hensikt å unngå en høy offentlig avgiftssats. Imperfekt informasjon mellom staten og øvrige virksomheter i markedet, kan dermed skape ytterligere begrensninger for en optimal skatt og utformingen av et ideelt skattesystem. Til tross for at indirekte virkemidler ofte er kostnadseffektive, er ikke tiltakene nødvendigvis styringseffektive [64, s.90-94].

4.3.4. Subsidiær

Subsidier er indirekte miljøpolitiske virkemidler som også kan betegnes som negative avgifter eller skatter. En subsidie på utslippskutt, innebærer at forurensende bedrifter mottar økonomisk støtte fra staten for å redusere utslipp til optimalt nivå. Pengetilskuddet har som formål å gi virksomheter incentiver til økt miljøvennlig adferd og løse interessekonflikter [74]. For hver ekstra enhet bedriften velger å produsere, vil den private marginalkostnaden øke med prisen på innsatsfaktorene og nivået på subsidiesatsen som bedriften velger å gi avkall på. Subsidiet fungerer dermed som en alternativkostnad ved å produsere varer. Lavere produksjon impliserer lavere utslipp, men også reduserte bedriftskostnader. Det vil være lønnsomt for bedrifter å redusere utslipp, så lenge den marginale renskostnaden er lavere enn nivået på stykksubsidien per enhet redusert utslipp [59, s.85-86]. Gevinsten ved å produsere et lavere kvantum må gjenspeiles i kostnadene. Bedriftene kan selv bestemme hvilken metode eller tiltak de ønsker å iverksette for å redusere forurensningen. Subsidierting av utslippsreduksjoner er dermed ekvivalent med en skatt på utslipp på kort sikt, hvis satsen er den samme [58, s.196-197].



Figur 24 Effektiv subsidiering av utslippskutt [59s, 86].

De økonomiske virkningene av en subsidie på utslippskutt illustreres i figur 24. Størrelsen på subsidiesatsen per reduserte produksjonseenhet tilsvarer avstanden ab . Bedriftene vil motta økonomisk støtte lik arealet av rektangelet $abef$. Avstanden ae i figuren ($Q_1 - Q^*$), viser til den mengden produksjon bedriftene gir avkall på til fordel for tilskuddsordningen. Subsidierting vil gi samme effektive løsning som en Pigou-skatt. Samfunnsøkonomisk likevekt vises som

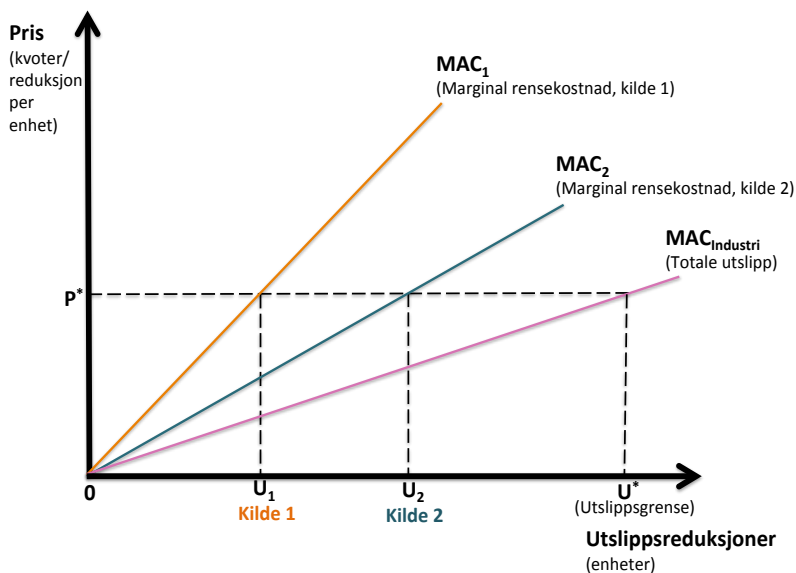
punktet (Q^*, P^*) i figur 24. En subsidie gjør miljøvennlig aktivitet og redusert produksjon rimeligere for produsentene.

Subsidier er omdiskuterte virkemidler i miljøpolitikken. Direkte tilskudd til forurensende aktører kan gi utilsiktede konsekvenser og uheldige fordelingsvirkninger i økonomien. I stedet for at staten mottar skatteinntekter lik arealet $abcd$ i figur 24, vil en subsidieordning belaste utgiftssiden av offentlige budsjetter og utgjøre en samfunnsøkonomisk kostnad. Dette vil være uforenlig med prinsippet om at *forurenser skal betale* [66, s.40]. Virksomhetene blir ikke disponert for de reelle kostnadene forbundet med utslipp, og ordningene vil ikke være kostnadseffektive. På lang sikt, vil en stykkskatt på samlede utslipp redusere bedriftenes profitt. Dette kan føre til at flere virksomheter velger å begrense egen produksjon eller forlate markedet. En tilskuddsordning kan derimot gi økt lønnsomhet for bedriftene på lang sikt. Større profittmuligheter i markedet, kan føre til flere nyetableringer, som videre kan stimulere til økte totale utslipp. Etter hvert som industrien vokser, vil ikke en stykkskatt på utslipp og en stykksubsidie på utslippskutt være ekvivalente. Subsidieordninger kan gi økt effektivitetstap og høyere produksjon en hva som er samfunnsøkonomisk optimalt på lang sikt [58, s.199-200].

4.3.5. Omsettelige kvoter

Et kvotesystem er en form for utslippshandel som gir muligheter for å redusere forurensning på en kostnadseffektiv måte. Nasjonale eller internasjonale myndigheter angir et tak på utslipp, og utsteder et bestemt antall kvoter til aktuelle utslippskilder, basert på dette utslippsmålet [23, s.624]. Tildelingen av kvoter kan skje på ulike måter og vil generelt være basert på historiske data for bedriftens utslippsnivå og aktivitet. De fleste av kvotene blir som regel auksjonert ut i markedet. En mindre andel kvoter deles ut gratis til bedriftene. Hver kvote tilsvarer en utslippstillatelse på en viss mengde forurensning. Ofte dreier det seg om ett tonn utslipp. Utslippstaket settes lavere enn forventet mengde forurensning, slik at antall kvoter i omløp er begrenset og prisen på utslipp øker [75, s.9]. En knapphet på kvoter skaper på den måten insentiv til å redusere utslippskostnadene ytterligere. Kvotepliktige virksomheter må hvert år gjennomføre målinger, rapportere og levere inn kvoter tilsvarende sine utslipp. Bryter bedriftenes rapporteringer tillatt utslippsgrense, vil bedriftene pålegges bøter for ulovlig forurensning og overtredelse av forurensningsloven [75, s.10].

Omsettelige kvoter kan omsettes fritt i et kvotemarked for en bestemt markedspris. Det betyr at forurensende aktører kan kjøpe og selge kvoter ut ifra individuelle utslippbehov. Bedrifter som reduserer utslippene sine mer enn deres disponible kvoter, kan enten velge å spare eller selge ubenyttede utslippstillatelser. Bedrifter som slipper ut mer forurensning enn tillatt, må kjøpe ekstra kvoter som tilsvarer deres reelle utslipp [59, s.91-93]. Den initiale fordelingen av utslippstillatelser mellom aktørene vil altså ikke kunne påvirke effektiviteten i et velfungerende og optimalt marked. Løsningen innebærer at det er likevekt mellom tilbud og etterspørsel og kvotemarkedet blir klarert. Virksomheter som har lave rense- og tiltakskostnader vil normalt gjennomføre de største utslippsreduksjonene under et slikt markedssystem. På den måten oppnås utslippsmålet til lavest mulig kostnad for samfunnet. Et kvotesystem kan altså både være et styringseffektivt og et kostnadseffektivt virkemiddel. Det er et styringseffektivt tiltak, ettersom myndighetene har kontroll og oversikt over antall kvoter i omløp, den totale mengden utslipp og fastsatt et konkret utslippsmål. Det er kostnadseffektivt, siden utslippsreduksjoner generelt utføres der rensekostnadene er lavest. Utslippshandel kombinerer på den måten egenskapene til både direkte reguleringer og indirekte miljøskatter. Omsettelige kvoter kan derfor gi den samme samfunns effektive løsningen på et utslippsproblem som en avgift eller skatt. Dette gjelder så lenge det ikke er informasjonskjevheter mellom partene [59, s.91-93].



Figur 25 Effektiv utslippsreduksjon ved bruk av omsettelige kvoter [58, s.207]

Antar at myndighetene har fastsatt en bestemt utslippsgrense lik U^* , illustrert i figur 25. Antall kvoter tilgjengelig i markedet tilsvarer mengden tillatte utslipp. To forurensende

utslippskilder representerer hele industrien. Bedrift 1 har høyere marginale rensekostnader MAC_1 , enn bedrift 2, MAC_2 . Det betyr at det er mer kostbart for bedrift 1 å redusere utslipp per enhet enn for bedrift 2. Bedrift 1 vil derfor foretrekke å kjøpe utslippstillatelser fremfor å implementere kostbare utslippsreducerende tiltak for å kunne produsere varer. Bedrift 2 erfarer lavere kostnader ved å redusere utslipp, og kan derfor velge å investere i rimelig rensing og selge kvoter til bedrift 1. Et velfungerende kvotesystem kan på den måten gi insentiver til ytterligere utslippsreduksjoner. Siden kvotene er omsettbare, vil det etableres en likevektspris P^* på utslippstillatelser i et frikonkurransemarked. Ved et optimalt antall kvoter i omløp, vil kvoteprisen være lik den marginale miljøkostnaden MD . Beslutningstakerne vil kjøpe og selge kvoter fram til det punktet der de marginale rensekostnadene er like for alle bedriftene i industrien, $MAC_1 = MAC_2$. Optimalt utslipp U^* vil da være nådd til lavest mulig kostnad, ved kostnadsfrie forhandlinger. De marginale rensekostnadene til industrien, $MAC_{Industri}$, representerer summen av rensekostnadene til de to utslippskildene [58, s.206-207].

Det er klare utfordringer knyttet til etableringen av et kvotesystem. Myndighetene må blant annet klare å fastsette et bestemt utslippstak og beslutte hvor mange kvoter som skal tildeles aktørene i markedet. Er kvotemengden i markedet for stor, vil kvoteprisen falle og virksomhetene får svakere insentiver til å utvikle ny teknologi og redusere utslippene ytterligere. Kostnadseffektive og profittmaksimerende aktører vil normalt redusere utslipp der det er rimeligst. Det blir altså relativt dyrere for kvotepliktige å investere i andre utslippsreduksjoner utenom kvotesystemet, alt annet likt. Myndighetene er avhengig av at bedriftene oppgir tilstrekkelig og korrekt informasjon om faktiske kostnader for at kvotesystemet skal fungere optimalt. I tillegg er det vanskelig å innhente korrekt informasjon om skadeomfanget og miljøkostnadene forbundet med utslippene. Et kvotesystem vil dermed innebære en del administrative kostnader og innslag av asymmetrisk informasjon. Samtidig kan visse strukturelle forhold og endringer påvirke kostnadseffektiviteten. Politisk usikkerhet, utviklingen av kvoteprisen og aktørenes forventninger til fremtiden, er noen eksempler på andre faktorer som kan begrense effektiviteten i et kvotemarked. I slike markedssituasjoner, vil en avgift eller skatt kunne gi flere fordeler sammenlignet med et kvotesystem [66, s.135-136].

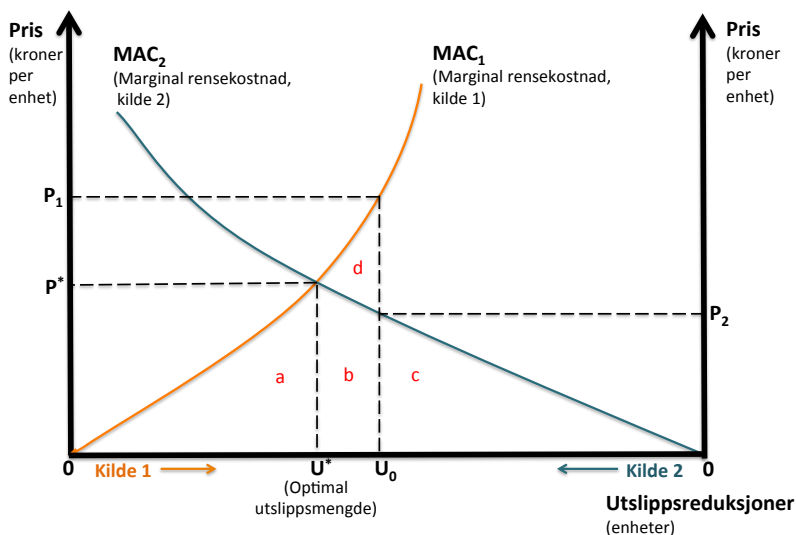
4.3.6. Kostnadseffektivitet

All bruk av økonomiske virkemidler innebærer visse administrasjons- og implementeringskostnader. Selv tiltak som i utgangspunktet skal være enkle å implementere og er ubyråkratiske, kan vise seg å være komplekse, kostbare og omfattende i bruk. Skal man bedømme hvilke virkemidler som er best egnet for å nå utslippsmålene, bør derfor virkemidlenes grad av kostnadseffektivitet vurderes. Kostnadseffektivitet vil si at man oppnår et gitt utslippsmål eller en gitt miljøkvalitet til lavest mulig kostnad for samfunnet. I et slikt tilfelle, har man minimert alternativkostnaden forbundet med utnyttelse av ressurser. Under kostnadseffektive tiltak, vil næringer som bidrar til miljøforringelse ha like store rensutgifter ved å produsere en ekstra enhet. I en ideell situasjon, vil man da kunne oppnå ønsket produksjons- og utslippsnivå, samtidig som man på billigst mulig måte sikrer en viss miljøkvalitet. Kostnadseffektivitet er en forutsetning for effektiv fordeling av samfunnets ressurser [58, s.179, 66, s.124].

Det er normalt flere kilder til utslipp av forsurende gasser som NO_x , og flere virksomheter som kan foreta utslippsreduksjoner. Både små og store utslippskilder utfordrer naturens tålegrense. Kostnadseffektivitet på tvers av ulike kilder, landegrenser og sektorer er dermed et ønsket kriterium for å sikre effektiv virkemiddelbruk og oppnå bestemte utslippsmål [58, s.179]. For å gjennomføre miljøvennlige tiltak til lavest mulig kostnader, må virksomhetenes marginale renskostnader være like på tvers av utslippskilder. Jo større differanse det er mellom renskostnadene til bedriftene, desto mer lønnsomt for samfunnet er det å velge det kostnadseffektive tiltaket. Virksomheter som har lave tiltakskostnader bør normalt redusere mer utslipp enn dem som har høye renskostnader. Kostnadseffektiv løsning vil på den måten implisere at bedriftene gjennomfører ulik mengde utslippsreduksjoner [58, s.180].

Antar en situasjon med to forurensende virksomheter som produserer varer, illustrert i figur 26. Bedriftene kan redusere miljøskadelig utslipp ved bruk av renseteknologi for en gitt pris. Målet er å gjennomføre tiltak som fører til lavere utslipp og minimerer summen av renskostnadene MAC og miljøkostnadene MD . Marginal renskostnad vil normalt tilta og miljøkostnaden vil normalt avta ved økte utslippsreduksjoner. Bedrifter vil som regel ha tilgang på ulike teknologier og ha forskjellig produktivitet, noe som gir dem ulike marginale kostnader. Antar at bedrift 1 har høyere marginale renskostnader, MAC_1 , sammenlignet med de marginale renskostnadene til bedrift 2, MAC_2 . Dette betyr at det er mer kostbart for bedrift 1 å begrense eller rens utslippene per produsert enhet enn for bedrift 2, for et gitt

utslippsmål. Dette kan sees ut fra figur 26, der bedrift 1 har brattere renseskostnadskurve i forhold til bedrift 2. Når virksomhetene har forskjellige renseskostnadsforhold, er det ikke hensiktsmessig å kreve at de skal redusere like mange enheter av den totale forurensningsmengden. En slik tilpasning vises i figur 26, hvor utslippsreduksjonene er lik U_0 . Bedrift 1 har totale renseskostnader lik arealet abd , mens bedrift 2 har renseskostnader lik arealet c [23, s.369]. En prosentvis lik reduksjon, vil verken være kostnadsminimerende eller en samfunnsøkonomisk optimal løsning på utslippsproblemet. Det vil heller ikke være lønnsomt å kreve at bedrift 2 skal redusere alle utslippsenhetene alene [58, s.180]. For en gitt sum kroner, vil den beste strategien være å fordele ansvaret effektivt mellom de to forurensningskildene. Virksomhetene vil tilpasse seg der utslippsreduksjonene er lik optimal utslippsmengde U^* i figuren. De totale renseskostnadene til bedrift 1 er da lik arealet a , mens bedrift 2 har renseskostnader lik arealet bc . Det vil innebære at bedrift 2, som har lavere marginale kostnader, kutter en større andel av de totale utslippene målt mot bedrift 1. Bedrift 1 må til gjengjeld betale mer skatt enn bedrift 2, for å kompensere for manglende utslippsreduksjoner per produsert enhet. Dette gjør at de marginale kostnadene blir like for de to bedriftene $MAC_1 = MAC_2$, som vises som skjæringspunktet mellom kostnadskurvene i figur 26. På den måten minimeres de totale kostnadene og man vil samtidig oppnå effektiv ressursallokering og optimalt reduksjonsnivå. Resultatet er fordelaktig for begge parter og gjelder uavhengig av hvor mange aktører som er involvert i markedet [23, s.369] [66, s.23].



Figur 26 Kostnadseffektivitet [23, s.369]

Renseskostnadskurvene MAC til de to forurensningskildene vil normalt øke mer enn proporsjonalt med utslippsreduksjonen. Dette skyldes at bedriftene først vil benytte seg av de

rimeligste og lett tilgjengelige rensemetodene, før de videre må erstatte reduksjonstiltakene med dyrere og mer avansert teknologibruk for ytterligere utslippsreduksjoner. Utvikling av ny og forbedret teknologi, kan bidra til å redusere fremtidige kostnader og øke effektiviteten i økonomien.

5. Analyse av virkemidler

Til tross for at både NO_x-fondet og NO_x-avgiften har gitt vellykkede resultater og betydelige utslippsreduksjoner, har de hatt ulik utvikling og virkning i miljømarkedet. Samfunnsøkonomien kan dra nytte av disse resultatene og det kan påvirke fremgangen og framveksten av nye typer miljømarkeder og tiltak. Det forhandles blant annet om å få til et tilsvarende fond og miljøavtale for utslipp av CO₂ i Norge [76]. Forskning viser at noen løsninger er lønnsomme og samfunnseffektive, men at det også finnes flere paradokser. En grønn ideologi kan i utgangspunktet være god, men kan likevel føre til utilsiktede og uforutsette konsekvenser [77]. I dette kapitlet gjøres det en evaluering og sammenligning av disse virkemidlene som skal bidra til å redusere utslipp av NO_x i Norge. Tiltakene tar gjerne utgangspunkt i de samme miljøvennlige målsettingene, men har ulike egenskaper og effekter i markedet, spesielt i forhold til kostnader og avgiftsnivå. Størrelsesforholdet mellom NO_x-avgiften og medlemsavgiften i NO_x-fondet illustreres blant annet i en modell. I tillegg beskrives et alternativt virkemiddel, et kvotemarked for NO_x, ved bruk av eksempler fra USA. Til slutt i kapitlet diskuteres resultatene.

5.1. Valg av virkemidler

Direkte reguleringer og kvotesystem har tidligere vært dominerende i miljøpolitikken i de fleste land i verden. Slike virkemidler har vært mer framtredd enn miljøavgifter og skatter [58, s.188]. I dagens økonomier, har det vært kraftig framvekst av nye og alternative tiltak og ordninger for å motarbeide negative eksternaliteter. NO_x-avgiften og NO_x-fondet er eksempler på dette i Norge.

Det er fordeler og ulemper forbundet med bruken og ytelsen til alle typer virkemidler. Effektene avhenger av tiltakenes utforming og omfang. Som tidligere nevnt i delkapittel 4.3 og beskrevet i tabell 14, er det flere forhold å ta hensyn til ved valg av virkemidler. Spesielt foretrekkes virkemidler som er styringseffektive og kostnadseffektive, i tillegg til at de skal være politisk gjennomførbare og gir gunstige fordelingsvirkninger. Det er imidlertid ikke mulig å realisere optimal miljøbeskatning eller perfekt og rettferdig fordeling av ressurser. Det er en miljøpolitisk utopi. I et reelt marked eksisterer det effektivitetsforstyrrelser, som gjør det utenkelig å oppnå perfekte løsninger. De økonomiske virkemidlene kan heller ikke oppfylle alle krav eller egenskaper. Myndighetene må ta stilling til en rekke normative problemstillinger og vurdere hvilke tiltakskriterier som er viktigst. Til tross for at det er

umulig å sikre et optimalt resultat, er sannsynligheten stor for å kunne oppfylle *nest beste løsning* og minimere effektivitetstapet. Man kan likevel oppnå utslippsmålet og avdekke den ressursallokeringen som er mest effektiv i forhold til situasjonen [66, s.36-43].

I tillegg til at det er krevende å velge virkemidler, kan det forekomme utfordringer knyttet til måling og kartlegging av NO_x-utslipp. Et utbredt problem er asymmetrisk informasjon. Dette gjelder både ved bruk av indirekte virkemidler og direkte reguleringer, også i forhold til en NO_x-avgift eller et NO_x-fond [8, s.34]. Myndighetene vil som regel mangle viktig informasjon om virksomhetenes renseskostnadsfunksjoner. Kostnadsfunksjonene inneholder sentrale opplysninger og midler for å bekjempe forurensning som bedriftene unnlater å berette. Myndighetene er avhengig av at bedriftene rapporterer korrekte utslippstall. På bakgrunn av denne informasjonen kan de etablere en egnet skattesats og kontrollere forurensningen. Faktiske utslipp og påfølgende miljøskade blir ikke identifisert som følge av unøyaktige målinger og upålitelig informasjon. Næringene kan velge å overvurdere eller undervurdere renseskostnadene i forhold til de sanne kostnadene¹³. Bedrifter kan ha insentiv til å undervurdere de reelle kostnadene hvis de forventer at myndighetene iverksetter en offentlig avgift. Ved et kvotesystem kan virksomhetene ha insentiv til å overvurdere kostnadene. Informasjonsskjevheter mellom aktørene i markedet kan være negativt for miljøtiltakenes virkemåte og kostnadseffektivitet [58, s.240-242] [78]. I tillegg kan asymmetrisk informasjon føre til at bedriftene investerer i et større antall ulønnsomme prosjekter [8, s.34].

5.2. Egenskaper ved en NO_x-avgift

En fiskal avgift eller skatt regnes ofte som en klassisk løsning på hvordan man kan begrense en negativ eksternalitet som utslipp. Skatten utligner differansen mellom sosiale og private kostnader, slik at effektivitetstapet og markedssvikten elimineres. En avgift på NO_x-utslipp vil vanligvis være kostnadseffektiv ved full tilgang på informasjon, og næringene får selv insentiv til å redusere forurensningen. Dette blir tilfelle, så lenge samtlige aktører står overfor samme utslippsavgift og oppnår like marginale renseskostnader. Kostnadseffektivitet er en av de mest sentrale og ettertraktede egenskapene ved et miljøøkonomisk virkemiddel [59, s.84-85].

¹³ Se Kwerel (1997) for utdypende bakgrunnsstoff om virkemiddelbruk under asymmetrisk informasjon [77].

Valgene og beslutningene virksomhetene tar, har til sammen en enorm betydning for klimaet og naturen. Incentivbaserte virkemidler som NO_x-avgiften, er selvforsterkende i den grad at de kan påvirke aktørers adferd og fremme miljøvennlige holdninger. Samtidig etableres det en uniform pris på utslipp og eksternaliteten internaliseres. Avkastningen fra et tiltak, kan ha stor innflytelse på utviklingen og ytelsen til andre typer virkemidler. En NO_x-avgift vil nødvendigvis ikke kun føre til reduserte NO_x-utslipp. Avgiften kan gi en rekke andre positive bivirkninger. En NO_x-avgift kan eksempelvis gi virksomheter og individer incentiver til å installere miljøvennlig teknologi, bedre utnyttelsen av infrastruktur, endre transportvanene og begrense drivstofforbruket. Disse tiltakene bidrar indirekte til lavere utslipp av CO₂ og andre miljøskadelige stoffer. Effektene gjelder også motsatt. Klimakvoter eller en CO₂-avgift¹⁴, kan gi tilsvarende indirekte fordeler som mindre forurensning av NO_x. Slike besparende bieffekter kan forsterke aktørenes motiver for å overholde forpliktelsene på lengre sikt [10, s.15].

En utslippsavgift er vanligvis ikke det eneste virkemiddelet som kan tas i bruk for å bekjempe forurensning og miljøforringelse. Som regel benyttes flere tiltak i samspill og kombinasjon av hverandre. En NO_x-avgift i seg selv, vil gjerne ikke gi kraftig nok utslag i utslippsreduksjoner alene. For å sikre at Norge møter forpliktelsene i Gøteborgprotokollen, vil det da være nødvendig med en kraftig økning i avgiftssatsen. Forslag om økte skatter og avgifter, kan bli møtt med sterk motstand og misnøye fra næringslivet. Sammenlignet med et NO_x-fond, vil det være betydelig mer krevende og kostbart for næringene med en statlig miljøavgift som eneste virkemiddel. Høye avgiftskostnader og strengere krav til et raskt resultat og en grønnere omstilling kan svekke bedrifters likviditet. Skip og andre fartøy med store dieselmotorer og et høyt drivstofforbruk, vil særlig være økonomisk sårbare ved en høy skattesats [4, s.32] [79, s.7-8]. Samtidig bør det nevnes, at redusert eller stanset produksjon og nedleggelse av ulønnsomme bedrifter, er et grunnleggende prinsipp ved kostnadseffektivitet. Virksomheter som i teorien opererer i et perfekt konkurransemarked, med fri etablering og avgang fra markedet, vil generelt være kostnads- og ressursbesparende for samfunnet. En offentlig NO_x-avgift vil kunne utløse en slik tilpasning i økonomien [8, s.34]. Til tross for dette, er det trolig ingen eller få nasjoner i verden som benytter seg av en ren avgiftsløsning for å redusere utslipp av NO_x. En entydig avgift på NO_x vil sannsynligvis ikke være politisk gjennomførbart, noe som er en av flere viktige forutsetninger for å innføre et miljøtiltak [8, s.37].

¹⁴ En avgift på CO₂ ble innført allerede i 1991 i Norge [43].

Ved innføringen av NO_x-avgiften i 2007, måtte bestemte næringer betale 15 kroner per kilo NO_x-utslipp til staten. Ti år senere, ligger NO_x-avgiften på 21,59 kroner per kilo faktiske NO_x-utslipp [45]. Avgiftssatsen settes jevnlig opp hvert år i takt med den generelle prisutviklingen i Norge, og med hensikt å oppfylle strengere, fremtidige utslippskrav. NO_x-avgiften er forventet å øke på samme måte i årene fremover. Kontinuerlige opptrapping av avgiftssatsen kan påvirke holdninger og adferd i virksomhetene. De fleste aktører vil generelt akseptere og støtte ideen om at det må bli dyrere å forurense. Krav om lavere utslipp, kan gi energieffektive bedrifter en klar konkurransefordel. I tillegg skaper det en viss formening og beregnelighet om fremtiden. Samtidig kan høyere avgifter skape frustrasjon i næringslivet. Sterk motstand kan forsinke eller hindre gjennomslag for vesentlige grønne endringer. For å forhindre uklare miljøtiltak og negativ adferd, må NO_x-avgiften være treffsikker og pålitelig, og de offentlige inntektene bør komme fellesskapet til gode [66].

Avgiften på NO_x fungerte godt på kort sikt, men man rakk aldri å se de reelle virkningene av den på lang sikt. NO_x-fondet ble etablert ett år etter avgiften, og flere næringer fikk avgiftsfritak. Næringslivet var nok også kjent med at det ville bli innført et rimeligere alternativ innen kort tid [8, s.37]. Virksomheter med høye NO_x-utslipp og svak økonomi har særlig hatt nytte av fondsløsningen. Fondet har bidratt til å styrke bedriftenes muligheter til å gjennomføre tiltak og utvikle miljøteknologi [52, s.10]. Som profittmaksimerende og rasjonelle aktører, valgte de fleste næringer den minst kostbare løsningen og ble medlem i NO_x-fondet. Det er derfor vanskelig å komme med noen konkrete konklusjoner når det gjelder de langsiktige effektene av NO_x-avgiften i Norge [8, s.37].

5.2.1. Double dividend hypotesen

Standard økonomiske modeller bygger ofte på forenklede antakelser og *først beste* teorier. Disse gir et enkelt og idealisert bilde av virkeligheten. Når myndighetene iverksetter en optimal avgift på utslipp, antas det at avgiften i seg selv fører til et effektivt resultat i økonomien. Man vurderer da ett enkelt marked separat, i en partiell modell, uten å ta hensyn til virkninger som kan oppstå i andre markeder. En avgift på NO_x vil i praksis påvirke flere andre markeder indirekte, og vice versa. I tillegg genererer avgiftene inntekter for staten. Det er altså en rekke andre faktorer enn forurensende utslipp og naturressurser som kan begrense eller berike handlingsmulighetene i økonomien. Når optimale teorier og betingelser ikke kan bli oppfylt, kan det være mer aktuelt å oppnå *nest beste* løsning [59, s.339].

En avgift på NO_x-utslipp, kan blant annet bidra til å øke prisen på miljøskadelige konsumvarer som drivstoff eller energi. Økt pris på olje og gass, kan videre gi konsekvenser for arbeidsmarkedet og påvirke reallønnen negativt. Uheldige vridningseffekter som dette, kan være minst like store som fordelingsvirkningene som oppstår når det innføres en direkte skatt på inntekt. Når lønnen endres, vil det oppstå en inntektseffekt og en substitusjonseffekt. Lavere lønn vil medføre en substitusjonseffekt som trekker individet mot økt konsum av fritid. Fritid som antas å være et normalt gode, blir da relativt billigere sammenlignet med forbruk av varer og tjenester. Samtidig reduseres den disponible inntekten og individet får kjøpt færre goder enn tidligere. Inntektseffekten vil på den måten implisere at individet må arbeide mer for å opprettholde samme inntekt som før skatten ble iverksatt. Hvis substitusjonseffekten overgår inntektseffekten, vil individet vri seg bort fra skattlagt arbeid og heller konsumere mer fritid. Lavere arbeidstilbud kan gi et vesentlig samfunnsøkonomisk tap ettersom man utnytter tilgjengelige ressurser på en mindre effektiv måte. Virkningene av en avgift på NO_x-utslipp bør derfor ikke vurderes isolert. Markeder påvirker hverandre og har betydning for hverandres utvikling [59, s.339] [58, s.167-168]. Generelle likevektsmodeller kan, i motsetning til partielle modeller, gi muligheten til å studere utviklingen i alle typer markeder simultant [58, s.141].

For å prøve og kompensere for effektivitetstapet i arbeidsmarkedet, kan myndighetene utnytte inntektene fra NO_x-avgiften og redusere eller fjerne den ugunstige inntektsskatten. En offentlig avgift på NO_x kan på den måten gi økt velferd i form av miljøforbedringer og utfasing av diverse skattekostnader. Dette kalles for ”*double dividend*” hypotesen, som nevnt i delkapittel 4.3.3. Færre skatter med negativ samfunnsvirkning kan bidra til markante effektivitetsforbedringer i økonomien. Ved å betale NO_x-avgift, bidrar virksomheter og individer til fellesskapet og til en gunstig omfordeling av samfunnets ressurser. Hvis hypotesen holder, vil en NO_x-avgift og en grønn skatteomlegging være det klart foretrukne valget. Samfunnet kan ha stor nytte av miljøtiltak som bidrar til dobbel gevinst og endrer befolkningens forbruks- og produksjonsmønstre i bærekraftig retning [58, s.165-168].

Selv om det i utgangspunktet virker hensiktsmessig å bruke inntektene fra NO_x-avgifter til å redusere andre vridende skatter, kan slike reguleringer skape utilsiktede konsekvenser. Konsekvensene kan spesielt bli forsterket hvis de negative virkningene i arbeidsmarkedet er større enn miljøkvaliteten som oppnås gjennom økte miljøavgifter. Avgiftssystemet vil ikke fungere effektivt og det samfunnsøkonomiske tapet vil bli større enn det ellers ville ha vært.

Miljøavgifter som isolert sett skal øke effektiviteten, kan altså forverre markedssituasjonen hvis det allerede eksisterer dominerende forstyrrelser i markedet. Teorien om dobbel gevinst får lite støtte i litteraturen og hypotesen kan i de fleste tilfeller forkastes. Empiriske resultater varierer og økonomer har ulike argumenter for double dividend effekter¹⁵. Mulighetene for å oppnå dobbel gevinst og størrelsen på effektivitetsøkningen er situasjonsbetinget. Hvilket virkemiddel som tas i bruk vil også kunne påvirke resultatet. Det er av den grunn vanskelig å trekke generelle slutninger [58, s.167-168] [59, 339-340]. Betydningen av offentlige inntekter fra miljøavgifter er også omdiskutert. Man kan trolig oppnå de samme utslippsreduksjonene og effektivitetsforbedringene i såkalte kommandoøkonomier, som hovedsakelig benytter direkte reguleringer uten statlig avkastning [23, s.383-386].

5.3. Egenskaper ved en miljøavtale for utslipp av NO_x

NO_x-fondet er en frivillig ordning som skal gi virksomheter insentiver til å redusere utslipp av NO_x i Norge. Fondets medlemmer har fritak fra statlig NO_x-avgift, men er pliktig til å betale en lavere avgiftssats inn til fondet for å kompensere for utslippene sine. Tilnærmet alle de avgiftspliktige utslippene i Norge rapporteres inn til NO_x-fondet¹⁶ [23, s.383-386]. Det meste av fondets inntekter føres tilbake til medlemmene og brukes til å dekke utslippsreducerende tiltak i næringene. En mindre andel av inntektene til fondet dekker generelle administrative kostnader. NO_x-fondet er på den måten selvfinansierende, og næringslivet vil først og fremst benytte kapital for å nå utslippsreducerende mål på en kostnadseffektiv og bedriftsøkonomisk måte. Hvis fondet en gang avvikles, skal restmidlene tilbakeføres til virksomhetene for ytterligere rensertiltak av NO_x [52, s.11].

Fondsløsningen er sammensatt av en medlemsavgift og en tilskuddsordning, et system bestående av både ”*pisk og gulrot*”. Medlemmene må overholde utslippsforpliktelser og ta til følge eventuelle sanksjoner ved brudd på miljøavtalen. I tillegg har virksomhetene økonomiske fordeler i form av lavere innbetalingsavgift og utbetalt støtte til forskjellige rensertiltak. Gjennomførte tiltak kan gi ytterligere kostnadsbesparelser for bedriftene, ettersom utslippene reduseres og produksjonen eller forbruket avtar på lengre sikt. NO_x-fondet er

¹⁵ Se blant annet D. Pierce (1991), L. Bovenberg og R. Mooij (1994), L. Goulder (1995), D. Fullerton og G. Metcalf (1997) og S. Bonetti og F. FitzRoy (1999) for en oversikt over denne litteraturen.

¹⁶ Som tidligere nevnt i kapittel 3.3, rapporteres ikke utslipp fra fartøy som kun har kortvarige og sporadiske opphold i avgiftspliktig område inn til NO_x-fondet [52, s.11].

følgelig en rimeligere løsning og lettere å akseptere for bedriftene enn et standard avgiftssystem [55]. Avgiftsbeløpet til fondet overføres tilbake til den forurensende industrien, i motsetning til en offentlig avgift som gir økte inntekter til staten. Kombinasjonen av både en avgift og en subsidie i NO_x-fondet, kan gi større utslag i utslippsreduksjoner og skape riktige og varige insentiver i næringene. Næringene har selv ansvar for å finne løsninger på utslippsproblemene, produsere eller konsumere mindre eller investere i ny teknologi. Ved å supplere en subsidie med et standard økonomisk virkemiddel, vil det også kunne redusere risikoen for store interessekonflikter og motstand fra bedriftene. Ordningen kan i motsetning medføre at næringene blir mer åpne for alternative offentlige inngrep, slik at staten kan få økt gjennomslag i andre sentrale miljøsaker. Resultater fra miljøavtalen 2008-2010, viser at oppnådde reduksjoner var seks ganger så høy i perioden, sammenlignet med da den offentlige NO_x-avgiften ble innført i 2007. Det er imidlertid vanskelig å trekke slutninger om hvorvidt avgiften hadde fungert like effektivt på lang sikt. Den fiskale NO_x-avgiften virket kun i ett år alene før miljøavtalen ble iverksatt. Gitt at avgiftssatsen er tilstrekkelig høy, vil trolig et avgiftssystem kunne utløse like kraftige insentiver og mengder utslippsreduksjoner som en miljøavtale om NO_x. Samtidig er det problematisk å evaluere de faktiske og varige virkningene, ettersom det ikke foreligger et godt sammenligningsgrunnlag [52, s.6-7].

En fondsløsning regnes ikke som en klassisk ordning for å begrense utlipp. De siste årene har det imidlertid blitt anvendt som et viktig utslippsreducerende virkemiddel flere steder i verden. I Australia er det blant annet etablert et tilsvarende fond for å redusere klimautlipp. Fondets midler benyttes til å subsidiere rensetiltak og teknologiutvikling, og på den måten begrense forurensning fra bedrifter og husholdninger [80, s.1-2]. I Norge forhandler næringslivet og regjeringen om den samme type løsning. De ønsker å innlede et samarbeid om et CO₂-fond for å kutte utlippene fra næringstransporten [81]. Dette tyder på at både samfunnet og myndighetene har tillitt til at en fondsløsning kan bidra til nødvendige utslippsreduksjoner og en miljøvennlig og fremtidsrettet utvikling.

Utslippsreducerende tiltak som får støtte fra NO_x-fondet, gir vanligvis ikke bare lavere utlipp av NO_x, men kan også redusere avgasser av CO₂, SO₂ og partikler. Økonomiske virkemidler kan på den måten gi flere positive ringvirkninger og skape både indirekte og direkte miljømessige- og økonomiske gevinster [76]. NO_x-tiltak som bidrar til lavere drivstofforbruk i transportsektoren, kan eksempelvis gi gunstige bieffekter som lavere drivstoffkostnader og avgifter, mindre støy og trafikk, og bedre luftkvalitet og klima. Ved å erstatte konvensjonelt

fossilt drivstoff som tungolje, diesel og kull med nedkjølt naturgass (LNG), kan man redusere utslippene av NO_x med 90 prosent og CO₂ med 15-20 prosent. Norge er verdensledende når det gjelder omlegging til LNG. Et aktivt samarbeid mellom myndighetene og næringslivet gjennom miljøavtalen er særegent og gjør Norge til et foregangsland. En norsk fondsløsning bidrar til å inspirere og påvirke utviklingen av internasjonale standarder, samt spre informasjon om lovende teknologier til internasjonale aktører [52, s.10].

Tildeling av støtte fra NO_x-fondet, bygger på prinsippet om at bedrifter som investerer mest i utslippsreducerende tiltak og minimerer egen forurensning, vil få høyest støtte fra fondet. NO_x-fondet dekker inntil 80 prosent av medgåtte renskostnader [52, s.47-51]. Investeringsstøtten blir utbetalt til bedriftene etter at utslippsreduksjonene er verifisert av Det Norske Veritas (DNV GL) [52, s.12]. NO_x-fondet prioriterer støtte til tiltak som forbindes med lav økonomisk risiko for bedriftene og som virker på lang sikt. En vesentlig andel av fondets midler investeres i forskning og teknologiutvikling. Investeringsstøtten er et viktig bidrag i identifiseringen av nye og miljøeffektive løsninger. I samarbeid med forskere, undersøker næringslivet blant annet muligheten for å kombinere biogass og flytende naturgass i transportvirksomhet og industri. Dette er en framtidrettet løsning og en viktig kilde til renere energi. I tillegg gir det lavere utslipp av NO_x og klimagasser. Næringslivet går også inn for at flere ferger og hurtigbåter skal kunne gå utelukkende på fornybart drivstoff. En slik løsning vil gi lavere kostnader for virksomhetene, gjøre motoren renere, samt generelt være gunstig for miljøet. I dag bruker mange typer farkoster og cruiseskip betydelig mengder forurensende diesel. Rekkevidden er begrenset ved bruk av fornybar energi og elektrisk drift. Omlegging til renere og mer effektiv energibruk, krever innovasjon og forbedret teknologi, samt økt produksjon av fornybar energi i Norge [52, s.27].

Mange investeringer og tiltaksprosjekter som har til hensikt å redusere NO_x-utslipp strekker seg over lang tid. Levetiden for tiltak som støttes av NO_x-fondet kan variere fra 5 til 30 år [52, s.48]. Ulike miljøteknologier har ofte en levetid opp mot 30 til 40 år. Miljøavtalen om NO_x anses som et relativt nytt virkemiddel i forhold til tiden det tar å produsere og iverksette ny teknologi. Potensialet for utslippsreduksjoner i fremtiden er fortsatt betydelige og vil medføre vesentlige miljøforbedringer. Det er viktig at miljøavtalen videreføres og forsterkes i årene fremover. I tillegg bør næringene prioritere virkemidler og rensestrategier som virker på lang sikt [52, s.10]. Samtidig innebærer et lengre tidsperspektiv og langsiktige investeringer økende grad av usikkerhet. Det er større risiko for feilvurderinger og ulønnsomme

tilpasninger hos virksomhetene i markedet [82, s.75, 83]. Dagens prisnivå og forventede fremtidige priser har av den grunn innflytelse på virksomhetenes investeringsbeslutninger. For å vedta et egnet miljøtiltak, må bedriftene må kunne vurdere inntekter og kostnader som påløper på ulike tidspunkt¹⁷. Disse problemstillingene vil også forekomme ved bruk av andre dynamiske virkemidler. En statlig avgift eller et kvotesystem vil også virke og gi NO_x-reduksjoner på lang sikt [84, s.50-51].

5.3.1. Modell

I dette delkapittelet presenteres en partiell modell med moderat notasjon og forenklende antakelser. Modellen¹⁸ beskriver størrelsesforholdet mellom en offentlig avgift på NO_x-utslipp og en medlemsavgift i et NO_x-fond. Begge virkemidlene bidrar til prosentvis like utslippsreduksjoner og minimerer effektivitetstapet forbundet med en negativ eksternalitet. Det antas at aktørene i modellen er rasjonelle og profittmaksimerende beslutningstakere, som har optimal tilgang på all informasjon. Det er flere forhold som er utelatt fra modellen. Illustrasjonen tar blant annet ikke hensyn til eventuell asymmetrisk informasjon mellom aktørene eller generell usikkerhet og svingninger i markedet. Det tas heller ikke stilling til potensiell overvurdering av nytten eller størrelsen på utslippsreduksjonene ved bruk av de to virkemidlene.

Parametere i modellen:

<i>s</i>	Støtte fra NO _x -fondet til utslippsreduksjoner.
<i>K</i>	Tiltakskostnad i kroner.
<i>X</i>	Utslippsreduksjon som følge av tiltaket, i kilo NO _x .
<i>m</i>	Medlemsavgiften i NO _x -fondet.
<i>t</i>	Stykkavgift på NO _x .
<i>k</i>	Prosjektkostnad, i kroner per kilo NO _x -reduksjon.
<i>k_{max}</i>	Prisen på det dyreste utslippsreducerende tiltaket, i kroner per kilo NO _x -reduksjon.

¹⁷ Nåverdimetoden og annuitetsmetoden er to sentrale metoder for å beregne lønnsomheten av ulike tiltaksprosjekter og for å estimere optimal levetid på et miljøtiltak (dynamisk effektivitet) [23, s.52-53].

¹⁸ Modellen er hentet fra artikkelen *Om den norske politikken for reduksjon av utslipp av NO_x*, av Hagem, C., Holtmark, B. og Sterner, T., i Samfunnsøkonomen nr. 2, 2014, s.33.

Det antas at fondet tildeler medlemmer av NO_x-fondet en viss andel støtte s til utslippsreducerende prosjekter. Fondet kan dekke inntil 80 prosent av tiltakskostnadene og samtidig oppnå og opprettholde budsjettbalansen i fondet. Det vil være lønnsomt for medlemmene i NO_x-fondet å investere i utslippsreducerende tiltak, så lenge kostnadene ved å gjennomføre rensetiltak er lavere enn å betale medlemsavgiften. Det innebærer at følgende likning tilfredsstilles:

$$(1 - s)K \leq mX \quad (5.1)$$

For at næringene skal få insentiver til å redusere utslipp, må altså subsidie s trukket fra tiltakskostnaden K , være mindre enn medlemsavgiften per enhet NO_x-reduksjon. I motsetning til at staten vedtar en offentlig avgiftssats, er det næringslivet selv som fastsetter satsen på medlemsavgiften m og avgjør hvilke tiltak som får støtte fra fondet.

Det samme likningsforholdet kan illustreres for en offentlig avgift t . Her antas det at myndighetene innfører en stykkavgift t per kilo NO_x-utslipp, der avgiftssatsen er lik størrelsen på den marginale miljøskaden. Det vil være samfunnsnyttig og lønnsomt for bedriftene å redusere utslipp, så lenge den marginale tiltakskostnaden er lavere enn nivået på avgiften per enhet redusert NO_x-utslipp. Ved en avgiftsløsning, vil bedriftene ha insentiver til å forurense mindre, så lenge følgende ulikhet gjelder:

$$K \leq tX \quad (5.2)$$

Likning 5.2 viser at tiltakskostnaden K må være mindre enn eller lik avgiftsinnbetalingen til staten, for at rensetiltak skal bli gjennomført.

$$k = \frac{K}{X} \quad (5.3)$$

I likning 5.3, representerer k prosjektkostnaden per kilo redusert utslipp av NO_x. Prosjektkostnaden beskrives som forholdet mellom tiltakskostnaden K og mengden utslippsreduksjoner X som følge av tiltaket. Antar at man kan oppnå et gitt utslippsmål ved å gjennomføre en rekke miljø- og rensetiltak. Antar at det dyreste reduksjonstiltaket som kan realisere utslippsmålet, har en kostnad på k_{max} kroner per kilo NO_x. For at det skal være

lønnsomt å investere i det mest kostbare tiltaket for virksomheter i NO_x-fondet, må medlemsavgiften m være tilstrekkelig høy. Ulikhet 5.4 illustrer dette forholdet.

$$m \geq (1 - s)k_{max} \quad (5.4)$$

For at det dyreste miljøtiltaket k_{max} skal være gunstig å gjennomføre for virksomhetene under en avgiftsløsning, må avgiftssatsen t være tilstrekkelig høy. Avgiften må være større enn eller lik kostnaden på det mest kostbare tiltaket, slik at likningen nedenfor holder:

$$t \geq k_{max} \quad (5.5)$$

Ut fra likningene 5.4 og 5.5, kan man se at størrelsesforholdet mellom medlemsavgiften m og den offentlige avgiften t er svært forskjellig. På bakgrunn av at næringene i NO_x-fondet får tildelt støtte til tiltak, kan medlemsavgiften være betydelig lavere sammenlignet med en tilsvarende statlig avgift på NO_x. Fondet dekker inntil 80 prosent av virksomhetenes tiltakskostnader. Nivået på den offentlige avgiften må av den grunn være fem ganger så høy som medlemsavgiften, for at den skal føre til samme utslippsreduksjon og nytte for bedriftene. Dette kan illustreres med et regneeksempel. Det antas at det mest kostbare rens tiltaket k_{max} har en pris på 100 kroner per kilo NO_x-reduksjon. Resultatene av utregningen vises i tabell 15.

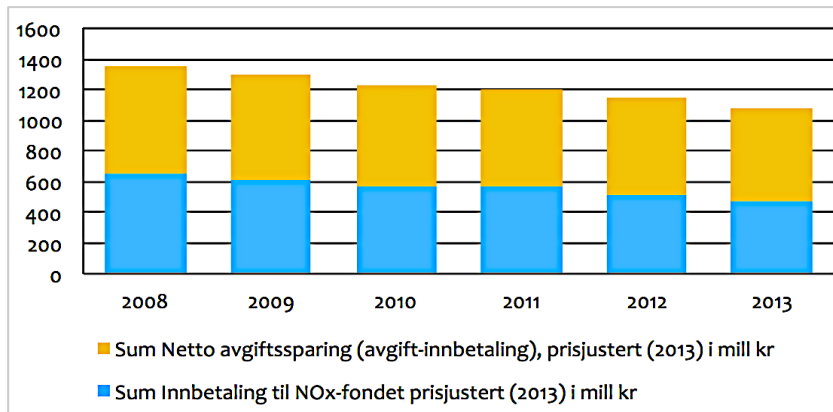
Tabell 15 Størrelsesforholdet mellom medlemsavgift og avgift på NO_x

NO _x -fondet (m)	NO _x -avgift (t)
$m \geq (1 - s)k_{max}$	$t \geq k_{max}$
$m \geq (1 - 0.80)100 \text{ kr/kg}$	$t \geq 100 \text{ kr/kg}$
$m \geq 20 \text{ kr/kg}$	
Størrelsesforholdet:	
$\frac{t}{m} = \frac{100 \text{ kr/kg}}{20 \text{ kr/kg}} = 5$	

5.3.2. Gevinster og ulemper ved en fondsløsning

Figur 27 viser hvilke kostnadsbesparelser bedrifter kan anskaffe seg ved å være medlem i NO_x-fondet og dermed oppnår skattelettelse. Høyden på hver enkelt søyle illustrerer hvor mye virksomhetene måtte ha betalt i NO_x-avgift til staten, hvis det ikke eksisterte en alternativ fondsløsning med avgiftsfritak. Nivået på søylene avtar gradvis, i henhold til at bedriftene har

reduisert sine utslipp over tid i perioden 2008-2013. Nederste del av søylene markert med blått, representerer samlet inntekt til NO_x-fondet det gjeldende året. Det gule området av søylen gjengir netto avgiftsbetjeninger for bedriftene som var tilsluttet fondet i avtaleperioden [52, s.53-55].



Figur 27 Besparelser i NO_x-avgifter for bedrifter som har vært medlem i NO_x-fondet i perioden 2008-2013 [4, s.13].

Størrelsen på medlemsavgiften til fondet er 11 kroner per kilo NO_x for olje- og gassvirksomhet, mens den er 4 kr per kilo NO_x for øvrige næringer. Støttesatsen til utslippsreducerende tiltak er den samme for alle næringer. Den statlige NO_x-avgiften har økt gradvis hvert år, fra 15 kroner per kilo i 2007 til over 21,59 kroner per kilo NO_x i 2017. Medlemsavgiften i NO_x-fondet har derimot vært uendret siden oppstarten. Dette impliserer økte besparelser for bedriftene, spesielt innen oljeindustrien. Petroleumssektoren oppnår blant annet større marginalgevinster ved investeringer i utslippsreduksjoner i forhold til andre næringer. Utslippsreducerende prosjekt kan ha en kostnad på inntil 55 kroner per kilo NO_x og likevel være lønnsomme i olje- og gassnæringen. For at et miljøtiltak skal være lønnsomt å gjennomføre i andre næringer, kan imidlertid ikke kostnaden overstige 20 kroner per kilo NO_x. Ved bruk av likning 5.1 fra delkapittel 5.3.1, beskrives dette forholdet i tabell 16. Beregningene kan samtidig implisere at det blir gjennomført for få utslippsreducerende prosjekt i andre næringer enn hva som faktisk er kostnadseffektivt [4, s.14].

Tabell 16 Kostnadseffektivt prisnivå på miljøtiltak i ulike sektorer.

NO_x-fondet (oljeindustri)	NO_x-fondet (andre næringer)
$m_O = 11 \text{ kr/kg NO}_x$	$m_A = 4 \text{ kr/kg NO}_x$
$m_O \geq (1 - s)K$	$m_A \geq (1 - s)K$
$11 \geq (1 - 0.80)K$	$4 \geq (1 - 0.80)K$
$11 \geq 0.20K$	$4 \geq 0.20K$
Lønnsomt prisnivå på tiltak K:	Lønnsomt prisnivå på tiltak K:
$K_O = 55 \text{ kr/kg}$	$K_A = 20 \text{ kr/kg}$

Sett bort fra kostnadseffektene nevnt ovenfor, er det likevel petroleumsvirksomheten som forurenses mest og betaler mest i avgifter til fondet. Netto besparelsene fra denne sektoren er dermed vesentlig lavere enn for andre typer næringer. I 2008, hadde olje- og gassindustrien netto spart avgift på 29 prosent, mens øvrige industrier hadde 74 prosent. Besparelsene økte henholdsvis til 35 og 77 prosent i 2013, som følge av økt offentlig skattesats på NO_x-utslipp [8, s.34]. Innbetalingssatsene til NO_x-fondet endres og tiltar i den nye miljøavtalen for perioden 2018-2025. Avgiftsnivået for oljeindustrien øker imidlertid ikke mer enn til 12 kroner per kilo NO_x. Andre næringer må betale medlemsavgift på 6 kroner per kilo NO_x. Det forventes at innskuddene til NO_x-fondet må øke ytterligere fram mot 2025. Medlemsavgiftene må øke i fremtiden, for å kunne møte alle miljøkravene i avtalen og iverksette nok tiltak for å oppfylle forpliktelsene i Gøteborgprotokollen. Ettersom den offentlige NO_x-avgiften trolig vil øke mer enn medlemsavgiften, kan man ikke anta store vridninger mot alternative ordninger og virkemidler [4, s.13].

En fondsløsning kan være mindre kostnadseffektiv sammenlignet med en NO_x-avgift, ettersom avgiftssatsen for medlemmer i NO_x-fondet er differensiert. Som tidligere nevnt, betaler petroleumsvirksomhetene en høyere medlemsavgift enn andre næringer per kilo utslipp av NO_x. En betingelse for kostnadseffektive utslippsreduksjoner, er at alle virksomheter betaler samme pris for å forurense, og dermed tilpasser seg slik at de marginale rensekostnadene blir like. En uniform NO_x-avgift oppfyller disse kravene, mens en fondsløsning gir rom for Pareto-forbedringer. Utformingen av NO_x-fondet burde bli gjennomført på en måte som sikrer at medlemmene står overfor samme kostnad for faktiske utslipp. Slik kunne man ha produsert et resultat mer lik de kostnadseffektive ordningene [85] [8, s.34].

Oljenæringen betaler mest inn til fondet og betaler mest i skatt til staten sammenlignet med andre bransjer. Dette er et relativt forståelig resultat, ettersom petroleumsindustrien er den største kilden til forurensning av NO_x og bør derfor belastes for disse utslippene. Iverksettelse av en rekke tiltak i oljenæringen i regi av fondet, vil trolig gi kraftige miljøforbedringer og føre til de største utslippsreduksjonene. Til tross for dette, er det andre næringer som får subsidiert flest rens tiltak [58, s.180]. Hovedgrunnen til avvikene, er at tiltakskostnadene og tilhørende kostnadseffektivitet varierer betydelig mellom ulike sektorer og bransjer. Gjennomsnittskostnaden for enkle tiltak på skip, har blant annet blitt estimert til å være mellom 4 og 7 kroner per kilo NO_x. Tiltakskostnadene for å redusere utslipp fra turbiner i oljesektoren, er i kontrast beregnet til å være over 100 kroner per kilo NO_x [8, s.35]. De mest kostnadseffektive og tilgjengelige tiltakene uttømmes først. Det blir av den grunn dyrere for samtlige bedrifter å redusere utslipp på lang sikt. De rimeligste og mest åpenbare tiltakene er trolig allerede utnyttet i oljesektoren [52, s.48]. I tillegg vil en fondsløsning føre til bestemte fordelingsvirkninger som påvirker statens skatteinntekter. Høy medlemsavgift, større skatteutgifter og relativt lav støtte til tiltak for petroleumsvirksomheten, medfører en betydelig pengeoverføring fra oljeindustrien til andre næringer i fondet. Dette fører til et ekstra inntektstap for staten. Disse effektene omtales grundigere i neste delkapittel [52, s.12]. Samtidig er det en allmenn oppfatning at virksomheter som står for de største utslippene, slik som olje- og gassnæringen, bør ha de høyeste utgiftene. Det skal koste å forurense og forringe miljøet. Lavere støtte og strengere krav, vil også kunne øke insentivene for å utvikle ny teknologi på egenhånd og prioritere rens tiltak som har langsiktig og varig effekt på utslippene [8, s.35].

Fri etablering eller nedleggelse av virksomheter i markedet er en forutsetning for kostnadseffektivitet og en gunstig ressursallokering i samfunnet. En fondsløsning vil imidlertid kunne svekke disse tilpasningsmulighetene. Bedrifter som egentlig yter ulønnsom virksomhet og har svært høye utslipp, kan likevel klare å opprettholde lik aktivitet ettersom de får utbetalt støtte fra fondet. Næringer som dette, burde i motsetning redusere eller avvikle produksjonen i en periode, og fokusere på å finne løsninger som kan bidra til bedre og mer lønnsom drift. Medlemsavgiften kan til dels medvirke noe svakere aktivitet, men denne effekten er ikke tilstrekkelig. Det er for få tiltak som begrenser produksjonen i forhold til omfanget av investeringsrettede tiltak. På en annen side, er det akkurat dette området myndighetene og NHO ønsker å stimulere. NO_x-fondet og støtteordningen skal bidra til et friskt næringsliv, nyttige investeringer, lave kutt og nedleggelser, høy produksjon og stabil

omsetning i bedriftene. Dette øker motivasjonen for å opprettholde ordningen og gir garantier for framtidige utslippsreduksjoner i næringslivet [66, s.39-40].

En annen utfordring ved miljøavtalen, er å identifisere hvilke miljøtiltak og investeringer som har addisjonale egenskaper. Addisjonaliteten sier noe om hvilken effekt og betydning tilskuddet fra fondet har på bedriftenes investeringer og utslippsreduksjoner. Addisjonale prosjekter ville ikke blitt realisert uten tilstrekkelig støtte fra NO_x-fondet. Støtten har til hensikt å utløse innovasjon og utvikling i bedriftene, som gir økt verdiskaping og lønnsomhet i norsk næringsliv. Subsidieringen kan på den måten bidra til og tilrettelegge for en grønnere tilnærming, og påvirke bedriftenes metoder for å begrense utslipp. Addisjonale tiltak og investeringer er av den grunn en ettertraktet kvalitet. Graden av addisjonalitet og støtten reelle effekt, er imidlertid vanskelig å estimere i forkant av tiltaket. I tillegg er det sannsynlig at det oppstår informasjonsskjevheter mellom partene. Asymmetrisk informasjon gjør det desto vanskeligere å bedømme om tiltakene faktisk er addisjonale. Ombygging av skipsmotorer og montering av katalysatorer er eksempler på utslippsreducerende investeringer som kan motta støtte fra NO_x-fondet. Slike tiltak som begrenser drivstofforbruk og reduserer NO_x-utslipp, er trolig lønnsomme investeringer for bedriftene uavhengig av støtten de mottar fra fondet. Virksomheter i NO_x-fondet har meddelt at de fleste miljøtiltak ville blitt gjennomført uansett, uten hensyn til støtten fra fondet. Disse prosjektene vil følgelig ikke være addisjonale. Asymmetrisk informasjon medfører at bedrifter får avgiftsfritak og blir subsidiert for tiltak som de egentlig ville ha gjennomført uforpliktet [8, s.34]. Støtten har imidlertid sørget for oppskalering og en raskere gjennomføring av flere lønnsomme prosjekter. Tiltakene ville sannsynligvis tatt mye lenger tid og vært mindre omfattende uten subsidieringen fra NO_x-fondet [8, s.34].

Asymmetrisk informasjon mellom aktørene, kan også føre til at tiltaksprosjekt som tilsynelatende er mindre lønnsomme, likevel blir gjennomført. Ulønnsomme tiltak iverksettes til tross for at det finnes rimeligere og bedre alternativ for å redusere utslipp. Problemet oppstår i forbindelse med tildelingen av støtte fra NO_x-fondet. Subsidieringen gir bedriftene insentiver til å overdrive investeringskostnadene sine. Samtidig gir virksomhetene for svake vurderinger av det reelle økonomiske utbytte av tiltaket. Bedriftene velger bevisst

investeringer der de råder over privat informasjon. Ved en form for *tilkarringsvirksomhet*¹⁹, vrir virksomhetene investeringsvilkårene til egen fordel. På den måten kan de minimere kostnadene og innhente maksimal gevinst av å være medlem i NO_x-fondet [4, s.32]. Denne aggressive formen for investering og storforbruket av ressurser, vil imidlertid redusere det samfunnsøkonomiske overskuddet og føre til større økonomiske forskjeller [8, s.34].

Privat informasjon kan også være tilstede blant dem som gjennomfører tiltakene, innstalleringene eller målinger i virksomhetene. Ulike målinger av NO_x-utslipp kan eksempelvis vise store avvik mellom antatte og faktiske utslippsreduksjoner. NO_x-fondet har av den grunn inngått avtale med Det Norske Veritas for kvalitets- og effektvurdering av prosjekter, samt godkjenning av tiltakshavere. DNV GL utfører uavhengig eksperthjelp, teknisk rådgiving og anbefaler hvilke prosjekter som bør prioriteres. Aktører som gjennomfører tiltak på oppdrag fra NO_x-fondet, er pliktig til å utføre arbeid i samsvar med gjeldende lover og vedtekter innlemmet i miljøavtalen. NO_x-fondet gir i tillegg støtte til målinger, som skal bidra til å oppnå korrekte og pålitelige rapporteringer fra næringene. Målingene utføres ved bruk av godkjent teknisk utstyr, beregningsmetoder og tester, og er i tråd med myndighetenes og næringslivets bestemmelser [23, s.35]. Alle disse faktorene bidrar til å fremskaffe representative data, korrigere for markedssvikt og avsløre potensielle ineffektive investeringer. Næringslivet unngår på den måten å iverksette de minst lønnsomme tiltakene, og sikrer kostnadseffektiv bruk av kapitalen i fondet. En fiskal avgift på NO_x vil gjerne ikke føre til like omfattende problemer knyttet til *rent-seeking* og målefeil. Samtidig kan asymmetrisk informasjon foreligge ved all type virkemiddelbruk og vil likevel kunne skape noe ineffektivitet i markedet [52].

5.3.3. Fordelingsvirkninger av en fondsløsning kontra en avgiftsløsning

En støtteordning som NO_x-fondet, gir andre kostnads- og fordelingsvirkninger enn fiskale avgifter og omsettelige kvoter som auksjoneres ut til bedrifter. NO_x-fondet består både av en medlemsavgift og en subsidie som blir tilbakebetalt til fondets medlemmer til utslippsreducerende prosjekt. Ordningen praktiseres etter selvkostprinsippet og innebærer at fondets midler bevares i næringslivet. Statens inntekter fra virksomhetene blir påvirket både direkte og indirekte av fondsløsningen. Direkte påvirkning forekommer ved at myndighetene

¹⁹ Også kalt *rent-seeking*. Individuer, bedrifter eller organisasjoner utnytter offentlige reguleringer til egen fordel, og får myndighetene til å subsidiere deres virksomhet. Oppstår en kamp om økonomiske ressurser [22, s.35]

velger en fondsløsning over en offentlig avgift, og dermed mister skatteinntekter som følge av denne beslutningen. Samtidig reduseres offentlige inntekter indirekte, ved at miljøavtalen påvirker bedriftenes inntjente overskudd, og således implisitt endrer skattesummen til staten. Det er dermed flere forhold som kan gi store provenytap for staten under en fondsløsning [8, s.34].

Olje- og gassvirksomheten er den største næringen i Norge, både når det gjelder offentlige inntekter, verdiskaping, eksportverdi og investeringer. Staten sikrer seg store inntekter ved å skatlegge og eie økonomiske andeler i petroleumsnæringen, gjennom *Statens direkte økonomiske engasjement (SDØE)*. SDØE administreres av aksjeselskapet Petoro AS, som blant annet arbeider for at oljeverdiene skal komme fellesskapet til gode. Det er spesielt høy meravkastning forbundet med utvinning av petroleumsressurser. Slike typer næringer blir derfor skattlagt ekstra mye. Den ordinære skattesatsen for bedrifter og andre næringer er på 24 prosent i 2017. I tillegg til selskapsskatten ilegges petroleumsnæringen en særskatt på 54 prosent, slik at total skatt i oljeindustrien er på 78 prosent [44].

Petoro har også ansvaret for å iverksette nødvendige tiltak for å redusere utslipp relatert til statens olje- og gasseiendeler på norsk sokkel [8, s.35]. Utslippsreducerende prosjekt som blir finansiert gjennom SDØE, vil av den grunn redusere inntektene til Oljefondet og statskassen direkte. Statens eierandeler i petroleumssektoren, innebærer at myndighetene mottar oljeinntekter og samtidig må dekke utgifter til investeringer og drift. Private olje- og gassvirksomheter gir også opphav til og har betydning for skatteinntektene til staten. Slike selskaper må blant annet betale skatt på bedriftens driftsresultat. Hvis de private bedriftene har høye utgifter i forbindelse med utslippsreduksjoner, vil det kunne redusere virksomhetens samlede overskudd, og følgelig skatteinntektene til staten. Dette bidrar til en indirekte provenyeffekt [86].

De totale fondsinntektene fra medlemsavgifter var på over 3,8 milliarder kroner i avtaleperioden 2011-2016²⁰. Petroleumsindustrien stod for omlag 69 prosent av disse inntektene til NO_x-fondet. Det totale investeringsbeløpet til utslippsreducerende prosjekt, var i underkant av 4,8 milliarder kroner i samme periode [8, s.35]. Oljenæringen fikk imidlertid

²⁰ Miljøavtalen gjelder for årene 2011-2017. De endelige tallene for 2017 foreligger ikke enda, og er av den grunn ikke med i beregningen.

kun tilbakebetalt 12 prosent av denne summen fra fondet til reduksjonstiltak. Andre næringer fikk i kontrast dekket inntil 88 prosent av investeringskostnadene. Det er altså et vesentlig misforhold mellom innbetalt medlemsavgift til fondet og mottatt støtte fra fondet. Næringene som betaler minst i medlemsavgifter, er mest subsidiert og får størst utbytte av miljøavtalen. Fiskeri og skipsnæringer har stor nytte av NO_x-fondet, og får tilbakebetalt støtte til miljøtiltak tilsvarende 81 prosent av kostnadene. Landbasert industri mottar 7 prosent i støtte for å redusere utslipp av NO_x [52, s.17]. Dette gir en uheldig inntektsoverføring fra petroleumsvirksomheten til andre næringer som er tilknyttet NO_x-fondet. Ettersom oljenæringen skattlegges høyt sammenlignet med øvrige næringer, blir provenytapet for staten spesielt stort under ordningen. Fondsløsningen gir på den måten opphav til en type skattearbitrasje [52, s.32].

I perioden 2011-2016, ble det overført nærmere 2,2 milliarder kroner fra petroleumindustrien til andre næringer gjennom miljøavtalen. I underkant av 1,7 milliarder kroner stammet fra private olje- og gassvirksomheter, mens over 500 millioner kom fra statens eierskap i SDØE. Tapte inntekter for staten, som følge av overføringer fra privat olje- og gassindustri til andre næringer, tilsvarte differansen mellom skattesatsene i de ulike sektorene. Forskjellen mellom skattesatsene er på 54 prosent. Overføringer fra SDØE til andre næringer ga et provenytap på 76 prosent av verdien på overføringene. Dette er fordi inntekter fra SDØE i utgangspunktet skulle blitt skattlagt med 78 prosent og øke kapitalen i statskassen, men blir i stedet skattet med 24 prosent. Samlet provenytap for staten var 1,3 milliarder kroner, grunnet disse uheldige inntektsoverføringene i perioden. I miljøavtalen for perioden 2008-2010, var det totale inntektstapet for staten 634 millioner kroner. Den differensierte og høye medlemsavgiften for oljevirksomheter har mye skyld i den store nedgangen i provenyene. Samtidig er det en ekstra miljøbyrde at det iverksettes så få utslippsreducerende tiltak i denne sektoren [8] [8, s.35].

Høye bedriftskostnader som følge av investeringer i utslippsreducerende tiltak, vil også kunne påvirke statens inntekter negativt. Dette gjelder imidlertid for alle typer insentivbasert virkemidler, også kvoter og avgifter, som gir bedrifter ekstra pådriv og medfølgende utgifter for å redusere egen forurensning. Velger Petoro å bevilge midler fra SDØE til utslippsreducerende tiltak, vil staten bli påført et inntektstap tilsvarende tiltakskostnadene ved disse prosjektene. Utgifter til utslippsreducerende tiltak i privat olje- og gassindustri, vil redusere inntektene til staten med 78 prosent av rensekostnadene. Skjer utslippsreduksjonene

i øvrige private næringer, vil det påføre staten et provenyrtap tilsvarende 24 prosent av reduksjonskostnadene. I avtaleperioden 2011-2016, medførte slike investeringer i regi av NO_x-fondet, et samlet provenyrtap for staten på nærmere 1,5 milliarder kroner. Inntektstapet blir ekstra stort hvis man inkluderer de betydelige verdioverføringene fra petroleumsindustrien til andre private virksomheter ved fondsløsningen. Ved å medregne inntektsoverføringene på 1,3 milliarder, utgjør det totale provenyrtapet en sum på nesten 2,8 milliarder kroner. I miljøavtalen for perioden 2008-2010, medførte de samlede provenyeffektene et tap for staten i underkant av 1,5 milliarder kroner.

Selv om utslippsreduksjoner i virksomhetene reduserer pengestrømmen til staten, er det nødvendige investeringer og fornuftige utgifter i næringene. Tiltakene kompenserer for bedriftenes miljøforringende utslipp, i tillegg til at de har en utjevne effekt på inntektsfordelingen. Investerer myndighetene for eksempel i fornybar energi gjennom SDØE og Oljefondet, vil det i tillegg sikre god diversifisering, mindre verdisvingninger og bidra til å utvikle effektive fremtidsløsninger. Konsekvensene og de samfunnsøkonomiske kostnadene vil utvilsomt bli større hvis virksomhetene ikke kutter utslippene sine. Myndighetene og næringslivet bør prioritere provenynøytrale og lønnsomme miljøtiltak som fungerer på lang sikt. Skatteendringer og iverksettelse av strengere virkemidler kan eksempelvis føre til økt kostnadsbevissthet, samt begrense mengden feilinvesteringer og overskridelser i næringslivet.

Tabell 17 framstiller estimatene av de samlede provenyeffektene og verdiene over avtaleperioden 2011-2016. Som omtalt ovenfor, utgjør overføringene fra oljeindustrien til andre næringer og utslippsreduserende investeringer, betydelige inntektstap for staten. Den differensierte medlemsavgiften og ulike vilkår for tildeling av støtte til tiltak gjennom fondet, kan også føre til mindre kostnadseffektive løsninger. Tabellen illustrerer også hvilke inntekter staten kunne ha mottatt ved bruk av en fiskal NO_x-avgift i stedet for en miljøavtale og et NO_x-fond. Avgiftsnivået som er benyttet i beregningene er antatt å være 18,5 kroner per kilo utslipp av NO_x. Dette er den gjennomsnittlige avgiftssatsen på NO_x-utslipp for årene 2011-2016. Avgiften har variert og økt fra 16,43 kroner per kilo NO_x i 2011 til 21,59 kroner per kilo NO_x i 2016. De to miljøøkonomiske virkemidlene antas fortsatt å gi like store utslippsreduksjoner. Tabell 18 gir en lik oversikt over beregningene av provenyeffektene som i tabell 17. Tabell 18 gjelder imidlertid for avtaleperioden 2008-2010. I tabell A1-A6 i appendiks, kan man studere en detaljert skisse over verdiene og utregningene av provenyeffektene.

En avgift på NO_x i perioden 2011-2016, kunne gitt staten netto inntekter på over 4,8 milliarder kroner, se tabell 17. Olje- og gassvirksomheter skulle da ha betalt inn avgifter på rundt 756 millioner til myndighetene. Andre private bedrifter hadde stått for tilnærmet 85 prosent av det samlede avgiftsprovenyet til staten. Inntektene fra øvrige næringer ville dermed tilsvar en sum på over 4,1 milliarder kroner. Uten avgiftsfritaket og støttemulighetene i NO_x-fondet, kunne staten ha unngått de ineffektive overføringene mellom næringene, og således et proveny tap på 1,3 milliarder kroner. Et avgiftssystem for NO_x kunne på den måten ha bedret den offentlige budsjettbalansen med over 6,1 milliarder kroner under miljøavtalen i årene 2011-2016.

Tabell 17 Beregning av provenyeffekt for staten i perioden 2011-2016 [86].
Fondsløsning kontra avgiftsløsning. I millioner kroner.

	Fond	Avgift
SDØE:		
Utslipp (tonn NO _x)	57,9	57,9
Medlemsavgift / avgiftsproveny	636,9	1071
Utslippsreduserende investeringer	144	144
Mottatt nettooverføring via fondsløsningen	-522	
Privat olje- og gassindustri:		
Utslipp (tonn NO _x)	183,4	183,4
Medlemsavgift / avgiftsproveny	2017,4	3393
Utslippsreduserende investeringer	430	430
Mottatt nettooverføring via fondsløsningen	-1673	
Andre næringer:		
Utslipp (tonn NO _x)	293,75	293,75
Medlemsavgift / avgiftsproveny	1175	5434
Utslippsreduserende investeringer	4213	4213
Mottatt nettooverføring via fondsløsningen	2195	
Provenyeffekter:		
NO _x -avgiftsproveny fra privat olje- og gassindustri		746
NO _x -avgiftsproveny fra øvrige næringer		4130
Samlet avgiftsproveny fra en avgiftsløsning		4876
Proveny tap pga overføringer fra SDØE til andre næringer	397	
Proveny tap pga overføringer fra private olje- og gasselskaper	903	
Samlet proveny tap pga overføringer ved fond	1300	
Proveny tap pga utslippsreduserende investeringer i SDØE	144	144
Proveny tap pga utslippsreduserende investeringer i private olje- og gasselskaper	335	335
Proveny tap pga utslippsreduserende investeringer i andre næringer	1011	1011
Total provenyeffekt	-2790	3386

Tabell 18 Beregning av provenyeffekt for staten i perioden 2008-2010 [52].
Fondsløsning kontra avgiftsløsning. I millioner kroner.

	Fond	Avgift
SDØE:		
Utslipp (tonn NO _x)	28,8	28,8
Medlemsavgift / avgiftsproveny	317	432
Utslppsreducerende investeringer	52	52
Mottatt nettooverføring via fondsløsningen	-278	
Privat olje- og gassindustri:		
Utslipp (tonn NO _x)	91,18	91,18
Medlemsavgift / avgiftsproveny	1003	1368
Utslppsreducerende investeringer	182	182
Mottatt nettooverføring via fondsløsningen	-867	
Andre næringer:		
Utslipp (tonn NO _x)	156,9	156,9
Medlemsavgift / avgiftsproveny	627,6	2353,5
Utslppsreducerende investeringer	2363	2363
Mottatt nettooverføring via fondsløsningen	1145	
Provenyeffekter:		
NO _x -avgiftsproveny fra privat olje- og gassindustri		301
NO _x -avgiftsproveny fra øvrige næringer		1694,5
Samlet avgiftsproveny fra en avgiftsløsning		1995,5
Provenytap pga overføringer fra SDØE til andre næringer	200	
Provenytap pga overføringer fra private olje- og gasselskaper	434	
Samlet provenytap pga overføringer ved fond	634	
Provenytap pga utslppsreducerende investeringer i SDØE	52	52
Provenytap pga utslppsreducerende investeringer i private olje- og gasselskaper	142	142
Provenytap pga utslppsreducerende investeringer i andre næringer	662	662
Total provenyeffekt	-1490	1139,5

5.4. Egenskaper ved et kvotesystem for utslipp av NO_x

På lik linje med en avgift eller en skatt, vil et kvotesystem for NO_x-utslipp også kunne gi kostnadseffektive løsninger og like marginale kostnader på tvers av utslippkilder. Dette gjelder så lenge kvotene er fritt omsettelige og man opererer i et perfekt konkurransemarked. Aktørene vil da stå overfor samme markedspris, uavhengig om kvotene auksjoneres bort eller deles ut gratis [66, s.129]. Handel med utslippstillatelse er et virkemiddel som stadig oftere tas i bruk for å redusere forurensning rundt om i verden. En NO_x-kvote gir normalt bedriftene tillatelse til å slippe ut ett tonn NO_x, og det er kun et begrenset antall kvoter tilgjengelig i markedet. Høyere utslipp fra én bestemt enhet, impliserer lavere utslipp fra en annen virksomhet, ved en gitt utslippsgrense. Myndighetene vil ofte velge å redusere det opprinnelige antallet kvoter over tid, for å oppnå ytterligere utslippskutt. Kvotesystemet bidrar på den måten til å gradvis begrense skadelige miljøkonsekvenser, samtidig som det

settes en pris på forsurende utslipp. Kvotesystemet vil både være kostnadseffektivt og styringseffektivt under slike tilpasninger [87], [88, s.3].

I et velfungerende kvotemarked, vil høye NO_x-utslipp og en høy kvotepris implisere økte kostnader for virksomhetene. Næringene får på den måten insentiver til å finne både effektive løsninger og utvikle ny teknologi for å minimere rensutgiftene. Overskudd av kvoter, høy tildeling av gratiskvoter og en lav kvotepris, kan derimot gi virksomhetene svakere insentiver for å investere i utslippsreducerende tiltak. Bedrifter som har redusert egne utslipp over tid og ikke lenger har behov for like mange kvoter, kan velge å spare kvotene eller selge utslippstillatelser til øvrige forurensende bedrifter. Inntektene fra kvotesalget kan deretter brukes til å finansiere investeringer i andre utslippsreducerende prosjekter. Kvoteprisen har av den grunn stor betydning for hvilke tiltak som gjennomføres og hvilke investeringer som er lønnsomme for bedriftene [87]. Svært høy kvotepris, knapphet på ressurser og kostbare investeringer kan i motsetning svekke virksomhetenes likviditet og konkurransen i markedet. Stor kostnadsvekst og et høyt utgiftsnivå kan over tid føre til at flere bedrifter velger å stenge ned produksjonen og forlate markedet. Flere avviklinger av ulønnsomme bedrifter kan imidlertid frigjøre tilgjengelige ressurser og være kostnadseffektivt for samfunnet som helhet [66, s.124].

Det er klare utfordringer knyttet til implementeringen av et kvotesystem for NO_x. Myndighetene må blant annet klare å fastsette et utslippstak og beslutte hvor mange kvoter som skal tildeles aktørene i markedet. For at dette skal kunne gjennomføres, må myndighetene ha opplysninger om bedriftenes renskostnadsfunksjoner. I tillegg må myndighetene skaffe seg informasjon om størrelsen på utslippene og miljøskadene forbundet med forurensningen. Som tidligere beskrevet i delkapittel 5.1, kan kartlegging og måling av NO_x være problematisk. I praksis kan det være store innslag av asymmetrisk informasjon mellom partene. Virksomhetene antas å ha privat informasjon om egne renskostnader som de unnlater å rapportere inn til myndighetene. I et kvotesystem, vil bedriftene ha insentiv til å overvurdere de reelle kostnadene forbundet med produksjon og utslippsreducerende investeringer. Myndighetene vil på bakgrunn av denne informasjonen, fastsette en høyere utslippsgrense og utstede for mange kvoter enn hva som egentlig er optimalt. Kvoteprisen vil falle som en konsekvens av dette. Informasjonsskjevheter mellom aktørene i markedet kan føre til større forbruk og høyere samfunnsøkonomiske kostnader [58, s.235-238].

Andre former for markedssvikt kan også skape ineffektiviteter i et kvotesystem. Utnyttelse av markedsrett er et eksempel. Markedsaktørene vil i en slik situasjon kunne påvirke kvoteprisen på NO_x gjennom transaksjoner. Hvis en bedrift har innflytelse på kvoteprisen, kan dette svekke mulighetene for kostnads- og samfunns effektive løsninger. NO_x -utslippene holdes innenfor den fastsatte utslippsgrensen, men de marginale kostnadene vil ikke bli like under slike forhold. Manipulering av kvotehandel og ufullstendig konkurranse vil følgelig gi effektivitetstap i markedet. Direkte reguleringer, avgifter eller et NO_x -fond vil kunne virke bedre enn omsettelige kvoter i en slik situasjon [66, s.15].

I tillegg til å bestemme en viss utslippsgrense, må myndighetene avgjøre hvor mange kvoter som skal deles ut gratis og hvor mange kvoter som skal selges gjennom auksjon. Så lenge kvotene er fritt omsettelige vil de to metodene gi samme tilpasning og mengde utslippsreduksjoner. Metodene utløser imidlertid ulike kostnadseffekter. Auksjonerer myndighetene bort alle kvotene, vil dette kunne gi vesentlige provenyer til staten. De økte offentlige inntektene kan videre benyttes til å redusere vridende skatter, subsidiere andre utslippsreduksjoner eller til å utvikle fornybar energi. Kvotesystemet kan dermed bidra til å generere såkalt double dividend, som omtalt i 5.2.1. Kvotesystemet og kvoteprisen har imidlertid betydning for andre viktige beslutningsfaktorer. Kvoteprisen på NO_x kan påvirke andre produktmarked og konsumvarer som olje- og gassvirksomhet. Den indirekte virkningen på drivstoff, ettersom prisen på bensin og diesel øker, kan forårsake ytterligere negative vridninger i økonomien [75, s.40]. Gratiskvoter gir i motsetning til salgskvoter, få muligheter for skattelettelse og doble gevinster. For stor andel gratiskvoter kan gi bedriftene svakere insentiver til å redusere utslipp på egenhånd. Kvotene kan også hindre avviking av ulønnsomme bedrifter med høye utslipp. Ineffektive virksomheter klarer å opprettholde samme aktivitet, ettersom kvotene har tilstrekkelig verdi og kan selges videre i markedet med gevinst. Redusert produksjon og nedleggelse vil i slike tilfeller være det samfunnsnyttige resultatet [89, s.14-15].

Et kvotesystem for NO_x medfører mer administrasjon og impliserer ekstra kostnader, hvis det foreligger informasjonsskjevheter eller markedsrett mellom aktørene. I en slik situasjon vil et kvotesystem avvike fra mer effektive løsninger som en offentlig avgift, et NO_x -fond eller direkte reguleringer. Er det imidlertid fravær av asymmetrisk informasjon, vil en NO_x -avgift og et kvotesystem for NO_x , gi identiske tilpasninger, effektivitetsvirkninger og samme utslippsresultat [66, s.13]. Dette forutsetter at avgiftssatsen er riktig fastsatt. I tillegg til

informasjonsskjevheter, kan politisk usikkerhet og visse strukturelle forhold bidra til å begrense kostnadseffektiviteten i et kvotemarked. Det er krevende for både myndighetene og virksomhetene å korrigere for denne type markedssvikt [84, s.50-51].

NO_x-utslippene i Norge er ikke omfattet av et kvotesystem. Som tidligere nevnt, og på samme måte som CO₂-avgiften, vil klimakvotesystemet virke som et indirekte virkemiddel for å redusere nasjonale NO_x-utslipp [44]. Norge har vært tilknyttet EUs CO₂-kvoteregime siden 2005. Det finnes flere eksempler på at denne type virkemiddel kan stimulere til betydelige utslippsreduksjoner både på kort og lang sikt [88, s.3]. Neste delkapittel beskriver et kvotesystem for NO_x i USA. Formålet med teksten er å gi innsikt i, og et teoretisk grunnlag for å forstå, hvordan et lignende system kan virke i Norge.

5.4.1. Virkemidler som bidrar til å redusere NO_x i USA

For å kunne vurdere det norske systemet for NO_x-reduserende tiltak, er det hensiktsmessig å foreta en internasjonal sammenligning. Dette delkapittelet angir bestemte mekanismer som bidrar til å begrense de negative effektene av NO_x-utslipp i USA. USA består av 50 delstater som til en viss grad er suverene og har sine egne lover og lokale myndigheter. Føderale lover som er nedskrevet i USA sin grunnlov er overordnet de delstatlige lovene [80]. Dette står i kontrast til Norge, som opererer som en enhetsstat og Stortinget er den lovgivende, bevilgende og kontrollerende myndighet [90].

Air pollution control act (APCA) ble vedtatt av den amerikanske kongressen i 1955, og var den første føderale loven i USA som omhandlet luftforurensning. Myndighetene i hver enkelt delstat hadde ansvaret for å informere befolkningen om at forurensning var helsefarlig og at det var samfunnsnyttig å redusere utslipp. Informasjonskampanjene skulle øke individens bevissthet og oppfordre til miljøvennlige holdninger og handlinger. Forurenserne ble verken ilagt bøter eller avgifter under denne loven. Myndighetene hadde kun en rådgivende og opplysende rolle, og det eksisterte ikke velfungerende tiltak som aktivt hindret eller begrenset forurensning [91]. I 1963 ble APCA erstattet av en mer omfattende føderal lov som gikk under navnet *Clean Air Act (CAA)*. Formidling av informasjon og arbeidet med holdninger var utilstrekkelig når det gjaldt å endre uønsket adferd. CAA var av den grunn den første føderale loven som inkluderte styring, måling og kontroll av forurensende virksomhet og luftforurensning. Luftforurensningsloven har siden den gang blitt gjennomgått og endret en

rekke ganger, hovedsakelig på grunn av at statene ikke klarte å innfri utslippsmålene. CAA bidrar i dag til å regulere luftforurensning fra både stasjonære og mobile kilder [92].

Det amerikanske miljødirektoratet, *Environmental Protection Agency (EPA)*, ble stiftet i 1970 og har overordnet ansvar for å regulere og kontrollere forurensning, fastsette utslippsgrenser og utslippsstandarder, samt håndheve disse [92]. Nasjonale grenseverdier for utslipp, *National Ambient Air Quality Standards (NAAQS)*, er sentrale når det gjelder å forebygge og begrense helse- og miljøskader i USA som følge av forurensning [92]. EPA har fastsatt nasjonale grenseverdier for seks store utslippskomponenter. Tabell 19 viser reviderte verdier for nitrogendioksid, ozon og svoveldioksid, og tallene sammenlignes med tilsvarende grenseverdier i Norge.

Tabell 19 EPAs grenseverdier for luftforurensning (NAAQS)* [93].

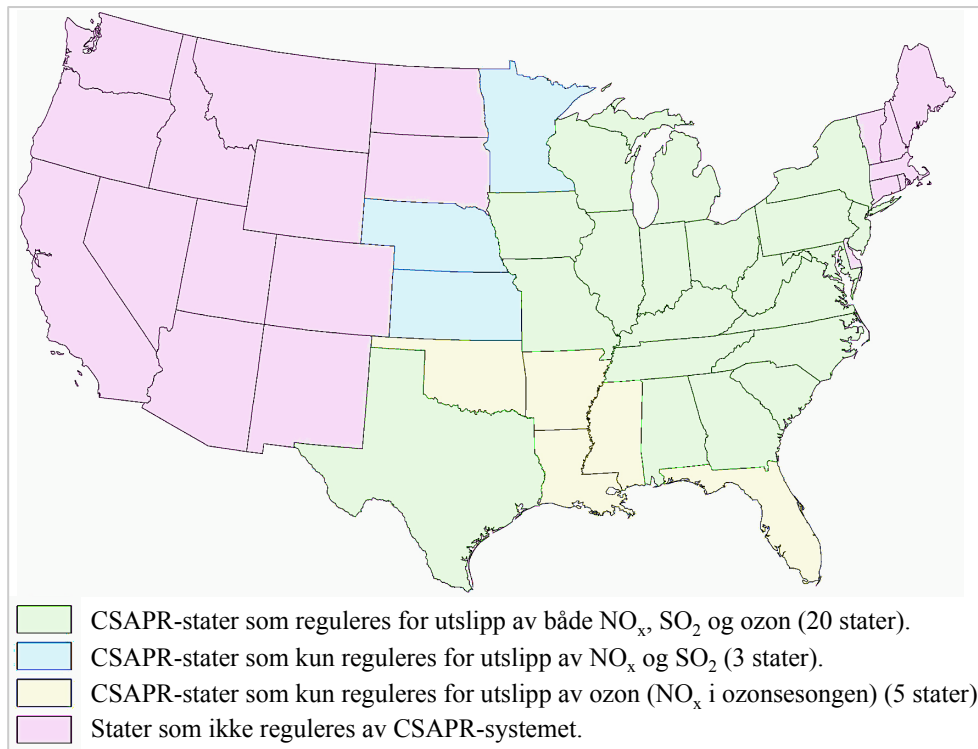
Komponent	Midlingstid	Grenseverdi i USA	Antall tillate overskridelser	Grenseverdi i Norge
NO ₂	Time (helse)	100 ppb (100 µg/m ³)	Maksimum 98-persentilverdien av NO ₂ (timesmiddel), i gjennomsnitt over 3 år.	200 µg/m ³
	År (miljø)	53 ppb (53 µg/m ³)	Årlig gjennomsnittsverdi.	40 µg/m ³ (helse)
O ₃	8 timer	0.070 ppm (70 µg/m ³)	Maksimum 4. høyeste daglige 8-timers konsentrasjon per år, i gjennomsnitt over tre år.	120 µg/m ³
SO ₂	Time (helse)	75 ppb (75 µg/m ³)	Maksimum 99. prosentilverdien av SO ₂ (timesmiddel), i gjennomsnitt over 3 år.	350 µg/m ³
	3 timer (miljø)	0.5 ppm (500 µg/m ³)	Maksimum 1 gang per år	125 µg/m ³ (døgn)

* Inkluderer også utslippsgrenser for karbonmonoksid (CO), bly (Pb) og svevestøv (PM).

I 1990 ble problemer knyttet til sur nedbør, bakkenær ozon og giftig og lokal luftforurensning innbefattet i forurensningsloven. Flere stater i nordøstlige deler av USA gikk senere sammen og opprettet en kommisjon for å oppnå EPAs utslippsmål. Samarbeidet på tvers av statene hadde til formål å motvirke grenseoverskridende eksterne effekter, redusere luftforurensning og konsentrasjonen av bakkenær ozon. Kommisjonen etablerte blant annet et kvotesystem for å begrense regionale utslipp og transport av NO_x fra stasjonære forurensningskilder. Utslipp av NO_x er en av hovedårsakene til at det dannes bakkenær ozon, som er et stort

forurensningsproblem flere steder i USA. Myndighetene erkjente at markedsbaserte løsninger som omsettelige kvoter, var mer lønnsomme i praksis enn tradisjonelle reguleringer og utslippsstandarder. Kvotesystemet fikk etter hvert navnet *NO_x Budget Trading Program (NBP)* [93] [23, s.377]. NBP-ordningen ble senere utvidet og erstattet av *Clean Air Interstate Rule (CAIR)* i 2009, som videre ble endret til *Cross State Air Pollution Rule (CSAPR)* i 2015 [94, s.17-18]. Endringene i forurensningsloven ga EPA betydelig økt utslippskontroll og flere stater klarte etter hvert å overholde miljølovene [95, s.7-8].

Cross State Air Pollution Rule (CSAPR) er et kvotesystem som spesielt skal virke effektivt i sommerhalvåret, fra mai til september. Denne perioden blir kalt for ozonsesongen, ettersom konsentrasjonen av bakkenær ozon er på sitt høyeste. Gjennom CSAPR-systemet utarbeides det et budsjett for ozonsesongen, som skal dekke forurensningskostnadene i hver enkelt delstat. Hver stat er i tillegg pålagt å redusere årlige utslipp av NO_x, og utvikle en plan for hvordan de skal kontrollere luftforurensning i sitt område, en såkalt *State Implementation Plan (SIP)*. Medlemsstatene får utdelt vederlagsfrie utslippskvoter, som de selv allokerer ut til forbrenningsanlegg, kraftverk og andre forurensningskilder. Hver kvote tillater ett tonn utslipp av NO_x, og totalt antall tilgjengelige kvoter samsvarer med myndighetenes nasjonale utslippsgrenser. Forurensere kan enten overholde forpliktelsene sine i forhold til de tildelte kvotene, eller velge å omsette og handle kvoter på tvers av statene. CSAPR-systemet har på den måten en viss grad av fleksibilitet og er forholdsvis kostnadseffektivt. 28 delstater i USA har foreløpig ratifisert avtalen for å forbedre luftkvaliteten. Medlemsstatene må hvert år rapportere og levere inn kvoter tilsvarende sine utslipp. Hvis utslippene er høyere enn det de tilegnede kvotene tillater, vil statene ilegges bøter for hvert tonn ulovlig forurensning [23, s.377] [23, s.377].

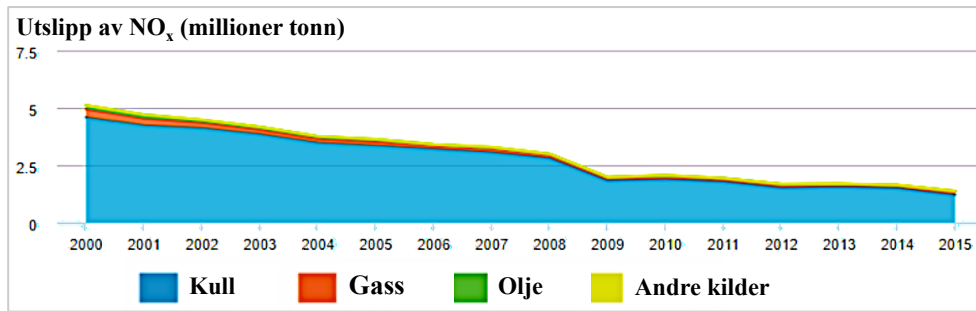


Figur 28 Kart over stater i USA hvor Cross State Air Pollution Rule (CSAPR) er ratifisert [95, s.9-10].

En serie virkemidler²¹ og tiltak, som har blitt implementert under *Clean Air Act*-loven, har ført til betydelige utslippsreduksjoner og miljøforbedringer i flere deler av USA [95, s.13]. Cross State Air Pollution Rule (CSAPR) og Acid Rain Program (ARP) er eksempler på to markedsbaserte kvotesystem som har fungert godt og gitt ønskede effekter. I 2015 var NO_x-utslippene 79 prosent lavere i forhold til målinger fra 1990²², 73 prosent lavere sammenlignet med estimat fra 2000 og 63 prosent lavere enn utslippsnivået i 2005. Utslippsreduksjonene under CSAPR- og ARP-systemet, tilsvarte henholdsvis 5.0 millioner tonn, 3.8 millioner tonn og 2.3 millioner tonn i løpet av de respektive periodene [95, s.29]. Figur 29 viser en tydelig avtagende trend i NO_x-utslippene fra ulike kilder, for årene 2000 til 2015.

²¹ Eksempelvis Regional Clean Air Incentives Market (RECLAIM, 1994), Acid Rain NO_x Reduction Program (ARP, 1995-), Ozone Transport Commission (OTC, 1990), NO_x State Implementation Plan (SIP, 1998), OTC NO_x Budget Program (1999-2002), NO_x Budget Trading Program (NBP, 2003-2008), Clean Air Interstate Rule (CAIR, 2009-2014) og Cross-State Air Pollution Rule (CSAPR, 2015-) [70, s. 17-18], [71, s.8-10].

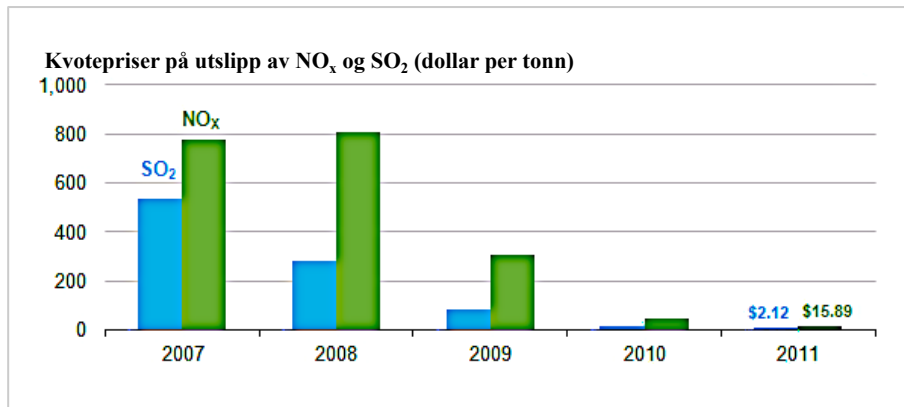
²² I 1990 ble det sluppet ut 6.4 millioner tonn NO_x i USA, mens utslippene var redusert til 1.4 millioner tonn i 2015.



Figur 29 Utslipp av NO_x under CSAPR og ARP, etter kilde, 2000-2015 [95, s.23].

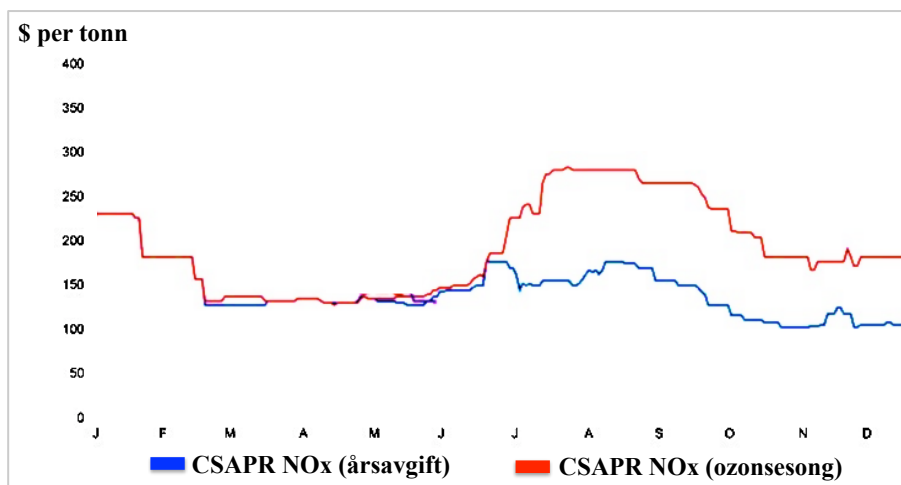
Kvotesystemet har generelt gitt vellykkede resultater når det gjelder å markant redusere og begrense utslipp. I 2015 ble over 900 000 kvoter omsatt i NO_x og SO₂-markedet i USA [95, s. 27]. Tiltakene har imidlertid vært utilstrekkelige i forhold til å eliminere samtlige miljøproblemer knyttet til forurensning, oppnå alle mål og forpliktelser og sikre en bærekraftig økonomi. Virkemidlene har i tillegg ikke vært fleksible nok og gitt svake insentiver til å redusere utslippene ytterligere, til tross for at kostnadene har vært relativt lave. [95, s.51]. Det kan være flere årsaker til dette avviket. En teori er at kvotemarkedet over tid har vært preget av politisk usikkerhet i forhold til miljøreguleringer og juridiske endringer. Uforutsigbar lovgivning og aktørenes forventninger om fremtidig klimapolitikk, påvirker markedet og har betydning for prisutviklingen²³ [83]. Strukturelle markedsendringer, som økonomiske kriser og teknologiske endringer, påvirker produksjonen, forbruket og investeringer til aktører. Dette vil videre ha effekter for kvotemarked. Tilgjengelige kvoter og prisen på utslippstillatelser kan være en god indikator på hvordan kvoteordningen fungerer i praksis. Overskudd av kvoter i markedet reduserer prisen på utslippstillatelser. En lavere kvotepris gir bedriftene svakere insentiver til å investere i miljøvennlig teknologi og redusere ytterligere utslipp av NO_x. Myndighetene bør da vurdere om utslippsgrensen er satt for høyt og om antall kvoter bør reduseres. [94, s.1]. Figur 30 viser blant annet utviklingen av kvoteprisen for utslipp av NO_x i perioden 2007 til 2011. Fra 2009 falt kvoteprisen drastisk. Hovedgrunnen til prisnedgangen var trolig usikkerhet og forventninger knyttet til endringer i regelverk og fremtidige miljøordninger. NO_x Budget Trading Program ble blant annet erstattet med Clean Air Interstate Rule i denne perioden.

²³ Se Kydland & Prescott 1977 [88].



Figur 30 Kvotepriiser på utslipp av NO_x og SO₂ i perioden 2007 til 2011 [94, s.29].

Figur 31 viser hvordan kvoteprisen fluktuerte i 2015 under CSAPR-ordningen, som ble innført samme året. I starten av 2015, var prisen på utslippstillatelser for årlige utslipp av NO_x 250 dollar per tonn utslipp. I slutten av året var prisen redusert til 99 dollar. Kvoteprisen for utslipp av NO_x i ozonsesongen var på 250 dollar i januar, men falt til 175 dollar i desember i 2015 [96]. En stor del av prissvingningene på kvotene kan altså ofte forklares ut fra politiske beslutninger og utformingen av nye miljøvennlige virkemidler [95, s.51].



Figur 31 Spotpris i U.S. EPAs kvotesystem for NO_x (januar – desember 2015) [94, s.29].

5.5. Diskusjon av resultater

Hovedvekten i denne analysen er lagt på virkemiddelbruken i forhold til reduksjon av NO_x-utslipp i Norge. Det er kun et utvalg av tilgjengelige ordninger som er vurdert. Analysen viser at det er fordeler og ulemper ved bruk av alle de respektive virkemidlene. Dette resultatet stemmer overens med samfunnsøkonomisk teori og empiri. I dette delkapittelet, og avslutningsvis, gis en kort diskusjon og oppsummering av virkemidlenes egenskaper og

virksomheter. Spesielt beskrives likhetene og forskjellene mellom et avgiftssystem, en fondsløsning og et kvoteregime.

NO_x-fondet, som består både av en medlemsavgift og en tilskuddsordning, vil gi andre fordelingsvirkninger enn et kvotemarked eller en fiskal NO_x-avgift. Medlemsavgiften til fondet overføres tilbake til virksomhetene for å dekke kostnader til utslippsreducerende prosjekter. Ved auksjonering av kvoter eller ved en statlig avgift, vil verdiene fra ordningene i motsetning tilfalle staten. Medlemsavgiften i NO_x-fondet er forskjellig for ulike næringer og er lavere enn den offentlige avgiftssatsen. I tillegg har fondets medlemmer fritak fra statlig NO_x-avgift og kan oppnå betydelige kostnadsbesparelser. NO_x-fondet anses derfor som en rimeligere løsning og er lettere å godta for bedriftene enn en standard avgift. En lavere avgift, samt støtte fra fondet, kan også gi bedriftene en konkurransefordel. Den differensierte medlemsavgiften kan imidlertid medvirke til svekket kostnadseffektivitet. En forutsetning for kostnadseffektivitet, er at alle enheter som forurensar betaler samme pris for utslippene. Virksomhetene vil da tilpasse seg slik at de marginale kostnadene blir like. Et uniformt avgiftssystem eller et kvoteregime vil ofte kunne oppfylle disse betingelsene og generere et effektivt resultat [8, s.34, 85].

Det er flere forhold som kan medføre betydelige provenytnap for staten ved å velge en fondsløsning overfor omsettelige kvoter eller en NO_x-avgift. Kvoter som auksjoneres ut til bedrifter eller en fiskal NO_x-avgift vil gi inntekter til staten. En miljøavtale vil ikke innkassere de samme offentlige inntektene. Høye kostnader knyttet til utslippsreducerende tiltak vil redusere virksomhetenes inntjente overskudd. Bedriftene betaler skatt på denne avkastningen. Skatteinntektene til staten vil dermed indirekte bli påvirket og redusert som følge av dette. Denne kostnadseffekten vil imidlertid gjelde for alle typer insentivbaserte virkemidler, også kvoter og avgifter [8, s.35]. Det er et stort avvik mellom innbetalte medlemsavgifter til fondet og mottatt støtte fra fondet. Olje- og gassvirksomhet bidrar med mest midler til fondet, men de får kun en brøkdel i retur. Næringer som betaler minst i medlemsavgifter, er mest subsidiert og får størst utbytte av miljøavtalen. Dette gir en ineffektiv inntektsoverføring fra petroleumsindustrien til øvrige næringer som er tilknyttet NO_x-fondet. Oljenæringen skattlegges i tillegg mye høyere sammenlignet med andre næringer. Provenytnapet for staten blir på bakgrunn av dette ekstra stort [8, s.35]. Utslippsreducerende tiltak iverksatt gjennom miljøavtalen vil ikke bare gi lavere utslipp av NO_x. Fondsløsningen kan også bidra til reduserte utslipp av CO₂ og andre forurensende stoffer. I tillegg kan virksomheter få

insentiver til å endre unødig utnyttelse av ressurser og til å utvikle miljøvennlig teknologi. De samme positive effektene vil også gjelde i et kvotemarked for NO_x og eller ved bruk av en NO_x -avgift [76].

I et kvotemarked for NO_x , bestemmes prisen på utslipp av tilbud og etterspørsel. Kvotepreisen er av den grunn uforutsigbar. Knapphet på kvoter vil skape en høy pris, mens overskudd av kvoter vil gi en lavere pris på utslipp. Utslippstaket fastsettes av myndighetene før etableringen. Den totale mengden utslipp vil ikke overstige denne grensen i et velfungerende kvotesystem. Størrelsen på utslippene er dermed ganske stabil. I et avgiftsregime bestemmer myndighetene prisen på NO_x -utslippene. Ved en fondsløsning avgjør næringslivet et passende nivå for medlemsavgiften. Det settes imidlertid ikke en konkret utslippsgrense som i et kvotemarked. Virksomhetene må i større grad forholde seg til nasjonale mål, internasjonale forpliktelser og grenseverdier for NO_x . Under en miljøavtale eller et avgiftssystem vil utslippene øke i takt med den økonomiske utviklingen, befolkningsveksten og ved økt energibehov. Nivået på NO_x -utslippene vil være mer ustabile og uforutsigbare med en offentlig avgift eller et NO_x -fond. Ved fravær av asymmetrisk informasjon, vil omsettelige kvoter og en offentlig NO_x -avgift gi identiske løsninger. NO_x -fondet vil avvike fra dette resultatet. Alle systemene er derimot fleksible reguleringer og gir god dynamisk effektivitet. Virksomhetene vil gjennomføre tiltak der det er rimeligst, og velger selv hvordan de skal redusere utslippene. Tilgangen på informasjon har stor innvirkning på effektiviteten til virkemidlene [87].

Ved bruk av omsettelige kvoter, avhenger fordelingseffektene av hvordan kvotene utstedes. Hvis alle kvotene deles ut gratis til virksomhetene, vil dette gi bedriftene et konkurransefortrinn overfor nye enheter. I tillegg taper myndighetene offentlig proveny. Bedriftene vil heller ikke få særlige insentiver til å investere i utslippsreducerende prosjekter. Hvis kvotene i motsetning auksjoneres ut til virksomheter, vil det innebære flere positive fordelingsvirkninger. [66, s.42]. Myndighetene mottar offentlige inntekter, som de videre kan ta i bruk for å redusere eller fjerne andre vridende skatter. Inntektene kan også benyttes til å finansiere offentlige velferdsordninger og investere i fornybar energi. På den måten kan man oppnå gunstige double dividend effekter. De samme positive virkningene kan også forekomme ved bruk av en avgift på NO_x . Ettersom inntektene til NO_x -fondet ikke tilfaller staten, vil ikke miljøavtalen gi de samme mulighetene for doble gevinster [58, s.165-168].

Det er vanskelig å avgjøre om et kvotesystem kan erstatte NO_x-avgiften eller NO_x-fondet. Omsettelige kvoter kan virke effektivt og være et fornuftig supplement til lignende reduksjonstiltak. Kvotesystemet i USA har gitt vellykkede resultater, gode erfaringer og betydelig lavere NO_x-utslipp. Implementeringen har imidlertid vært en langvarig prosess. Det tar tid å etablere et velfungerende kvotesystem og fastsette en rimelig utslippsgrense [95, s.13]. Ved tilfelle av asymmetrisk informasjon, vil et kvoteregime medføre høye administrative kostnader. I en slik situasjon, er en avgift eller et NO_x-fond å foretrekke. Dette gjelder til tross for at alle de tre virkemidlene påvirkes negativt av informasjonsskjevheter mellom markedsaktørene. Innføring av et nasjonalt kvotesystem for NO_x ville trolig ha medført høye offentlige- og samfunnsøkonomiske kostnader, spesielt på kort sikt. Kostnadene ville sannsynligvis ha avtatt og systemet hadde blitt mer effektivt på lengre sikt [66]. Disse teoriene er kun spekulasjoner. De gir imidlertid grunnlag for videre forskning og empiri.

Tabell 20 gir en oversikt over aktuelle virkemidler som kan bidra til å redusere NO_x-utslippene i Norge. Tabellen illustrerer antatte effekter ved bruk av disse virkemidlene. De forenklete vurderingene er basert på samfunnsøkonomiske teorier og empirisk forskning, som er beskrevet tidligere i utredningen [66]. Det antas at alle virkemidlene er politisk gjennomførbare og bidrar til å oppnå utslippsforpliktelsene. Dette er ikke nødvendigvis alltid tilfelle. Resultatene er situasjonsbetinget og det er umulig å forutane reelle utfall. Direkte reguleringer har ikke blitt særlig omtalt i analysen. Kapitlet tok kun utgangspunkt i et utvalg av tiltak. Noe av grunnen til dette, er at slike typer virkemidler benyttes i mindre grad enn før. Direkte virkemidler og forhandlede avtaler har likevel fortsatt en stor betydning for å begrense utslipp av NO_x i Norge. På bakgrunn av teoriene beskrevet i delkapittel 4.3.2, gjengis egenskapene til direkte virkemidler i tabell 20.

Tabell 20 Oppsummering og evaluering av ulike typer virkemidler

Virkemidler	Oppnår utslippsmål?	Kostnadseffektive?	Styringseffektive?	Politisk gjennomførbare?
Avgift	Ja	Ja	Tja	Ja
Fond (avgift + subsidie)	Ja	Tja	Tja	Ja
Omsettelige kvoter	Ja	Tja	Ja	Ja
Direkte reguleringer	Ja	Tja	Ja	Ja

* "Tja" = Usikkert utfall. Resultatene forutsetter at bestemte vilkår er oppfylt. Virkningene er som regel betinget av et optimalt marked med fullkommen konkurranse. Vanskelig å oppnå slike tilpasninger i praksis.

6. Avslutning

Utslippene av NO_x i Norge er vesentlig lavere i dag sammenlignet med utslippsnivået i 1990. Internasjonale og nasjonale strategier og handlingsplaner er etablert for å sikre bærekraftig utvikling, god folkehelse og en grønnere økonomi. Det er forventet at utslippsreduksjonene vil fortsette i riktig retning frem mot nye utslippsmål for 2030. Strengere og langsiktige utslippskrav er allerede vedtatt og skal bidra til å realisere disse forpliktelsene [18, s.64].

NO_x -utslipp kan kategoriseres som kortsiktige klimadrivere og ozonforløpere. På kort sikt kan forurensning og utslipp av NO_x ha en oppvarmende effekt på omgivelsene. Ved langvarig eksponering, kan utslippene i tillegg ha en negativ effekt på menneskers og dyrs helse og velvære. Miljøeffektene knyttet til tiltakene er trolig begrenset på kort sikt. Det vil heller ikke være mulig å sammenligne graden av kostnadseffektivitet mellom de ulike virkemidlene. For å trekke slike konklusjoner, er det behov for mer informasjon og videre utredninger om emnet [18, s.105 & s.31].

Hovedformålet med denne utredningen var å undersøke hvordan og hvorvidt virkemidler fungerer for å redusere utslippene av NO_x i Norge. Under forenklede og optimale forutsetninger, regnes de vurderte virkemidlene som like gode. Fullkommen konkurranse, perfekt informasjon, fravær av eksternaliteter og transaksjonskostnader, er noen av vilkårene som må være oppfylt i et ideelt marked. Virkemidlene vil da føre til de samme, gunstige tilpasningene i markedet og vil sikre like store utslippsreduksjoner. En miljøavtale, en fiskal avgift og et kvotesystem for NO_x , vil gi kontinuerlige insentiver til å gjennomføre utslippsreduksjoner, miljøforbedringer og kostnadsbesparelser over tid. Under ideelle betingelser, vil virkemidlene ha samme grad av dynamisk effektivitet og måloppfyllelse [66, s.13].

Det er imidlertid usannsynlig at disse forenklede forutsetningene realiseres i praksis. Perfekte systemer eksisterer ikke. Approksimative tilnærminger og nest beste løsninger kan likevel vise seg å være hensiktsmessige erstatninger og minimere effektivitetstapet [58, s.216]. Normalt vil markeder ha innslag av usikkerhet og informasjonsskjevheter som utelukker et optimalt resultat. Virkemidlene vil av den grunn ikke ha like egenskaper i en reell økonomi. Det er fordeler og ulemper ved ethvert miljøtiltak. Prisen på utslipp og kostnadene ved

ordningene vil spesielt variere. Hvilket virkemiddel som er best egnet avhenger av situasjonen [66, s.13].

Avgiften på NO_x fungerte godt på kort sikt, men man fikk aldri erfart de faktiske virkningene av den på lang sikt. NO_x-fondet ble etablert ett år etter avgiften, og flere næringer fikk avgiftsfritak. I dag er tilnærmet alle avgiftspliktige virksomheter tilknyttet fondet. Bedrifter med spesielt høye NO_x-utslipp og svak økonomi har særlig hatt nytte av støtteordningen. NO_x-fondet har bidratt til betydelige utslippsreduksjoner og miljøvennlige investeringer. Miljøavtalen kan imidlertid være mindre kostnadseffektiv sammenlignet med en fiskal avgift, ettersom medlemsavgiften er differensiert for de ulike næringene. I tillegg betaler petroleumsnæringen en høyere medlemsavgift enn andre næringer. Disse to effektene vil sammen føre til et betydelig provenyrtap for staten. Gitt at avgiftssatsen er tilstrekkelig høy, vil trolig et standard avgiftssystem kunne gi like sterke insentiver og tilsvarende utslippsreduksjoner som et NO_x-fond. Samtidig er det problematisk å evaluere de faktiske og langsiktige virkningene av en NO_x-avgift, ettersom det ikke foreligger et godt sammenligningsgrunnlag [8, s.37]. Hvis en offentlig avgift ikke er politisk gjennomførbar, kan en miljøavtale om NO_x være den nest beste løsningen. Myndighetene har mange muligheter til å endre skatte- og avgiftssystemet, og gjøre det mer effektivt og ressursparende.

Til tross for iverksettelsen av flere reduksjonstiltak, er det stor usikkerhet forbundet med fremtidige miljøproblemer og konsekvenser av NO_x-utslipp. Skadene av NO_x-utslipp kan ha virkning over lang tid og er vanskelig å måle. Man mangler informasjon om teknologiutviklingen fremover i tid, og man kjenner ikke til disse effektene i dag. Det er krevende å vurdere det langsiktige utfallet av NO_x-reduserende tiltak. Foreløpig, er det en positiv utvikling i NO_x-markeder, både nasjonalt og globalt. Et langsiktig perspektiv vil ikke nødvendigvis påvirke valget av virkemidler eller generelle resultater. Virkemidlene som er evaluert i analysen, kan gi varige og effektive virkninger for utslippsnivået [94, s.27-30].

Referanser

1. Regjeringen.no, *Grønt skifte – Klima- og Miljøvennlig Omstilling.* , Klima- og Miljødepartementet, Editors. 2014, Klima- og Energiseksjonen: Oslo.
2. Høie, H. og K.B. Thovsen, *Utslipp av forsurende gasser og ozonforløpere, 1990-2015, endelige tall.* 2016, Statistisk sentralbyrå Oslo.
3. Miljødirektoratet, *Nitrogenoksid (NOx) 2015*, Miljøstatus.no: Trondheim.
4. Ibenholt, K., J.M. Skjelvik, og T. Myhrvold-Hansen, *Næringseffekter av Miljøavtalen om NOx.* 2014, NOx-fondet: Oslo. p. 40.
5. Environmental.Protection.Agency(U.S.EPA), *Nitrogen Oxides (NOx), Why and How They Are Controlled*, in *Air Pollution Control*, C.A.T.C. (MD-12), et al., Editors. 1999: North Carolina, USA. p. 57.
6. Fløttre, N.H. og Ø. Bønes, *Sur nedbør*, E. Berg, Editor. 2010, NKI Forlaget: Oslo.
7. Pedersen, B., *Nitrogenoksider*, in *Store norske leksikon.* 2015, .
8. Hagem, C., B. Holtsmark, og T. Sterner, *Om den norske politikken for reduksjon av utslipp av NOx.* Samfunnsøkonomen, 2014.
9. Pedersen, B., *Kjemisk Reaksjon*, in *Store Norske Leksikon.* 2016.
10. Fadnes, T., *Utslipp av NOx fra petroleumsvirksomheten på norsk sokkel.* 2013, Oljedirektoratet: Stavanger. p. 35.
11. Pederstad, A., et al., *Evaluering av faklingsstrategi, teknikker for reduksjon av fakling og faklingsutslipp, utslippsfaktorer og metoder for bestemmelse av utslipp til luft fra fakling.* 2013, Carbon Limits AS: Trondheim. p. 95.
12. Alne, K.S., J.M. Øverli, og F.F.I.O.T.I.F.E.-O.P. Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Universitet, *Reduction of NOx Emissions from the Gas Turbines for Skarv Idun.* 2012, Institutt for energi- og prosessteknikk.
13. Sarsten, A. og G.O. iskaa, *Forbrenningsmotor*, in *Store norske leksikon.* 2009, Store norske leksikon.
14. Holtet, J.A., *Atmosfære: luftlaget omkring Jorden*, in *Store Norske Leksikon.* 2015.
15. Kofstad, P.K. og B. Pedersen, *Nitrogen*, in *Store Norske Leksikon.* 2016.
16. Vitousek, P.M., et al., *Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle: Sources and Consequences*, in *Ecological Applications.* 1997: Washington, D.C. p. 737-750.
17. Miljødirektoratet, *Lokal luftforurensning.* 2015, Miljøstatus.no: Trondheim.

18. Skjellum, S.F., *Forslag til handlingsplan for norske utslipp av kortlevde klimadrivere*. Rapport (Miljødirektoratet : trykt utg.). Vol. M89. 2013, Trondheim: Miljødirektoratet. 235.
19. Miljødirektoratet, *Tiltaksutredning for lokal luftkvalitet i Bergen*. 2016, Bergen kommune: Trondheim. p. 5.
20. Miljødirektoratet, Vegdirektoratet, og Norskfolkehelseinstitutt, *Varslingsklasser for luftkvalitet*. 2015, Miljøkommune.no.
21. Folkehelseinstituttet(FHI), *Luftkvalitetskriterier : Virkninger av luftforurensning på helse*. 2013, Nasjonalt Folkehelseinstitutt: Oslo.
22. Miljødirektoratet, *Grenseverdier og nasjonale mål. -Forslag til langsiktige helsebaserte nasjonale mål og reviderte grenseverdier for lokal luftkvalitet*. . 2014, Miljødirektoratet, Vegdirektoratet, Helsedirektoratet og Folkehelseinstituttet Oslo. p. 95.
23. Tietenberg, T. og L. Lewis, *Environmental & natural resource economics*. 9th ed., International ed. ed. The Pearson series in economics. 2012, Boston: Pearson.
24. Miljødirektoratet, *Plan for kalking av vassdrag i Noreg 2016–2021*. 2016. p. 24.
25. Miljødirektoratet, *Sur nedbør*. 2015, Miljøstatus.no: Trondheim.
26. Miljødirektoratet, *Bakkencær ozon*. 2014, Miljøstatus.no Trondheim.
27. Ghude, S.D., et al., *Reductions in India's crop yield due to ozone*. Geophysical Research Letters, 2014. **41**(15): p. 5685-5691.
28. Forurensningsloven, *Lov om vern mot forurensninger og om avfall* 1981, Klima- og Miljødepartementet.
29. Wethal, A.W. og B.E.A. Bjørneby, *Registrerte kjøretøy, 2016*. 2017, Statistisk sentralbyrå: Oslo.
30. REN21, *Renewables 2017 Global Status Report*. 2017, Renewable Energy Policy Network for the 21st Century: Paris, Frankrike.
31. Miljødirektoratet, *Andre lands bidrag til luftforurensning i Norge*. 2016, Miljøstatus.no: Trondheim.
32. Norsk.Institutt.for.Luftforskning(NILU), *Sur start: Klimadebatten på 70-tallet* 2015, NILU: Kjeller, Akershus.
33. UN.Economic.Commission.for.Europe(UNECE). *The Convention - The 1979 Geneva Convention on Long-range Transboundary Air Pollution*. 2016 [cited 2016 28.03.16]; Available from: http://www.unece.org/env/lrtap/lrtap_h1.html.

34. United.Nations.Treaty.Collection(UNTC), *Convention on Long-range Transboundary Air Pollution in Chapter XXVII Environment*. 2015, UNECE: Genève, Sveits. p. 3.
35. Miljødirektoratet, *Gøteborgprotokollen*. 2015, Miljøstatus.no: Trondheim.
36. Klima- og Miljødepartementet, *EØS-avtalen og miljø*. 2015: Regjeringen.no.
37. Vegdirektoratet, *Forskrift om tekniske krav og godkjenning av kjøretøy, deler og utstyr (kjøretøyforskriften)*. 1994, Samferdselsdepartementet. p. 25-1, 25-26.
38. *Katalysator – katalysator i forbrenningsmotorer*, in *Store norske leksikon*. 2013.
39. Bjørn, E., *Unødvendig og forstyrrende kjøring med motorvogn*. Lov og Rett, 2006. **45**(01 - 02): p. 98-105.
40. Klima- og Miljødepartementet, *Lokal luftkvalitet*, Transport- og Lokalmiljøseksjonen, Editors. 2014, Regjeringen: Oslo.
41. Fridstrøm, L. og R. Hagman, *NOx-komponent i engangsavgiften for biler*. 2011, Transportøkonomisk institutt. p. 3.
42. Borge, L.-E. og Finansdepartementet, *Sett pris på miljøet : rapport fra grønn skattekomisjon : utredning fra utvalg oppnevnt ved kongelig resolusjon 15. august 2014 : avgitt til Finansdepartementet 9. desember 2015*. Norges offentlige utredninger (tidsskrift : trykt utg.). Vol. NOU 2015:15. 2015, Oslo: Departementenes sikkerhets- og serviceorganisasjon.
43. Finansdepartementet. *Skattesatser 2017*. 2016 20.12.17; Available from: <https://www.regjeringen.no/no/tema/okonomi-og-budsjett/skatter-og-avgifter/skattesatser-2017/id2514837/>.
44. Oljedirektoratet, *Utslipp til luft*, Norsk.Petroleum, Editor. 2016, Olje- og energidepartementet: Oslo.
45. Skatteetaten. *NOx-avgift*. [Avgiftssats] 2016 07.12.2016 [cited 2017; Available from: <http://www.skatteetaten.no/noxavgift>.
46. Flugsrud, K., et al., *Nedgang i NOx-utslipp, men mye gjenstår. , in Utslipp av NMVOC, nitrogenoksider, svoveldioksid og ammoniakk. 1990-2008**. . 2009, Statistisk sentralbyrå: Oslo.
47. Braathu, T.H., K.E. Kolshus, og I.S. Weyer, *Miljøøkonomiske virkemidler, 2014*. 2015, Statistisk sentralbyrå (ssb): Oslo.
48. Weyer, I.S. og K.E. Kolshus, *Miljøøkonomiske virkemidler 2017*, Statistisk sentralbyrå (ssb): Oslo.

49. NHO, *Rapport om oppfyllelse av forpliktelsene i reduksjon av NOx-utslipp for 2013-2014 i miljøavtalen om NOx 2011-2017.*, in *NOx-fondets Årsrapport 2014*. 2015, Næringslivets Hovedorganisasjon (NHO). Oslo. p. 32.
50. Regjeringen.no. *Miljøavtale om reduksjon av NOx-utslipp for perioden 2018-2025*. 2017 24.05; Available from: <https://www.regjeringen.no/contentassets/5fdc56938ee14a5da786c2713e6b26ff/nox-avtale-2018-endelig-kld-24052017.pdf>.
51. NHO. *Dette er NOx-fondet*. 2017 [cited 2017 03.10]; Available from: <https://www.nho.no/Prosjekter-og-programmer/NOx-fondet/Dette-er-NOx-fondet/>.
52. NHO, *NOx-fondets Årsrapport 2016*, in *Rapport om oppfyllelse av reduksjonsforpliktelsen for årene 2015-2016*. 2017, Næringslivets Hovedorganisasjon (NHO): Oslo. p. 69.
53. NHO. *NOx-fondet; Tilslutning*. 2016 10.05.16. [cited 2016 11.05]; Available from: <https://www.nho.no/Prosjekter-og-programmer/NOx-fondet/Tilslutning/>.
54. NHO, *NOx-fondets Årsrapport 2014*, in *Rapport om oppfyllelse av forpliktelsene i reduksjon av NOx-utslipp for 2013 og 2014 i miljøavtalen om NOx 2011-2017*. 2015, Næringslivets Hovedorganisasjon (NHO): Oslo. p. 32.
55. NHO. *NOx-fondet; Miljøavtalen om NOx*. [Artikkel] 2016 [cited 2016 11.05]; Available from: <https://www.nho.no/Prosjekter-og-programmer/NOx-fondet/Dette-er-NOx-fondet/Miljoavtalen-om-NOx/>.
56. Johnsen, T., *NOx-fondet og støtte til hydrogen*, in *Grønn Fjord konferansen*, Næringslivets.NOx-fond, Editor. 2016, Næringslivets Hovedorganisasjon (NHO): Geiranger. p. 11.
57. NHO. *Miljøavtalen om NOx*. 2017 [cited 2017 04.10]; Available from: <https://www.nho.no/Prosjekter-og-programmer/NOx-fondet/Dette-er-NOx-fondet/Miljoavtalen-om-NOx/>.
58. Perman, R., *Natural resource and environmental economics*. 4th ed. ed. 2011, Harlow: Pearson.
59. Rosen, H.S. og T. Gayer, *Public finance*. 9th ed. ed. The McGraw-Hill series economics. 2010, New York: McGraw-Hill.
60. Riis, C. og E.R. Moen, *Moderne mikroøkonomi : med digital arbeidsbok*. 2011, Oslo: Gyldendal akademisk.
61. Begg, D., *Foundations of economics*. 4th ed. ed. 2009, London: McGraw Hill.
62. Andreas, F., *John Rawls (1921–2002)*. *Nytt Norsk Tidsskrift*, 2003. **20**(01): p. 96-100.

63. Hagen, K.P., *Miljøøkonomi og samfunnsøkonomisk lønnsomhet*. Concept rapport (trykt utg.). Vol. nr. 22. 2009, Trondheim: Concept-programmet.
64. Førstund, F.R. og S. Strøm, *Miljø-økonomi*. 4. utg. ed. 2000, Oslo: Gyldendal akademisk.
65. Gabrielsen, T.S. og F. Norge, *Delingsøkonomien : muligheter og utfordringer : utredning fra utvalg oppnevnt ved kongelig resolusjon 4. mars 2016 : avgitt til Finansdepartementet 6. februar 2017*. Norges offentlige utredninger (tidsskrift : trykt utg.). Vol. NOU 2017:4. 2017, Oslo: Departementenes sikkerhets- og serviceorganisasjon, Informasjonsforvaltning.
66. Fretheim, A. og M. Norge, *Virkemidler i miljøpolitikken : utredning fra et utvalg nedsatt av Miljøverndepartementet i oktober 1992 ; avgitt februar 1995*. 1995, Statens forvaltningstjeneste, Seksjon statens trykning: Oslo. p. 500.
67. Miljøavgiftsutvalget, *Mot en mer kostnadseffektiv miljøpolitikk i 1990-årene : prinsipper og forslag til bedre prising av miljøet : endelig innstilling fra Miljøavgiftsutvalget, Oslo 31. januar 1992 : Kapitlene 1-6*. 1992, Oslo: Utvalget? 237.
68. *Norges oppfølging av Kyotoprotokollen*. St.meld. ... (trykt utg.). Vol. nr 29 (1997-98). 1998, Oslo: Departementet.
69. Nordisk.Ministerråd, *Kostnadseffektive virkemidler for å redusere CO2-utslippene*. Nordiske Seminar- og Arbejdsrapporter 1992:530. Vol. 530. 1992, København: ECON, Senter for økonomisk analyse. 65.
70. Høviskeland, H.T., *Straffutmåling ved overtredelse av forurensningsloven*, Miljøkrim-Tidskriftet.for.miljøkriminalitet, Editor. 2013, Økokrim: Oslo.
71. Miljødirektoratet, *CO2-avgift*. 2015, Miljøstatus.no: Trondheim.
72. Finansdepartementet, *Indirekte skatter*. 2016, Regjeringen.no: Oslo.
73. Policonomics, *Pigouvian tax*, L. Gallego, Editor. 2012, Policonomics.com: Spania.
74. Rødseth, K.L., *Generelt om økonomiske virkemidler*. 2012, Transportøkonomisk institutt (TØI), Tiltakskatalog.no: Oslo.
75. Holm, T., et al., *Konsekvenser av lave kvotepriser i EU ETS*, C.L. AS og N. Energi, Editors. 2014, Miljødirektoratet: Trondheim. p. 43.
76. Pinchasik, D.R. og I.B. Hovi, *A CO2-fund for the transport industry: The case of Norway*. Transport Policy, 2017. **53**: p. 186-195.
77. Holtsmark, B. *Fire klimapolitiske paradokser*. [Aviskronikk] 2014 08.05.2014 [cited 2017 10.11.17]; Available from:

- https://www.aftenposten.no/meninger/kronikk/i/wEjL1/Fire-klimapolitiske-paradokser-.U3H_0CjeV8F.
78. Kwerel, E., *To Tell the Truth: Imperfect Information and Optimal Pollution Control*. The Review of Economic Studies, 1977. **44**(3): p. 595-601.
 79. Skjelvik, J.M., S. Pedersen, og P. Lindgren, *Næringsmessige konsekvenser av økt NOx-avgift som alternativ til fornyet miljøavtale 2016*, Vista Analyse AS: Oslo. p. 36.
 80. NHO, *NOx-fondets Årsrapport 2010*, in *Rapport om oppfyllelse av reduksjonsforpliktelsen i 2010*. 2011, Næringslivets Hovedorganisasjon (NHO): Oslo. p. 32.
 81. Clarke, H., I. Fraser, og R.G. Waschik, *How Much Abatement Will Australia's Emissions Reduction Fund Buy?**. Economic Papers: A journal of applied economics and policy, 2014. **33**(4): p. 315-326.
 82. Olsen, Ø. og Finansdepartementet, *Globale miljøutfordringer - norsk politikk : hvordan bærekraftig utvikling og klima bedre kan ivaretas i offentlige beslutningsprosesser*. 2009, Departementenes servicesenter. Informasjonsforvaltning: Oslo.
 83. Kydland, F.E. og E.C. Prescott, *Rules Rather than Discretion: The Inconsistency of Optimal Plans*. Journal of Political Economy, 1977. **85**(3): p. 473-491.
 84. Borge, L.-E. og F. Norge, *Sett pris på miljøet : rapport fra grønn skattekommisjon : utredning fra utvalg oppnevnt ved kongelig resolusjon 15. august 2014 : avgitt til Finansdepartementet 9. desember 2015*. Norges offentlige utredninger (tidsskrift : trykt utg.). Vol. NOU 2015:15. 2015, Oslo: Departementenes sikkerhets- og serviceorganisasjon.
 85. NHO. *Nye innbetalingssatser i 2018*. 2017 20.09 [cited 2017 10.11]; Available from: <https://www.nho.no/Prosjekter-og-programmer/NOx-fondet/Nyhetsarkiv/2017/Nye-innbetalingssatser-i-2018/>.
 86. norskpetroleum.no. *Statens inntekter*. [Artikkel] 2017 12.10 [cited 2017 04.11]; Available from: <http://www.norskpetroleum.no/okonomi/statens-inntekter/>.
 87. Regjeringen.no. *Klimakvoter*. [Artikkel] 2017 11.01.2017 [cited 2017; Available from: <https://www.regjeringen.no/no/tema/klima-og-miljo/klima/innsiktsartikler-klima/klimakvoter/id2076655/>.
 88. Rosendahl, K.E. og H.B. Storrøsten, *Gratis klimakvoter og investeringer i ren teknologi*. Økonomiske analyser, 2011. **30**(2): p. 3-7.

89. Holtmark, B., *Nasjonal klimapolitikk i lys av Kyoto-protokollen*. 1998: CICERO Center for International Climate and Environmental Research - Oslo.
90. Notaker, H. og O.T. Berg, *USAs politiske system*. 2017, Store norske leksikon.
91. Berg, O.T. og A.B. Sterri, *Norges Politiske System*. 2016, Store norske leksikon.
92. EPA, U.S. *Evolution of the Clean Air Act Atmospheric Pollution* 2017 03.01.2017 [cited 2017 15.09]; Available from: <https://www.epa.gov/clean-air-act-overview/evolution-clean-air-act>.
93. EPA, U.S. *NAAQS Table*. 2016 20.12.2016; Available from: <https://www.epa.gov/criteria-air-pollutants/naqs-table>.
94. Burtraw, D. og S.J. Szambelan, *U.S. Emissions Trading Markets for SO₂ and NO_x*. 2009, Resources for the Future.: Washington, USA. p. 42.
95. EPA, U.S. *2015 Program Progress – Cross State Air Pollution Rule and Acid Rain Program*. 20th Anniversary of the Acid Rain Program [Rapport] 2015 22.08.2017 [cited 2017 20.09]; Available from: https://www3.epa.gov/airmarkets/progress/reports/pdfs/2015_full_report.pdf.
96. EIA, U.S., *Emissions allowance prices for SO₂ and NO_x remained low in 2011*. 2012, U.S. Energy Information Administration: U.S. Department of Energy Washington, USA.

Appendiks

A. Tabeller

Tabell A. 1 Skattenivå og støtte fra fondet, 2016.

Skattenivå 2016	
Petroleumsnæringen	78 %
Øvrige næringer	24 %
Investeringsstøtte fra fondet 2016	
% av forventede tiltakskostnader	80 %

Tabell A. 2 Skattenivå og støtte fra fondet, 2010.

Skattenivå 2010	
Petroleumsnæringen	78 %
Øvrige næringer	28 %
Investeringsstøtte fra fondet 2010	
% av forventede tiltakskostnader	75 %

Tabell A. 3 Sentrale verdier i avtaleperioden 2011-2016.

Tall hentet fra NOx-fondets årsrapport 2016	
Totale utslipp rapportert (tonn NOx)	535,1
Utslipp fra petroleumssektoren	241,3
Utslipp fra SDØE	57,9
Utslipp fra privat oljeindustri	183,4
Utslipp fra andre næringer	293,75
Totale inntekter rapportert (mill. kr.)	3829,3
Inntekter fra petroleumssektoren	2654,3
Inntekter fra SDØE	636,9
Inntekter fra privat oljeindustri	2017,4
Inntekter fra andre næringer	1175
Totale investeringer (mill. kr.)	4787
(Totale inntekter / 80 % investeringsstøtte)	$(3829,3 \times (5/4))$
Investeringer i petroleumssektoren	574
Investeringer i SDØE	144
Investeringer i privat oljeindustri	430
Investeringer i andre næringer	4213

Tabell A. 4 Sentrale verdier i avtaleperioden 2008-2010.

Tall hentet fra NOx-fondets årsrapport 2010	
Totale utslipp rapportert (tonn NOx)	276,9
Utslipp fra petroleumssektoren	120
Utslipp fra SDØE	28,8
Utslipp fra privat oljeindustri	91,18
Utslipp fra andre næringer	156,9
Totale inntekter rapportert (mill. kr.)	1947,5
Inntekter fra petroleumssektoren	1320
Inntekter fra SDØE	317
Inntekter fra privat oljeindustri	1003
Inntekter fra andre næringer	627,5
Totale investeringer (mill. kr.)	2597
(Totale inntekter / 75 % investeringsstøtte)	$(1947,5 \times (4/3))$
Investeringer i petroleumssektoren	234
Investeringer i SDØE	52
Investeringer i privat oljeindustri	182
Investeringer i andre næringer	2363

Tabell A. 5 Beregning av provenyeffekter for staten. NOx-fond versus avgift. Periode 2011-2016.
 (i millioner kroner)

	Fond	Avgift
SDØE		
Utslipp	Verdi fra årsrapporten 2016.	Verdi fra årsrapporten 2016
Inntekter	(Utslippsnivå × Medlemsavgift) (57,9 tonn × 11 kr/kg = 636,9)	(Utslippsnivå × Avgiftssats) (57,9 tonn × 18,5 kr/kg = 1071) * 18,5 kr/kg NO _x er gjennomsnittlig avgiftsnivå i perioden 2011-2016.
Investeringer	3 % av totale investeringer = 144	3 % av totale investeringer = 144
Netto overføring	(Inntekt – (invst. × % invst. støtte)) (636,9 – (144 × 0.80) = 522	
Privat olje- og gassindustri:		
Utslipp	Verdi fra årsrapporten 2016	Verdi fra årsrapporten 2016
Inntekter	(Utslippsnivå × Medlemsavgift) (183,4 tonn × 11 kr/kg = 2017,4)	(Utslippsnivå × Avgiftssats) (183,4 tonn × 18,5 kr/kg = 3393)
Investeringer	9 % av totale investeringer = 430	9 % av totale investeringer = 430
Netto overføring	(Inntekt – (invst. × % støtte)) (2017,4 – (430 × 0.80) = 1673	
Andre næringer:		
Utslipp	Verdi fra årsrapporten 2016	Verdi fra årsrapporten 2016
Inntekter	(Utslippsnivå × Medlemsavgift) (293,75 tonn × 4 kr/kg = 1175)	(Utslippsnivå × Avgiftssats) (293,75 tonn × 18,5 kr/kg = 5434)
Investeringer	88 % av totale investeringer = 4213	88 % av totale investeringer = 4213
Netto overføring	(Inntekt – (invst. × % støtte)) ((4213 × 0.80) – 1175 = 2195	
Provenyeffekter:		
Avgiftsproveny, privat oljeindu.		(Inntekter × skatt%) (3393 × 0.22 = 746) Avgiftsinntekt tilsvarende 22 prosent. Næringer som skattes med 78 prosent.
Avgiftsproveny, annen næring		(Inntekter × skatt%) (5434 × 0.76 = 4130) Avgiftsinntekt tilsvarende 76 prosent. Næringer som skattes med 24 prosent.
Samlet avgiftsproveny		(746 + 4130 = 4876)
Provenytap, SDØE-øvrige næring	(Overføringer × skatt%) (522 × 0.76 = 397) Provenytap tilsvarende 76 prosent av overføringene. Næringer som skattes med 24 prosent.	
Provenytap, privat olje-øvrige nær.	(Overføringer × skatt%) (1673 × 0.54 = 903) Provenytap tilsvarende 54 prosent av overføringene. Forskjell mellom skattenivå (78 % – 24 %)	
Totalt tap pga overføring fond	(397 + 903 = 1300)	
Provenytap invst. SDØE	144	144
Provenytap invst. privat olje	(430 × 0.78 = 335)	335
Provenytap invst. annen næring	(4213 × 0.24 = 1011)	1011
Samlet provenytap investering	(144 + 335 + 1011 = 1490)	1490
Total provenyeffekt:	(1300 + 1490 = 2790)	(4876 – 1490 = 3386)

Tabell A. 6 Beregning av provenyeffekter for staten. NO_x-fond versus avgift. Periode 2008-2010.

(i millioner kroner)	Fond	Avgift
SDØE		
Utslipp	<i>Verdi fra årsrapporten 2010.</i>	<i>Verdi fra årsrapporten 2010.</i>
Inntekter	$(\text{Utslippsnivå} \times \text{Medlemsavgift})$ $(28,8 \text{ tonn} \times 11 \text{ kr/kg} = 317)$	$(\text{Utslippsnivå} \times \text{Avgiftssats})$ $(28,8 \text{ tonn} \times 15 \text{ kr/kg} = 432)$ * Avgiftsnivå 15 kr/kg NO _x innført i 2007.
Investeringer	2 % av totale investeringer = 52	2 % av totale investeringer = 52
Netto overføring	$(\text{Inntekt} - (\text{invst.} \times \% \text{ invst. støtte}))$ $(317 - (52 \times 0.75) = 278)$	
Privat olje- og gassindustri:		
Utslipp	<i>Verdi fra årsrapporten 2010.</i>	<i>Verdi fra årsrapporten 2010.</i>
Inntekter	$(\text{Utslippsnivå} \times \text{Medlemsavgift})$ $(91,18 \text{ tonn} \times 11 \text{ kr/kg} = 1003)$	$(\text{Utslippsnivå} \times \text{Avgiftssats})$ $(91,18 \text{ tonn} \times 15 \text{ kr/kg} = 1368)$
Investeringer	7 % av totale investeringer = 182	7 % av totale investeringer = 182
Netto overføring	$(\text{Inntekt} - (\text{invst.} \times \% \text{ støtte}))$ $(1003 - (182 \times 0.75) = 867)$	
Andre næringer:		
Utslipp	<i>Verdi fra årsrapporten 2010.</i>	<i>Verdi fra årsrapporten 2010.</i>
Inntekter	$(\text{Utslippsnivå} \times \text{Medlemsavgift})$ $(156,9 \text{ tonn} \times 4 \text{ kr/kg} = 627,6)$	$(\text{Utslippsnivå} \times \text{Avgiftssats})$ $(156,9 \text{ tonn} \times 15 \text{ kr/kg} = 2353,5)$
Investeringer	91 % av totale investeringer = 2363	91 % av totale investeringer = 2363
Netto overføring	$(\text{Inntekt} - (\text{invst.} \times \% \text{ støtte}))$ $((2363 \times 0.75) - 627,6 = 1145)$	
Provenyeffekter:		
Avgiftsproveny, privat oljeindu.		$(\text{Inntekter} \times \text{skatt}\%)$ $(1368 \times 0.22 = 301)$ Avgiftsinntekt tilsvarende 22 prosent. Næringer som skattes med 78 prosent.
Avgiftsproveny, annen næring		$(\text{Inntekter} \times \text{skatt}\%)$ $(2353,5 \times 0.72 = 1694,5)$ Avgiftsinntekt tilsvarende 72 prosent. Næringer som skattes med 28 prosent.
Samlet avgiftsproveny		(301 + 1694,5 = 1995,5)
Provenytap, SDØE-øvrige næring	$(\text{Overføringer} \times \text{skatt}\%)$ $(278 \times 0.72 = 200)$ Provenytap tilsvarende 72 prosent av overføringene. Næringer som skattes med 28 prosent.	
Provenytap, privat olje-øvrige nær.	$(\text{Overføringer} \times \text{skatt}\%)$ $(867 \times 0.50 = 434)$ Provenytap tilsvarende 50 prosent av overføringene. Forskjell mellom skattenivå (78 % - 28 %)	
Totalt tap pga overføring fond	(200 + 434 = 634)	
Provenytap invst. SDØE	52	52
Provenytap invst. privat olje	$(182 \times 0.78 = 142)$	142
Provenytap invst. annen næring	$(2363 \times 0.28 = 662)$	662
Samlet provenytap investering	(52 + 142 + 662 = 856)	856
Total provenyeffekt:	(634 + 856 = 1490)	(1995,5 - 856 = 1139,5)