

Bønder som klimahelte

Kan og vil landbruget bidrage?

Karin Hilmer Pedersen og Gert Tinggaard Svendsen

Kan og vil landbruget bidrage til reduktion af drivhusgasser? Undersøgelser tyder på, at der i landbrugssektoren findes et stort og uudnyttet potentiale for relativt billig reduktion af drivhusgasser. Selvom måling af reduktion i udledning af drivhusgasser indenfor landbrugssektoren er behæftet med omfattende usikkerhed, vil man ved at måle reduktion indirekte gennem relative ændringer i produktionsprocesser kunne inkludere landbrugssektoren i reguleringsordninger. Spørgsmålet er, hvordan man kan få landbruget til at bidrage? Vi overvejer brugen af standarder, grønne afgifter og omsættelige kvoter. Vi finder, at landbrugssektoren vil have en ikke ubetydelig interesse i at få tildelt kvoter og deltage i det europæiske kvotesystem, EU ETS. Landbrugets deltagelse er imidlertid ikke uproblematisk, men kræver styring og kontrolforanstaltninger, hvis kvoteordningerne ikke i stedet skal blive til 'varm luft'.

'Rewarding farmers for carbon sequestration will enhance the carbon storage potential of the agricultural sector. Implementing sustainable farming systems that sequester net carbon do not require advanced technology. However, economic incentives are needed to enable farmers to implement more sustainable agricultural practices' (IFAP, 2009).

I Kyoto-protokollen er fastsat mål for de enkelte landes reduktion af drivhusgasser. Disse målsætninger er for det første baseret på udledning af CO₂ fra energiproduktion og for det andet fastsat i forhold til den historiske udledning i 1990. Land- og skovbrugssektorens udledning af drivhusgasser er imidlertid ikke inddraget. Årsagen hertil er ikke helt klar, men problemet med land- og skovbrugssektoren består i, at sektoren ikke kun bidrager med udledning, men også optager drivhusgasser. Sektorens dobbeltfunktion komplicerer forhandlingerne, og som Grubb og Yamin (2001) noterer, ville inddragelse af sektoren netop på grund af dens dobbeltfunktion betyde, at fx. USA ikke ville være mødt med reduktionskrav af betydning. Manglende inddragelse af land- og skovbrugssektoren var således bidragende årsag til, at USA ikke har ratificeret Kyoto-protokollen, ligesom det var en delårsag til, at USA trak sig fra klimaforhandlingerne i Haag i år 2000 (Svendsen, 2003).

Offentlig regulering med henblik på at reducere CO₂-udledning har traditionelt betydet øgede omkostninger for den regulerede part. Derfor har land- og skovbrugsproducenterne selvsagt ikke stået i første række for at blive inkluderet i hverken internationale eller nationale reguleringer af udledning af drivhusgasser. Det danske skatteministeriums lovforslag i 2004 om at indføre CO₂-afgifter i landbruget fik da også en ret kølig modtagelse i Landbrugsraadets høringssvar (2004). Landbrugsrådet pegede blandt andet på, at danske CO₂-afgifter burde sammenordnes med andre reguleringstiltag og specifikt EU-kommissionens arbejde med at inkludere land- og skovbruget i den eksisterende ordning for omsættelige CO₂-kvoter, idet indførelse af såvel CO₂-afgifter som en kvoteordning ifølge høringssvaret ville indebære en uacceptabel dobbeltbeskatning af sektorens udledning af drivhusgasser.

Inddragelse af landbruget (og skovbruget) i udregningen af det enkelte lands drivhusgasudledning vil imidlertid give en umiddelbar økonomisk og klimamæssig gevinst (Stavins, 1999). Men bøndernes mulige rolle som fremtidens klimahelte har i høj grad været overset i både den akademiske litteratur og i praksis (Olesen, Fog og Svendsen, 2011). Dog tyder det indledende citat fra den Internationale Føderation af Landbrugsproducenter i 2009 på en gryende og positiv interessedelgivelse fra sektoren selv.

For det første er koblingen mellem nødvendigheden af at begrænse udledning af drivhusgasser i atmosfæren og landbrugsproduktion ny. For det andet er det nyt, at landbruget som organisation er åbne for, at der kan ske regulering på området. Mindre nyt er det dog, at landbrugsproducenterne peger på, at det, der er behov for, er økonomiske incitamenter for eksempel etablering af finansierings- og/eller kompensationsordninger, der belønner landmænd for at dyrke deres jord på en bæredygtig måde. Ser man på den eksisterende litteratur om offentlig regulering, er det sjældent et problem at opnå den ønskede adfærdsændring, hvis denne gøres økonomisk lønsom for den enkelte (for eksempel Mitnick 1980: 350-353). Der kan være argumenter for, at samfundet i visse tilfælde bør betale for en adfærdsændring, men den egentlige udfordring for offentlig regulering ligger i, hvordan man kan opnå en ønsket adfærdsændring, der både er samfundsøkonomisk hensigtsmæssig og acceptabel for den regulerede part. Netop i denne sammenhæng kunne tildeling af CO₂-kvoter og efterfølgende inddragelse i et handelssystem komme på tale.

Inddragelse af land- og skovbrugssektoren i kampen mod global opvarmning er ikke nogen simpel opgave, hvilket også kommer til udtryk i de løbende COP-forhandlinger, bl.a. inden for REDD (Wunder, 2010). Hovedspørgsmålet er derfor, om landbruget kan og vil bidrage. Som det vil fremgå af næste afsnit er der et betydeligt potentiale for, at landbruget kan bidrage med en betydelig reduktion af drivhusgasudledningen. I de følgende to afsnit ser vi derefter på, om landbruget vil. Har en regulering af landbruget et politisk potentiale? Vi ser først på producentniveau og diskuterer de samfundsøkonomiske og individuelle fordele og ulemper ved valg af forskellige reguleringsinstrumenter. Da begrænsninger i drivhusudledning imidlertid ikke længere er et rent nationalt spørgsmål, løfter vi blikket op på EU-niveau, og rejser spørgsmålet

om, hvordan regulering på individniveau også kan være hensigtsmæssig inden for det europæiske samarbejde.

Landbrugets klimamæssige potentiale

Ser man udelukkende udledning af CO₂ som del af den menneskeskabte globale opvarmning bidrager landbruget direkte gennem el-forbrug og transport og mere indirekte gennem sekundære produktionsprocesser ved anvendelse af materialer, for eksempel kunstgødning. Af EU's samlede udledning er landbrugssektorens andel 9.2 procent, og dermed den fjerde største udleder af CO₂ efter offentlig elektricitet og opvarmning (27.8 procent), transport (19.5 procent) og industri og byggeri (12.7 procent) (EEA, 2010).

CO₂ udgør imidlertid kun en del af de drivhusgasser, der forårsager klimaændringer. Af sammenlignelighedsårsager omregnes andre drivhusgasser til CO₂-ækvivalenter (Gautier, 2008). Mens landbrugets direkte CO₂-påvirkning i EU ligger på omkring 9 procent, er sektorens bidrag til den totale menneskeskabte årlige udledning af CO₂-ækvivalenter på globalt plan oppe på omkring 12 procent. Dette er et konservativt estimat, da der her alene er tale om direkte udledning, fx. kan fødevarerhåndtering og skovhugst også inddrages (Scialabba and Muller-Lindenlauf, 2010).

Selve omfanget af landbrugssektorens bidrag til global opvarmning gør sektoren interessant, men ikke mindre problematisk. Dette skyldes, at landbrugets udledning ikke kun sker i form af CO₂ men også i form af to andre drivhusgasser, metan (CH₄), som stammer fra husdyrenes tarmfunktion, og kvælstof (N₂O), som udgør en bestanddel af organisk gødning og kunstgødning til afgrøderne. Da disse to drivhusgasser indgår naturligt i de biologiske processer, som landbrugsproduktionen er afhængig af (Copa-Cogeca, 2008), bliver reduktionen heraf også mere komplekst, hvis man ønsker at fastholde nuværende omfang og karakter i landbrugsproduktionen.

Kompleksiteten i landbrugsproduktionen og dermed også i dens udledning af forskellige drivhusgasser er kernen til både at forstå problemerne med og mulighederne for at inddrage landbruget i kampen mod global opvarmning. Vi vil her peget på tre centrale elementer. For det første er landbrugets forurening kendetegnet ved at komme fra mangfoldige og diffuse

forureningskilder. Dette er i modsætning til de såkaldte punkt-kilder, hvor forureningen udledes og spredes fra et konkret og identificerbart sted som for eksempel et kloakrør eller en skorsten. For punkt-kilder er kilden til forurening således relativ simpel at lokalisere, og der er rimelig klarhed om, hvilken forurener der kan stilles til ansvar. Dette er ikke tilfældet for landbrugets diffuse forurening.

Man kan som eksempel se på nedsivning af kvælstof fra landbrugsjord til grund- og overfladevand. Vanskeligheden i at påvise en sammenhæng mellem adfærd (forureningskilden) og forurening ligger i, at nedsivning af kvælstof afhænger af jordbunds- og vejrforhold samt af hvilken afgrøde, der dyrkes på den enkelte mark. Det betyder for det første, at en regulering, der er ens for alle, i realiteten stiller landmænd forskelligt, idet tilførsel af samme mængde gødning hverken giver samme produktionsresultat, eller med andre ord vil tilførsel af samme mængden af gødning have forskellig effekt på de forskellige afgrøder, eller samme forurening. En ensartet regulering vil dermed stille producenterne forskelligt, hvilket næppe vil blive opfattet som legitim (Vatn, 2000; 114), ligesom ensartet regulering heller ikke vil være miljømæssig optimal. For det andet betyder antallet af producenter og den landbrugsforureningens karakter af en diffus forureningskilde, at offentlig kontrol med overholdelse af regler er meget omkostningsfuld, ligesom kontrol kan få et præg af tilfældighed. Kontrolproblemet indebærer i sig selv et problem for reguleringens legitimitet, men fravær eller lemfældig kontrol kan også friste landmænd til at forsøge at omgå reglerne.

Det andet problem er, at effekten af landbrugets udledning af metan fra dyrehold og udledning af kvælstof er behæftet med stor usikkerhed. For metan (CH₄) er usikkerhedsmargin i forhold til beregnet effekt \pm 30-60 procent og for kvælstof (N₂O) \pm 30-100 procent. Til sammenligning er usikkerhedsmargin for CO₂ på \pm 1-5 procent i forhold til beregnet effekt (Svendsen, 2003:101). Den store usikkerhedsmargin skyldes, at udledningen er et resultat af komplekse biologiske processer med forskellige og forandrende parametre.

Nyeste forskning viser imidlertid at denne usikkerhed kan reduceres. Målingsteknikker, der er baseret på eksisterende data fra både konventionel og økologisk landbrug, viser, at man kan reducere usikkerhedsmargen ved at opdele landbrugets produktion i henholdsvis husdyrhold og jordbrug. Disse processer kan så underinddeles i forskellige aktiviteter for

eksempel i forhold til konkret hvilke husdyr, der indgår i produktionen (se Olesen, Fog & Svendsen, 2011). Den grundlæggende ide i systemet er, at myndighederne kan specificere, hvilke praksis, der bidrager med hvilken mængde udledning, og dermed også hvilke ændringer i praksis, der afstedkommer forventet reduktion i udledning. Så i stedet for at måle udledning direkte, bliver udledning kalkuleret indirekte ved den (gennemsnitlige) ændring af udledning fra en basispraksis (eller traditionel praksis) i forhold til ændring i praksis (ibid.). Usikkerheden er dog ikke fjernet helt. Det betyder, at et reguleringssystem fortsat kan være behæftet med et legitimitetsproblem, og dermed også med en tendens til at regulerede vil søge at unddrage sig regulering.

Det tredje problem ligger i, at landbruget ikke kun udleder drivhusgasser, men også fungerer som såkaldt CO₂-dræn, idet træer og planter binder CO₂ i deres rodnet. Selvom der er usikkerhed om, hvor mange drivhusgasser som planter kan tilbageholde, er man forholdsvis sikker på, at ændringer i landbrugsproduktionens profil fra primært etårige afgrøder til flerårige planter vil kunne fungere som CO₂-dræn, eventuelt med henblik på fremstilling af biomasse eller som følge af bevidste ændringer i vores madkultur (Nørretranders, 2010: 89-94). Inddragelse af arealanvendelse reguleres indenfor 'Land Use, Land Use change and Forestry' (LULUCF), som imidlertid ikke anerkendes som en del af EU's reduktionsmål (Basse, 2009;12). Uanset at inddragelse af CO₂-dræn i klimaregnestykket vil være både kompleks og kontroversiel, må en sådan helhedsanalyse af klimapåvirkningen alligevel overvejes, idet det kan bidrage til at skabe goodwill og tilslutning fra landbruget selv.

Selvom de tre 'problemer' hver for sig bidrager til at øge usikkerheden i en vurdering af landbrugsproduktionens påvirkning af klimaet, har landbruget efter alt at dømme et stort potentiale til at reducere drivhusgasser i atmosfæren. Alene det, at landbruget ikke direkte har været underlagt regulering på området gør, at der er et potentiale alene ved at høste 'lavt-hængende-frugter', det vil sige at reducere udledning af drivhusgasser med relativt lave marginalomkostninger. Det gælder både i form af ændrede og bedre metoder til jordforarbejdning og græsningsstyring og øget fokus på etablering af de såkaldte 'CO₂-dræn'. I tillæg hertil vil en overgang til økologisk jordbrugsproduktion yderligere kunne reducere udledning. Det skyldes for det første, at økologisk jordbrug i højere grad bibeholder jordens

bonitet gennem større indhold af organisk materiale, og dermed jordens egnethed som 'CO₂-dræn' (FIBL, 2006). For det andet anvender økologisk jordbrug ikke kunstgødning men udelukkende naturlig gødning (gylle). Selvom der således ikke ændres ved miljøbelastning i forhold til udbringning af gødning, ligger potentialet i, at man undgår energiforbruget i produktionen af kunstgødning. I forhold til konventionelt landbrug har Fliessbach (2007) anslået, at økologisk jordbrug bidrager med 35-37 % mindre CO₂ per hektar. Dette skal dog sættes i forhold til, at produktionen (output) fra økologisk jordbrug også er væsentlig lavere end ved konventionel produktion, hvilket sætter spørgsmålet om global opvarmning og konsekvenser heraf over for problemer med fødevarer sikkerhed og globalt set et stadig stigende befolkningstal.

Spørgsmålet er derfor næppe, *om* landbruget skal inkluderes i kampen mod klimaforandringer, men nærmere hvordan. Vi vil derfor i det følgende se på, hvordan den samfundsøkonomiske effektivitet varierer ved forskellige valg af reguleringsinstrumenter, og hvordan disse valg kan påvirke graden af reguleringens legitimitet og dermed implementeringen inden for landbrugets egne rækker.

Standarder eller grønne afgifter?

Den traditionelle måde at kontrollere forurening på i Vesteuropa har været regulering i form af standarder (*'command-and-control'*-tilgangen). Brug af standarder indebærer, at alle producenter 'adopt the same measures and practices of pollution control and thus accept identical shares of pollution control burden regardless of their relative impacts' (Andersen, 1994; 21). Blandt andet derfor er der blandt miljøforskere og politiske beslutningstagere en stærk skepsis imod denne type forureningskontrol. Argumentet er, at fastsættelse af standarder for det maksimalt tilladte indhold af forurenende stoffer i miljøet kun giver incitament til at reducere forureningen til den fastsatte grænse. Fastsættelse af grænseværdier rejser derfor tre problemer.

For det første er der for de fleste forureningstyper en betydelig usikkerhed om, hvornår en grænseværdi er tilstrækkelig restriktiv. Hvis grænseværdierne således er sat lavt, kan miljøpåvirkningen alligevel udgøre en sundhedsrisiko, hvorved reguleringen primært får

signalkarakter. For det andet giver faste grænseværdier ikke forureneren tilskyndelse til at reducere forureningen yderligere, uanset om yderligere reduktion ikke ville indebære større omkostninger. For det tredje er fastsættelse af grænseværdier ikke baseret på samfundsøkonomiske betragtninger om, hvordan forureningsbekæmpelsen kan ske mest effektivt. Når alle forurenere mødes med krav om at overholde de samme standarder, vil den forurenende virksomhed, der økonomisk set kan gøre det mest effektivt, blive bedre stillet end den, der kun kan opfylde kravene med betydelige omkostninger.

Disse problemer har ført til en stigende interesse for at finde andre måder at regulere privat adfærd på. Selvom frivillige aftaler ofte nævnes, har forskningen de sidste tyve år været koncentreret om markedsbaserede miljøpolitiske styringsinstrumenter, der ved at påvirke den økonomiske incitamentsstruktur, gør det individuelt rationelt at ændre adfærd i retning af opnåelse af de miljøpolitiske målsætninger (Tietenberg og Lewis 2009). Det er imidlertid ikke ligegyldigt, hvilke markedsbaserede instrumenter man vælger. Den akademiske og politiske debat går for det første på, hvilke incitamenters forskellige instrumenter skaber, og for det andet på de samfundsøkonomiske konsekvenser. Vi vil i det følgende først se på den samfundsøkonomiske effekt mellem valget af enten standarder eller miljøafgifter, og derefter se på effektforskellen ved valget mellem enten miljøafgifter eller omsættelige forureningskvoter.

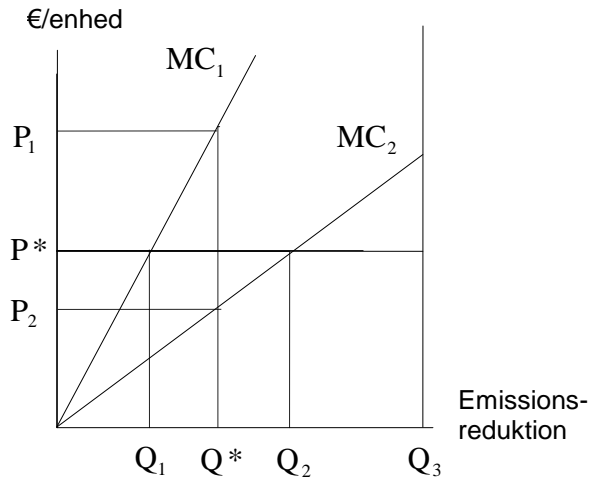
I begyndelsen af sidste århundrede foreslog den engelske økonom, Arthur C. Pigou (1920), at indførelse af en grøn afgift (miljøafgift) kunne man mindske de omfattende problemer med smog i London. Pigou påviste, at ved at anskue forurening som en negativ eksternalitet, hvor de private omkostninger er lavere end de sociale omkostninger, ville indførelse af en miljøafgift betyde, at forureneren blev konfronteret med en pris, der reflekterede den faktiske sociale marginalomkostning. En miljøafgift, som blev beregnet som forskellen mellem forurenerens private marginalværdi og den sociale marginalværdi, ville således internalisere eksternaliteten i de økonomiske kalkulationer.

Pigou's oprindelige anbefaling er stadig gældende: ved at pålægge en miljøafgift direkte på forureningsudledningen, som er ens pr. enhed vil virksomhederne reducere deres forurening indtil det punkt, hvor marginalomkostningerne ved at reducere deres forurening med

yderligere en enhed er lig med afgiftssatsen. Den sidste forureningsenhed koster derfor det samme i alle virksomheder, hvilket er afgørende fra et samfundsøkonomisk synspunkt. Hvis det modsatte er tilfældet, det vil sige, at der vedtages forskellige afgiftsniveauer, vil producenter, der skal betale den lavere afgift reducere deres udledning til et niveau hvor marginalomkostningerne er lig med afgiften, mens producenter, der skal betale den højere afgift, vil reducere deres udledning yderligere, det vil sige, indtil afgiften matcher marginalomkostningerne. Det samfundsøkonomisk problematiske ved en differentieret afgift er således, at udgifterne vil forureningsbekæmpelse ikke sker til den økonomisk set mest fordelagtige pris, men derimod afhænger af producenternes individuelle marginalomkostningsniveau. I forlængelse heraf kan man argumentere for, at det vil være samfundsmæssige fordele ved, at afgifter pålægges producenterne frem for forbrugerne, idet det er billigere for producenterne end for forbrugerne at reducere forureningen med en ekstra enhed. Miljøafgifter i produktionsleddet vil således føre til en nedsættelse af samfundets totale reduktionsomkostninger, men det forudsætter fortsat, at afgiftsniveauet er ens for alle.

Tilbage til spørgsmål om hvorvidt afgifter er et bedre samfundsøkonomisk tiltag end fastlæggelse af generelle standarder for udledning. Forskellen kan illustreres gennem følgende eksempel, som er relateret til den klimapolitiske udfordring om reduktion af virksomheders udledning af. Antag, at vi har to forurenende virksomheder: Virksomhed 1 (V1) og Virksomhed 2 (V2). Figur 1 viser, at jo større forskellen i marginalomkostningerne (MC) er, jo mindre er omkostningerne ved reduktion af CO₂-udledning, hvis man anvender grønne afgifter sammenlignet med en standard.

Figur 1: Standard vs. afgift



Hvis det besluttes, at udledning af CO₂ skal reduceres med Q^* , kan miljømyndighederne anvende en standard eller en afgift til opnå målet. En standard vil indebære, at begge virksomheder må udlede forureningsenheder svarende til Q^* . Samfundsøkonomisk er det et problem, fordi marginalomkostningerne for V2 (MC₂) ved at reducere udledning er mindre end marginalomkostningerne for V1 (MC₁) ved det eksisterende produktionsniveau. Det vil derfor være bedre for samfundsøkonomien som helhed at kræve, at V2 reducerer deres udledning af CO₂ mere end V1. Ved i stedet at anvende en afgift, som sættes til P^* , vil afgiften motivere V2 til at reducere dens emissioner mere end V1, men med lavere omkostninger samtidig med at man opfylder målsætning om at reducere udledning af CO₂ til Q^* (se Baumol og Oates, 1988). Denne konklusion fremkommer således:

Antag, at Q_1 er 1 reduktionsenhed, Q^* er 2 reduktionsenheder, og Q_2 er 3 reduktionsenheder. Antag derudover, at P_1 er 6 €/enhed, P^* er 3 €/enhed og P_2 er 2 €/enhed. Så får vi følgende resultater: Hvis begge virksomheder pålægges den samme standard, Q^* , er de totale reduktionsomkostninger €8, som fremkommer ved, at V1 kan opfylde kravene ved $P_2 = €2$ mens V2 først opfylder kravene ved $P_1 = €6$. Hvis begge virksomheder derimod pålægges en afgift, P^* , er de totale reduktionsomkostninger €6, idet V1 ved en omkostning på €3 kan reducere udledningen med 3 enheder (Q_2) og selvom V2 kun kan reducerer udledning med 1 enhed (Q_1) vil den samlede reduktion alligevel opfylde målsætningen på 2 enheder. Det betyder, at samfundet sparer €2 ved at anvende en grøn afgift sammenlignet med en standard.

På denne måde ville en afgift, P^* , motivere V2 til at reducere sin CO_2 -udledning mere end V1, og forureningen ville dermed blive reduceret til de laveste økonomiske omkostninger, netop fordi V1 og V2 vil skære i udledningen, indtil marginalomkostningerne ved yderligere CO_2 -reduktion er lig med afgiften. Figur 1 viser også, at hvis begge virksomheder får tildelt f.eks. $Q_3 - Q^*$, vil V1 købe 1 enhed (kvote) af V2 til kvoteprisen P^* . Så en grøn afgift er fra samfundets synspunkt mere økonomisk effektiv end en standard.

Selvom en afgift er bedre set fra samfundets synspunkt, er det ikke givet, at afgifter også er bedre end standarder set fra den forurenende virksomheds synspunkt. Se på figur 1 igen og lad os antage, at Q_3 svarer til, at udledningen af CO_2 fjernes totalt, og at dette sættes til at være 5 CO_2 -enheder. En afgift betyder, at V1 ud over omkostningerne forbundet med at reducere udledningen til Q_1 må betale en afgift for alle udledte enheder, dvs. rektanglet $(Q_3 - Q_1)P^*$. Denne ekstra betaling på €12 sammen med de €1,5 til reduktionsomkostninger betyder en samlet pris på €13,5 ved en afgift, mens omkostningerne ved en standard for V1 kun vil være på €6. V2 vil ligeledes blive pålagt de ekstra omkostninger til afgifter, som ses i rektangel $(Q_3 - Q_2)P^*$. De ekstra omkostninger på €6 lagt til reduktionsomkostninger på €4,5 giver i alt €10,5, hvilket igen er markant højere end de €2, som V2 skulle betale ved en regulering.

Hverken V1 eller V2 er derfor interesseret i grønne afgifter, idet en afgift alt andet lige altid vil øge de individuelle omkostninger sammenlignet med standarder. Idet afgifter, som vist ovenfor, er mere samfundsøkonomisk effektive end standarder, kunne man for at gøre afgifter acceptable for forureneren vælge at tilbageføre hele eller en del af afgiftsindtægten til den forurenende virksomhed. Det kunne for eksempel ske ved, at der gives et tilskud til forurenerne for hver enhed, de reducerer CO_2 -udledningen. Den løsning er dog problematisk, idet det ligefremt kan blive profitabelt at blive ved med at drive den industri, der ydes tilskud til, ligesom nogle måske endda vil øge forureningsniveauet for at opfylde kravene for at modtage betalingen (Kamien et al., 1966; Bramhall & Mills, 1966; Baumol og Oates, 1988). Ikke overraskende har økonomerne således ikke anset tilskud som et tilfredsstillende miljøpolitisk instrument. Men når man alligevel har anvendt miljøtilskud, har det primært været for at kompensere forurenerne for nogle af omkostningerne ved at opfylde reguleringerne, og ofte har sådanne betalingsordninger kun været i brug i begrænsede tidsperioder. Men ved at sørge

for at en afgift i hvert fald ikke bliver en mere omkostningsfuld løsning for producenterne, kan denne samfundsøkonomisk mest hensigtsmæssige løsning formentlig lettere opnå legitimitet blandt producenterne.

Miljøtilskud kan, selvom økonomerne ikke anbefaler at anvende dem, også forsvares inden for ordninger, hvor producenter betales for at reducere miljøskader. Vender vi os mod landbruget, er der etableret tilskud, som er beregnet til at motivere landmændene til at indføre miljøvenlige produktionsmetoder i miljøfølsomme områder. Det rejser imidlertid et tillægsproblem, fordi økonomiske incitament, selv når de er anvendt til at ændre forurenende adfærd, i bund og grund er i modstrid med princippet om, at forurenere betaler. Dertil kommer, at såvel tilskud som tilbagebetaling af grønne afgifter rejser en række fordelingsmæssige problemer, kan resultere i for mange virksomheder i en sektor og i det hele taget give anledning til såvel markeds- som politiske forvriddinger og konflikter.

Grønne afgifter eller handel med CO₂-kvoter?

Det ovenstående argument om de samfundsmæssige fordele ved grønne afgifter satte i 1970'erne spørgsmålet om anvendelse af standarder ud på et sidespor. I stedet fokuserede debatterede på forholdet mellem grønne afgifter og omsættelige forureningskvoter. På grund af de problemer som forskellige ordninger om helt eller delvist at tilbageføre en afgift til forurenere, vil vi i den følgende diskussion om afgifter versus kvotehandel derfor udelukkende se på effekten af afgifter isoleret set dvs. *uden* tilbagebetalings- eller tilskudsordninger.

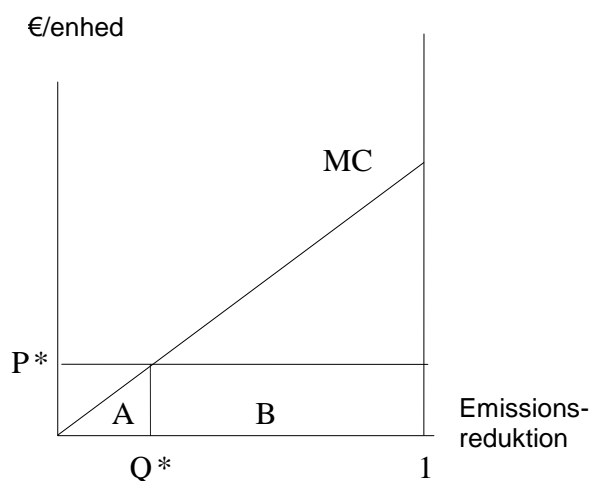
Den 1. januar 2005 lancerede EU verdens første handelssystem for drivhusgasser (*Emission Trading System*, ETS). Handelssystemet er en enestående opfindelse inden for moderne miljøregulering, som er blevet overført til EU på baggrund af vellykkede erfaringer fra USA med at reducere SO₂-udledning (Svendsen, 1998). I EU's handelssystem giver ejerskabet af en kvote ret til at udlede 1 ton CO₂-ækvivalenter. Når en virksomhed har udledt CO₂ svarende til en kvote i et givent år, trækkes den tilbage fra markedet. Så længe ens kvoter ikke er blevet anvendt, fortsætter de med at cirkulere, og alle kvoter er identiske, uanset hvilket år de er blevet udstedt. Et marked for handel med CO₂-kvoter, der fungerer inden for rammerne af et

'udledningsloft' kan være en genial måde at nå det ønskede mål for reduktion af CO₂ på, fordi reduktionen af drivhusgasser finder sted, hvor det er mest omkostningseffektivt (Markussen og Svendsen, 2005).

Handel med forureningskvoter som styringsinstrument blev introduceret af Dales (1968). Montgomery (1972) påviste herefter, at i en verden med fuld information, ville et system med omsættelige forureningskvoter samfundsøkonomisk være lige så effektivt som indførelse af grønne afgifter. Handel med forureningskvoter er baseret på det såkaldte *grandfathering-princip*. *Grandfathering* betyder, at virksomheder får tildelt en mængde gratis kvoter afhængig af deres historiske forureningsniveau, dvs. tidligere forureningsprofil. Denne *grandfathering* er både styrken og akilleshælen ved handel med forureningskvoter. Vi vil her se på styrken ved kvotehandel og, i næste afsnit, hvor vi vender blikket på de overnationale problemer med at indføre forureningskvoter, se på akilleshælen.

Sammenligner man den samfundsøkonomiske gevinst ved at indføre et system med omsættelige forureningskvoter i forhold til en afgift, viser det sig, at denne løsning også set fra producenterne er økonomisk mest rationel, hvilket er illustreret i figur 2.

Figur 2: Afgifter kontra grandfathering af kvoter



Antag, at CO₂-udledningen for en given industri skal reduceres med Q*, og at de marginale reduktionsomkostninger (MC) øges lineært i takt med, at reduktionen af CO₂-udledning (Q) øges. Hvis man vil opnå reduktionsniveauet Q*, vil den korrekte CO₂-afgift svare til P* per enhed. Omkostningerne herved svarer til områderne A og B. Indenfor området A vil forureneren kunne dække omkostningerne ved en reduktion via de marginale omkostninger. For hver enhed som producenten forurener ud over Q*, vil det imidlertid kunne svare sig at betale afgiften og fortsætte med at udlede frem for at reducere udledningen. Den samlede regning for virksomheden beløber sig derfor til område B. Samfundsøkonomisk kan man sige, at afgiften er neutral, idet den blot omfordeler fra virksomheden til befolkningen som helhed. Ikke desto mindre er det en driftsomkostning for virksomheden, som mindsker den politiske accept af afgiften væsentlig (Daugbjerg, 1998; Svendsen, 1998).

Ved omsættelige kvoter er forholdet anderledes. I modsætning til en afgift vil de direkte omkostninger for virksomhederne på et kvotemarked kun være området A. Det skyldes som nævnt, at virksomhederne ved *grandfathering* får tildelt historisk betingede rettigheder til at udlede en vis forurening. I Figur 2 får virksomheden således tildelt retten til at udlede Q* - 1 gratis. *Grandfathering* betyder, at der ikke længere er nogen afgift på udledning, og forureneren sparer derfor området B sammenlignet med de grønne afgifter.

fordelingsreglen ved *grandfathering* består således i, at forureneren gratis får tildelt rettighederne til en given forurening. Hvis en virksomhed for eksempel udledte 100 ton CO₂ i 1990, vil virksomheden modtage 100 CO₂-kvoter, hvor hver kvote giver ret til at udlede et ton CO₂. Træffes der en politisk beslutning om, at virksomhedens udledning af CO₂ reduceres med 5 %, sker der herefter en devaluering af antal kvoter til 95 kvoter. I den henseende svarer anvendelsen af *grandfathering* til anvendelsen af standarder, idet omfanget af den acceptable forurening bliver fastsat politisk.

Forskellen mellem standarder og kvotehandel er, at kvotehandel for det første giver virksomheden ret til at udlede en vis mængde CO₂, og for det andet giver virksomheden ret til at omsætte kvoterne frit på et marked. Beslutningerne om, hvor udgifterne til reduktion af

forurening skal placeres, flyttes dermed fra det politiske niveau til produktionsleddet. Hvis forurenernes marginalomkostninger ved at mindske sin egen udledning således er mindre end den pris, som virksomheden kan opnå ved at sælge CO₂-kvoter, vil dette være økonomisk hensigtsmæssigt for virksomheden. Samtidig vil det også være den samfundsøkonomiske bedste måde at opnå en reduktion af CO₂-udledning. På denne måde kan kvotehandel være politisk attraktivt for producenterne, men attraktionen er betinget af, at *grandfathering* giver dem gratis historiske emissionsrettigheder (Daugbjerg og Svendsen, 2001).

Kvotehandlens attraktivitet giver imidlertid eksisterende virksomheder et fortrin frem for nye virksomheder, som må købe sig ind på markedet. Så mens vinderne er eksisterende virksomheder (som opnår deres kvoter uden omkostninger), er taberne fremtidige virksomheder (som må købe alle deres kvoter fra eksisterende virksomheder). I forhold til den politiske proces er denne fordeling væsentlig, idet de fremtidige virksomheder, taberne, selvsagt ikke er repræsenteret på den politiske arena. Perspektiverne for en beslutning, der går i retning af kvoteandelsordninger, er dermed stor, idet producentlobbyen, som repræsenterer de eksisterende virksomheder, og som ser en klar fordel ved ordningen, dominerer den politiske beslutningsproces (Svendsen, 1998).

Overføres disse generelle betragtninger konkret til landbrugssektoren, vil de eksisterende landbrug gennem *grandfathering* have en ikke ubetydelig interesse i at blive inddraget i en ordning med kvotehandel. Det skyldes for det første, at *grandfathering* er baseret på historiske CO₂-udledninger, hvilke har været betragtelige indenfor sektoren. Landbrugssektoren kan derfor forvente at få tildelt en del CO₂-kvoter, og fordi sektoren har et betydeligt potentiale for at reducere udledning af CO₂ med relativt lave omkostninger, vil landmanden kunne opnå en indtægt ved at sælge kvoter på markedet. For det andet vil landbruget også kunne forvente at opnå yderligere CO₂-kvoter, som derefter kan generere en indtægt, hvis landbrugets effekt som CO₂-dræn kommer til at indgå i regnskabet. Inddragelse af landbruget i bekæmpelse af global opvarmning kan således ses som en mulighed, som vil kunne finde legitimitet indenfor sektoren selv.

Landbrugssektoren i EU og perspektiverne ved handel med CO₂-kvoter

EU's ambitioner på klimaområdet ligger i 20/20/20-planen, dvs. en reduktion af CO₂-udledning med 20 procent i 2020 i forhold til 1990 og yderligere med 10 procent under rette betingelser, dvs. hvis for eksempel USA accepterer reduktionskravene, en øget andel af vedvarende energikilder til 20 procent og en forøget energieffektivitet med 20 procent (Commission, 2010;8). Hovedhjørnestrategien for at opnå de ønskede reduktioner i CO₂-udledning er fortsættelse af det kvote-handelssystem, som EU initierede i 2005 (EUC Climate Action 2010). EU har imidlertid fravalgt at lade landbrugssektoren indgå i regnskabet omkring CO₂ reduktioner, ligesom landbruget også er ekskluderet fra at indgå i EU's kvotehandelsmarked. Dette var som udgangspunkt en bevidst beslutning, som var grundlagt i den betydelige usikkerhed om, hvordan man kunne måle sektorens udledning (for eksempel CEU, 2001). Selvom usikkerheden i dag kan mindskes, som ovenfor angivet, og selvom der er øget opmærksomhed på landbruget som en sektor, der kan bidrage med at reducere klimapåvirkningerne, sker der fortsat kun lidt på området.

Dette står i modsætning til USA, hvor der langsomt er ved at opstå et CO₂-marked med landbruget som aktiv part. På det amerikanske CO₂-marked udnyttes landbrugets muligheder som CO₂-dræn, således at landbruget kan sælge CO₂-kvoter, som de opnår ved at ændre produktionsformer, ved skovrejsning og lignende. Dette sker fortsat på et moderat niveau, men udgør et perspektiv i amerikansk landbrugspolitik og prioriteringer indenfor landbrugsforskningen (Young et al. 2007). Den relative amerikanske aktivisme kan synes paradoksalt, da USA i modsætning til EU netop ikke har ratificeret Kyoto-protokollen og derfor heller ikke er mødt med internationale krav om CO₂-reduktion. På den anden side giver fraværet af internationale forpligtigelse måske netop USA den frihed til at vælge CO₂-reducerende tiltag til, som Kyoto-protokollen's fokus på energiforbruget ikke åbner op for inden for EU.

Et andet aspekt ved det amerikanske kvotemarked er, at det er baseret på frivillighed, dvs. at landbruget tilslutter sig ordningen, selvom de ikke er underlagt fastsatte reduktionskrav. Erfaringer med frivillige ordninger tyder imidlertid på, at de kun er effektive, hvis der ligger en latent og troværdig trussel om, at der vil blive indført en bindende regulering på området, hvis de frivillige ordninger ikke fører til den ønskede reduktion (Héritier & Eckert, 2009). Frivillige ordninger kan imidlertid være banebrydende for udvikling af nye tiltag, der herefter kan blive mere permanente og eventuelt på senere tidspunkt kobles til reduktionskrav.

Inddragelse af landbruget i EU's kvotehandel er imidlertid, som vist i andet afsnit, ikke uproblematisk. Dertil kommer, at EU's konsensus-prægede beslutningsproces kræver samtykke om politikken fra flere og divergerende interesser (Hix, 2006). Spørgsmålet er, med hvilken sandsynlighed integration af landbruget i et CO₂-handelssystem vil kunne opnå opbakning. Den følgende diskussion vil tage afsæt i de problemer og debatter som er blevet ført omkring indførslen af CO₂-handel og se på landbrugets specifikke forhold i relation hertil.

Inddragelse af landbruget kan ikke undgå at rejse spørgsmålet om usikkerhed om målemetoder til at vurdere landbrugets konkrete udledning af drivhusgasser og værdien af CO₂-dræn specifikt. Selvom yderligere forskning på området må forventes at give større viden og dermed også mere sikre estimater på området, kan der være argumenter for, at landbruget allerede nu kunne inkluderes i et handelssystem, i hvert fald på de områder hvor usikkerheden er minimal. Som nævnt tidligere, kan usikkerheden allerede i dag mindskes ved at flytte fokus fra landbrugets direkte udledning af drivhusgasser til den relative ændring i produktionsprocesser. Forslaget kan sættes i relation til den engelske effekt-orienterede tilgang til miljøpolitik, der er i modsætning til den kontinentale kilde-orienterede tilgang via udledningsstandarder. En sådan mere effekt-orienteret tilgang til miljøregulering i EU er i forlængelse af mere generelle tendenser i EU's instrumentvalg på miljøområdet (Halpen; 2010; 49). Inddragelse af landbruget i CO₂-handlen vil således være et forslag som briterne ville forventes bifalde, ligesom deres liberale markedsorienterede tilgang til miljøpolitik, som CO₂-handlen er udtryk for, også er udtryk for britiske præferencer (Wetterstad, 2009). Forventning om britisk tilslutning bygger også på, at England har vedtaget et ganske vidtrækkende og holistisk *low-carbon* program med reduktionsambitioner på mindst 34 procent i 2020 og op til 80 procent i 2050 med 1990 som basislinjen (UK Carbon Plan, 2010;5). Sådanne målsætninger vil kunne gøre landbrugets potentiale som bidragsyder særdeles attraktivt.

Etablering af et troværdigt og effektivt kvotehandelssystem er et andet problem. Problemet ligger for det første i at fastsætte historiske rettigheder, *grandfathering*, og for det andet i at holde de udstede rettigheder inden for et loft (*'cap-and-trade'*), der sikrer, at kvotehandel resulterer i nedbringelse af CO₂-udledning. Selvom EU's kvotehandelsordning netop fokuserer på mulighederne ved handel under et loft, som gradvist men effektivt kan reduceres

(Clima Action 2010), har de første erfaringer ikke været opmuntrende. EU's kvotehandel blev skudt i gang med en pilottest i perioden 2005-2007 og dernæst første bindingsperiode, 2008-2012. Kvotehandlen blev som udgangspunkt etableret som et decentralt system, hvor udstedelse af historiske rettigheder blev foretaget af medlemslandene selv i form af *Nationale handlingsplaner*. Disse handlingsplaner skulle efterfølgende kontrolleres og godkendes af Kommissionen. Det decentrale system viser styrken af de enkelte medlemslandes ønsker om ikke at overdrage omfattende rettigheder til EU som overnational institution. Den decentrale ordning resulterede imidlertid i omfattende *grandfathering* med meget moderate reduktioner til følge og efterfølgende i et større forhandlingsarbejde mellem Kommissionen og de enkelte lande (Wettersted, 2009; 314 f.). Selvom EU's system således er baseret på et 'loft', illustrerer de tidlige erfaringer Ackhilleshælen ved *grandfathering*, nemlig at man ved *grandfathering* risikerer at fastholde produktionen på et højt udledningsniveau. Den politiske vilje til at stramme handelssystemet i forhold til reelle reduktioner bliver derfor Alfa og Omga for systemet. Denne vilje er blevet mere troværdig, idet konsekvensen af de tidlige erfaringer med EU's kvotesystem førte til en centralisering af kvotehandlen med langt større kompetencer til EU kommissionen (se Wettersted, 2009 for en læseværdig analyse af, hvordan forskellige integrationsteorier – intergovernmentalisme og neofunktionalisme – bidrager med delargumenter for denne udvikling).

Det andet problem er, at dataindsamling og håndhævelse af systemet sker i medlemslandene selv. Lande som specielt de nye østeuropæiske medlemslande men også Grækenland og Italien, der slås med ineffektive administrationer og korrupsion (Johannsen og Pedersen, 2008), ikke fremtræder som troværdige partnere i systemet. Håndhævelsesproblemet er ikke løst endnu for den eksisterende kvotehandel (Svendsen, 2008). En centralisering af håndhævelsen til EU niveau vil imidlertid bryde med medlemslandenes monopol på retshåndhævelse og administration, hvilket er et af de helt fundamentale karaktertræk ved EU-systemet. En løsning på dette problem vil derfor kræve en endnu større revolution af EU-systemets funktionsmåde end centralisering af selve kvotehandlen.

Et yderligere spørgsmål er, om inddragelse af landbruget i kvotehandel skal ske i forhold til den generelle handel eller som en selvstændig sektorpulje. Samfundsøkonomisk vil der formentlig være størst gevinst ved at samle kvotehandlen i én pulje, hvorved reduktioner ved lavere

marginalomkostninger i landbruget kan købes af industrien, hvor marginalomkostningerne er højere. En analyse fra CONCITO peger imidlertid på det fortsatte problem, at der er overudbud af CO₂-kvoter, hvorved systemet ikke skaber CO₂-reduktion (Minter, 2011). En inddragelse af landbruget i det fællessystem vil øge kvoterne, og det kan derfor af hensyn til, at ordningen også resulterer i lavere udledning være en ide at starte med et marked indenfor sektoren selv. En mulig foreløbig løsning på håndhævelsesproblemet kunne være at starte kvotehandel indenfor de geografiske områder (medlemslande), hvor det politiske og administrative system har kapaciteten til at håndhæve ordningen.

Konklusion

Kan og vil landbruget bidrage til reduktionen af drivhusgasser? Det overordnede svar er ja. Udgangspunktet for at inddrage landbruget i reduktion af drivhusgasser er uanset forskellige usikkerheder og problemer, at landbruget yder et væsentligt bidrag med udledning af drivhusgasser, men samtidig også fungerer som opmagasinering af selvsamme.

I det europæiske kvotesystem, EU ETS, er *grandfathering* hidtil blevet anvendt. Dette styringsmiddel er politisk mere attraktivt end standarder og afgifter, fordi udgangspunktet er en gratis tildeling af historiske CO₂-udledninger. Eftersom udledningen af CO₂ og andre drivhusgasser er betragtelige indenfor landbrugssektoren, vil denne derfor kunne forvente at få tildelt en del CO₂-kvoter. Den hidtil ensidige fokusering på udledning af CO₂ og dermed energiproduktionens anvendelse af fossile brændstoffer i klimapolitikken, bidrager til at komplicere relationen mellem interesser i en aktiv klimapolitik på den ene side og et produktionseffektivt landbrug på den anden. Inkluderingen af landbruget i opnåelsen af nationale mål for reduktion af drivhusgasudledning vil dermed øge den samfundsøkonomiske effektivitet.

Uanset problemerne med ved at lade landbruget indgå i kvotehandlen kan det imidlertid ses om en løftestang for behovene for ændringer i EU's landbrugspolitik. Den situation, hvor den fælles landbrugspolitik (*Common Agricultural Policy, CAP*) har beslåglagt halvdelen af EU's budget og som en udgift, der var fastlagt i EU-traktaterne, er kun blevet mødt med marginale ændringer gennem årene (Fouilleux, 2004). Lissabon-traktaten ændrer imidlertid landbrugets specielle

position i EU's budgetter og øger EU Parlamentets indflydelse på fordelingen af budgettet. Gratis tildeling af kvoter til landbrugssektoren kan fremadrettet ses som en alternativ indtægtskilde og derved fungere som en fremadrettet strategi til en reform af landbrugspolitikken. Såvel landbrugsorganisationerne som de enkelte medlemslande ville formentlig kunne acceptere en sådan ordning og dermed gøre landbruget til fremtidens klimahelte.

Da landbrugssektoren efter alt at dømme har et betydeligt potentiale for at reducere udledning af CO₂ og andre drivhusgasser med relativt lave omkostninger, vil landmanden kunne opnå en indtægt ved at sælge kvoter på markedet. Et fremtidsperspektiv kunne være at etablere begrænsede pilotprojekter i områder, hvor der er tillid til den statslige kontrol og monitorering. Fungerer dette, vil handelssystemet gradvist kunne udvides til at omfatte såvel økologisk som konventionelt landbrug i de øvrige EU-lande.

Litteratur

Andersen, M.S. (1994), *Governance by Green Taxes: Making Pollution Prevention Pay*, Manchester: Manchester University Press.

Basse, E.M. (2009). Ellen Margrethe, *Centrale emner på COP15*, konferencenotat, "Klima på dagsordenen", 9.9.2009.

Baumol, W.J. and W.E. Oates (1988), *The Theory of Environmental Policy*, 2nd ed., New York: Cambridge University Press.

Bramhall, D.F. and E.S. Mills (1966), A Note on the Asymmetry between Fees and Payments, *Water Resources Research*, 3, 2, 615–16.

CEU (2001). Proposal for a directive of the European parliament and of the council establishing a scheme for greenhouse gas emission allowance trading within the Community and amending Council Directive 96/61/EC (presented by the Commission) Brussels, 23.10.2001, COM (2001) 581 final 2001/0245 (DOC) http://europa.eu/eurolex/en/com/pdf/2001/en_501PC581.pdf
Commissionen 2010. *Europe 2020. A strategy for smart, sustainable and inclusive growth*, COM (2010) 2020, Brussels 3.3.2010. Assessed May 2011 at:
http://europa.eu/press_room/pdf/complet_en_barroso_007_-_europe_2020_-_en_version.pdf

Copa-Cogeca, 2008. Agriculture to combat climate change. Declaration for the United Nations Climate Change Conference in Poznan, 1st-12th December 2008.

Dales, J.H. (1968), *Pollution, property, and prices*. Toronto, Ontario: University of Toronto Press.

Daugbjerg, C. (1998) *Policy Networks under Pressure: Pollution Control, Policy Reforms and the Power of Farmers*. Aldershot: Ashgate Publishing.

Daugbjerg, C. and Svendsen, G.T., 2001. Green Taxation in Question: Politics and Economic Efficiency in Environmental Regulation. Palgrave Publishers Ltd (MacMillan), London.

EEA, 2010. EEA Viewer. <http://dataservice.eea.europa.eu/pivotapp/pivot.aspx?pivotid=475>. Accessed May 10, 2010.

EUC Climate Action 2010. EU Commission Climate Action web site accessed May 2011 at: http://ec.europa.eu/clima/policies/ets/index_en.htm

Fouilleux, Eve (2004), "CAP Reforms and multilateral Trade Negotiations: Another View on the discourse Efficiency", *West European Politics*, vol. 27, no. 2, pp. 235-255.

FIBL, 2006. Organic Farming and Climate Change. International Trade Centre UNCTAD/WTO Research Institute of Organic Agriculture (FiBL). Geneva.

Fliessbach, 2007. Organic Farming and Climate Change, Working Paper, Climate Change and Organic workshop at BioFach 2007, Accessed October 2008 at: <http://www.fibl.org/aktuell/pm/2007/documents/0215-climate-change-proceedings-en.pdf>

Gautier, Catherine (2008) *Oil, Water, and Climate. An Introduction*, Cambridge University Press.

Grubb, M. and F. Yamin (2001), 'Climatic collapse at The Hague: what happened, why, and where do we go from here?' *International Affairs* 77, 2, 261–276.

Halpern, Charlotte (2010) "Governing Despite its instruments? Instrumentation in EU Environmental Policy" *West European Politics*, vol. 33, no. 1, 39-57.

Héritier, Adrienne & Sandra Eckert (2009), "Self-Regulation by Associations: Collective Action Problems in European Environmental Regulation", *Business and Politics*, vol. 1, no. 1.

Hix, Simon (2006), "The European Union as a Polity" in Knud Erik Jørgensen et al. (red) *Handbook of European Union Politics*. London: Sage, pp. 141-158.

IFAP (2009). *IFAP Declaration: Farmers' solutions to climate change – proposals for including agriculture in a post-Kyoto agreement*.

<http://www.ifap.org/en/documents/ClimateChangeFarmersSolutionsDeclaration.pdf> [accessed 9/2/2009].

Johannsen, Lars og Karin Hilmer Pedersen (2008), "Korruption i postkommunistiske lande: et forbigående eller permanent fænomen?", *Nordisk Østforum*, nr. 3-4, pp. 271-287.

Kamien, M.I., N.L. Schwartz, and F.T. Dolbear, (1966), 'Asymmetry between Bribes and Charges', *Water Resources Res.*, 2(1), 147-57.

Markussen, P. and Svendsen, G.T., 2005. Industry Lobbying and the Political Economy of GHG Trade in the European Union. *Energy Policy*, 33, 245-55.

Minter, Michael (2011). "Skandaleramt. Klimakvoter i overlevelseskamp" *Politiken*, 21. Februar 2011: 8.

Mitnick, Barry M. (1980): *The Political Economy of Regulation. Creating, Designing, and Removing Regulatory Froms*, New York, Columbia University Press.

Montgomery, W.D. (1972), 'Markets in Licenses and efficient Pollution Control Programs', *Journal of Economic Theory*, 5(3), 395-418.

Nørretranders, Tor (2010), *Vild Verden – fremtidens føde*, København, Tiderne skifter

Olesen, J.E., Fog, E. and Svendsen, G.T., 2010. Benefits for European Farmers from Carbon Trading. Paper presented at the Round Table on Organic Agriculture and Climate Change (RTOACC), May 10-11, 2010. Research Institute of Organic Agriculture FiBL, Frick, Switzerland.

Pigou, A.C. (1932 [1920]), *The Economics of Welfare*. London: Macmillan and Co.

Scialabba, N.E. and Muller-Lindenlauf, M. (2010) 'Organic agriculture and climate change', *Renewable Agriculture and Food Systems*, Vol. 25, No. 2, pp. 158-169.

Stavins, R. (1999), 'The Costs of Carbon Sequestration: A Revealed-Preference Approach', *American Economic Review*, 89 (4), 994-1009.

Svendsen, G.T. (2003). *Political Economy of the European Union: Institutions, Policy and Economic Growth*. Cheltenham: Edward Elgar.

Olesen, J.E., Fog, E. and Svendsen, G.T., 2011. Benefits for European Farmers from Carbon Trading. Paper presented at the Round Table on Organic Agriculture and Climate Change (RTOACC), May 10-11, 2010. Research Institute of Organic Agriculture FiBL, Frick, Switzerland. Submitted

Tietenberg, Tom and Lynne Lewis (2009), *Environmental and Natural Resource Economics*. Pearson International, 8th edition.

Svendsen, G.T. (1998), *Public Choice and Environmental Regulation: Tradable Permit Systems in United States and CO₂ Taxation in Europe*. New Horizons in Environmental Economics, Edward Elgar, Cheltenham, UK.

Svendsen, G.T. (2008), 'Hvordan måle lobbyisme I EU? CO₂-kvoter som case', *Politik*, Vol. 11, Nr. 4, 18-26.

UK Carbon Plan (2010) The government of United Kingdom, at:

<http://www.decc.gov.uk/assets/decc/What%20we%20do/A%20low%20carbon%20UK/1358-the-carbon-plan.pdf>

Young, Linda M. et al. (2007), "Carbon Sequestration in Agriculture: EU and US Perspectives", *The Agricultural Economics Society*, vol. 1, no. 4, pp. 32-37.

Vatn, A. (2000), 'Efficiency and Fairness: The Norwegian Experience with Agri-Environmental Taxation,' in M.S. Andersen and R.-U. Sprenger (eds.) *Market-based Instruments for Environmental Management: Politics and Institutions*, Cheltenham: Edward Elgar, 111–28.

Wettestad, Jørgen (2009), "European Climate Policy. Toward Centralized Governance", *Review of Policy Research*, vol. 26, no. 3, pp. 311-328.

Wunder, Sven (2010), "REDD: skovenes rolle I klimabeskyttelsen", *Politik og Økonomi*, vol. 83, no. 3, pp. 30-41.

